



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

Christophe Viavattene

► To cite this version:

Christophe Viavattene. Exploitation socio-économique de la modélisation souterraine du transfert des nitrates à l'échelle du bassin de la Seine. Sciences of the Universe [physics]. École Nationale Supérieure des Mines de Paris, 2006. English. NNT : . pastel-00001750

HAL Id: pastel-00001750

<https://pastel.hal.science/pastel-00001750>

Submitted on 24 Aug 2006

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THESE

Pour obtenir le grade de

Docteur de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris

Spécialité « Hydrologie et Hydrogéologie Quantitatives »

Présentée et soutenue publiquement

par

Christophe Viavattene

Le 28/02/2006

Exploitation socio-économique de la modélisation souterraine

du transfert des nitrates à l'échelle du bassin de la Seine

Membres du jury

B. BARRAQUE	Ecole Nationale des Pont et Chaussées	Rapporteur
P-A. JAYET	Institut National de la Recherche Agronomique	Rapporteur
F. LAURENT	Université du Mans	Examineur
E. LEDOUX	Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris	Examineur
P. MARET	Agence de l'Eau Seine-Normandie	Examineur
J-M. MONGET	Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris	Directeur de thèse

RESUME

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 longs 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.

La première étape de notre travail a donc consisté en une exploitation prospective du modèle agro-hydrologique MODSUR-STICS-NEWSAM, développé dans le cadre du programme PIREN-Seine pour simuler l'impact des pollutions diffuses azotées d'origine agricole sur les trois principaux aquifères du bassin de la Seine. Sur la base d'un recensement des pratiques agricoles observées à l'échelle de grandes régions agricoles sur la période 1992-1998, deux scénarios ont été élaborés : continuité de ces pratiques en « laisser-faire » et application de mesures agro-environnementales. L'évolution de la médiane de la distribution des concentrations mesurées en nitrates, indice statistique caractérisant chaque aquifère, permet d'estimer l'impact des mesures à diverses échéances. Par confrontation entre données simulées avec données observées sur une période de 30 ans, le risque de dépassement d'une valeur seuil est évalué pour chaque cellule du modèle et agrégé à l'échelle des masses d'eau souterraines du bassin. Chaque masse d'eau peut alors être caractérisée par sa probabilité de franchissement des seuils de concentration de 25, 40, 50 et 100 mgNO₃/l.

La seconde partie de ce mémoire a pour objectif de mettre en œuvre l'exploitation socio-économique des résultats du modèle en déterminant les coûts et les bénéfices attendus des mesures agricoles préventives. Les surcoûts supportés par les agriculteurs tiennent compte des variations de rendements simulés par STICS et des coûts imputables à la mise en place des mesures. L'évaluation des bénéfices se limite à l'estimation des dommages évités pour la production domestique d'eau potable depuis les ressources en eau souterraine. Deux méthodes ont été employées. La première est basée sur l'approche de R.L. Raucher appliquée à l'ensemble du bassin en supposant qu'un traitement curatif systématique des eaux brutes est mis en œuvre dès que la probabilité de dépassement du seuil de 50 mgNO₃/l devient trop grande. La seconde approche simule à l'aide d'un système multi-agents (SMA), le comportement des unités de gestion et d'exploitation (UGE) face à une pollution avérée de leur ressource. Ce modèle, baptisé WATER-RUSH, est appliqué sur plusieurs décennies au territoire de trois masses d'eau du bassin de la Seine couvrant 612 UGE, soit 1 027 communes. Cet outil permet de tester les différentes solutions pouvant être adoptées par les UGE suivant un critère de moindre coût et la prise en compte des conditions locales d'exploitation: mélange au sein du réseau, approfondissement des captages, traitement des eaux brutes, abandon et recherche de nouvelle ressource intra ou extra UGE. Sur cette base, le surcoût de chaque solution est calculé annuellement sur toute la période simulée et rapporté au mètre cube produit.

ABSTRACT

The French water laws of 1964 and 1992 are providing the basis of a nationwide integrated water management system decentralized among six hydrographic districts. The European Water Framework Directive (WFD) was adopted in December 22, 2000. While not fundamentally revising this type of basin organization it brings a new environmental emphasis planned and evaluated on the basis of smaller hydrographic entities called “water bodies”. It is also encouraging the systematic use of economic tools. By 2009, the Water District Agencies (in, French, Agences de l’Eau) need to define their district management plan and lay out a series of measures which by 2105 would help in reaching a “good” water status.

Among the objectives of improvement of the water quality, proper reduction of nitrates in groundwater bodies is one of the main challenges faced by the management of the Seine river basin. The contamination source originates from the diffuse pollution generated by widely established farming practices all over the watershed. Agro-environmental measures have been promoted in the area since several years in order to reduce the amount of nitrogen load from agriculture. However, due to the slow adoption of these measures by farmers and the extremely long response time of the nitrate concentration in groundwater, the capacity of reaching a “good” groundwater status by 2015 can be questioned.

In the first part of our work, the MODSUR-STICS-NEWSAM agro-hydrology numerical model was used in order to simulate the distribution of nitrates in groundwater over the three main aquifers of the Seine river basin. Initially developed within the framework of the PIREN-Seine program, the model has been used in order to predict the effects of various basin wide farming policies ranging from the “business as usual” scenario to a diversity of agro-environmental measures. The model has been calibrated using existing farming practices regionally surveyed from 1992 to 1998 and by comparing computed nitrogen concentrations with those observed over a 30 years period over a large quantity of wells covering the whole basin. Calibration is performed using the annual evolution of the median of the nitrate concentration’s statistical distribution. The predicted median for each aquifer is used along with an uncertainty model in order to evaluate the risk of exceeding the WFD prescribed quality levels (50 or 100 mgNO₃/l) either for each 1 km² model cell or aggregated at the scale of the basin designated groundwater bodies.

The second part aims at exploring various ways of using the model predictions in a socio-economic context in order to evaluate the costs and benefits of the various proposed improved environmentally friendly farming policies. The farmers' added costs are determined from direct measures' costs and from the crops yield variation computed by the STICS agronomy model. The evaluation of benefits is limited to the avoided damages for the drinking water domestic consumers. In a first approach, avoided damages are computed basin wide from the Raucher's method applied to the case of systematic curative treatment of water wells applied when the probability of exceeding the 50 mgNO₃/l base level is too high. The second approach is based on the development of the WATER-RUSH agent-based model which simulates the behaviour adopted by municipal water syndicates (UGE) when facing a pollution increase of their drinking water wells. The model is applied over several decades for a total of 612 UGE for the three groundwater bodies in the Seine basin. This tool enables a more realistic account of the various solutions adopted on a least cost basis by each UGE along the simulation history. The alternatives simulated by WATER-RUSH are: a deepening of the existing wells, a well closure followed by the drilling of a new well, a mixing of produced water with a cleaner source, an "ad hoc" water treatment or the linking to an alternate groundwater source either within the UGE syndicate or outside its territory. The model determines the least costly solution adopted by each UGE every year and computes the overall accumulated cost for each m³ over the simulated period.

Remerciements

Je tiens à exprimer mes premiers remerciements et toute ma gratitude à mon directeur de thèse, Jean-Marie Monget. Loin de mes premières années universitaires passées à compter les oiseaux (et non les grenouilles), je n'aurais pu accomplir cette tâche sans son expérience et l'aide qu'il m'a apportées au cours de ces nombreuses années de travail en commun. Et je saisis ici l'occasion de le remercier de m'avoir fait partager une inoubliable expérience au sein du projet Mesta-Nestos deux années durant. Ceci m'amène à remercier David d'avoir permis cette rencontre sans laquelle rien n'aurait vu le jour.

Je remercie également les membres du Centre d'Informatique Géologique qui ont contribué à ce travail et plus particulièrement Emmanuel Ledoux, Pascal Viennot, Florence Habbets et Isabelle Olzenski.

Un grand merci à Alex, Clément, Dialecti, Florence, Marc, Nicolas, Olivier, Xarris pour ses moments partagés du petit déjeuner, au pique nique bellifontain, jusqu'aux retours en navette, parfois interminables, ... sans oublier la dream team du ballon rond.

Je souhaiterais aussi remercier l'ensemble des personnes qui ont participé à leur manière à ce travail ainsi que les rapporteurs et examinateurs de cette thèse pour leurs remarques pertinentes. J'en profite pour saluer plus particulièrement Bernard Barraqué, pour ces missions menées ensembles et celles à venir, Marc Benoît et Céline Schott de l'INRA-Mirecourt pour leur précieuse contribution, ainsi que mes interlocuteurs de la DIREN, l'AESN et la DRASS pour leur coopération.

Je n'oublie pas ma famille, ma belle famille, et mes amis bretons pour leur soutien, le littoral breton pour son air iodé et vivifiant ! Et Typhaine, qui n'a pas hésité à me rejoindre à Paris pour faciliter notre vie et m'encourager dans cette entreprise.

INTRODUCTION	23
I - L'EAU POTABLE ET SA GESTION DANS LA ZONE D'ETUDE	27
I-1 – Problèmes de l'eau en quelques chiffres clés	27
I-1-a Disponibilité de la ressource en eau	27
<i>Climat et précipitations au niveau national</i>	27
<i>Les eaux souterraines en France</i>	28
<i>Les spécificités du bassin de la Seine</i>	29
I-1-b L'utilisation de la ressource hydrique	31
<i>Les besoins en eau au niveau national</i>	31
<i>Les spécificités du bassin de la Seine</i>	32
I-1-c Qualité de l'eau et son suivi au plan national	34
I-2 – Historique de la politique de l'eau en France	37
I-2-a Le 19 ^{ème} siècle : modernisation des services de distribution et d'assainissement	37
I-2-b L'après seconde guerre mondiale : apparition des premiers conflits d'usage	38
I-2-c La loi sur l'eau de 1964 : réglementation des usages de l'eau	39
I-2-d La loi sur l'eau de 1992 : l'eau, un patrimoine commun	41
I-2-e Directive Cadre sur l'Eau : un nouveau cadre européen	42
<i>Objectifs de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE)</i>	42
<i>Le projet de réforme de la politique de l'eau en France</i>	43
<i>L'« état des lieux » et le concept de « masse d'eau »</i>	44
<i>Les « masses d'eau souterraine » selon la DCE</i>	45
<i>L'objectif 2015</i>	47
I-2-f Le régime juridique propre à l'exploitation des eaux souterraines en France	48
I-3 La gestion de l'eau potable	49
I-3-a Le prix de l'eau	49
<i>Le plan national</i>	49
<i>Le prix de l'eau dans le bassin de la Seine</i>	51
I-3-b Organisation des services d'eau potable et d'assainissement	52
<i>Les spécificités du bassin parisien en ce qui concerne l'eau potable</i>	56
I-3-c Les outils de gestion de l'eau	61
<i>La « police de l'eau »</i>	61
<i>Le rôle des Agences de l'Eau</i>	62
<i>Mesures locales spécifiques à l'alimentation en eau potable d'origine souterraine. Les périmètres de protection</i>	63

<i>La complexité de la gestion spatialisée de l'alimentation en eau potable d'origine souterraine.</i>	65
II – LES NITRATES	71
II-1 Les nitrates dans les eaux	71
II-1-a Origines des pollutions en nitrates	71
II-1-b Les pollutions diffuses azotées d'origine agricole	72
II-1-c Impact sur la ressource en eau	75
II-2 - La lutte contre les pollutions diffuses azotées d'origine agricole	78
II-2-a - Nitrates, média et politique	78
II-2-b Lutttes contre les pollutions diffuses	80
<i>La réglementation européenne</i>	80
<i>Des actions essentiellement basées sur le volontariat</i>	82
<i>Stratégie préventive : les collectivités en action</i>	85
II-3 Impact des pollutions et conséquences économiques pour la production d'eau potable	88
II-3-a L'agriculture intensive, source d'externalités	88
<i>Risque pour l'eau potable</i>	89
<i>Risques d'eutrophisation</i>	91
II-3-b Stratégies de réponse à la contamination des captages d'eau potable	92
II-3-c Incidences économiques de chaque stratégie	94
<i>Recherche d'une nouvelle ressource</i>	94
<i>Interconnexion</i>	95
<i>Traitement</i>	96
<i>Solutions préventives</i>	97
III - MODELISATION AZOTEE SOUTERRAINE A L'ECHELLE DU BASSIN DE LA SEINE	101
III-1 Domaine d'étude : le bassin de la Seine	101
III-1-a Le domaine souterrain exploité	101
III-1-b Activités agricoles et pollution nitrique	102
III-2 Mise en œuvre du modèle hydrogéologique couplé MODCOU-NEWSAM	105
III-2-a Structuration spatiale du modèle	105
III-2-b Données de forçage météorologique	107
III-2-c Ajustement du modèle souterrain	108
III-3 Le modèle agronomique STICS et sa spatialisation	110

III-3-a Principe du modèle	110
III-3-b Spatialisation de STICS	112
III-3-c Mise en œuvre de la simulation d'un scénario de « Laisser-faire »	114
<i>Données pédologiques</i>	115
<i>Données agricoles</i>	115
<i>Données climatiques</i>	116
III-3-d Résultats de simulation de la charge potentielle sous-racinaire en nitrates	118
III-4 Le modèle couplé MODSUR-STICS-NEWSAM	121
III-4-a Description générale du modèle	121
III-4-b Caractérisation statistique de la contamination nitrique souterraine observée....	124
<i>La base de donnée ONQES</i>	124
<i>Caractérisation de la contamination nitrique du bassin de la Seine à l'aide des données ONQES</i>	125
<i>Lissage structurel des données ONQES</i>	128
III-4-c Ajustement et validation du modèle couplé	129
<i>Conformité des résultats du modèle au schéma statistique</i>	130
<i>Calage statistique des concentrations en nitrates calculées sur les données observées après lissage structural</i>	131
IV – EXPLOITATION PROSPECTIVE DES RESULTATS DE SIMULATION	135
IV-1 Résultat des simulations pour les aquifères à différents horizons temporels	135
IV-2 Construire un prédicteur des niveaux de nitrates en tout point	138
IV-2-a Erreurs d'estimation du modèle MODSUR-STICS-NEWSAM	138
IV-2-b Origines possibles des écarts	141
IV-2-c Calcul des probabilités de dépassement de seuil	142
IV-3 Résultats des simulations à l'horizon 2015	143
IV-3-a Résultats par aquifère maillé	143
IV-3-b Résultat par masses d'eau et risque de dépassement de seuils	145
IV-4 Simulation des effets de scénarios agricoles prospectifs	148
IV-4-a Les scénarios prospectifs choisis	148
IV-4-b Efficacité des mesures à l'échelle de chaque UGSM de STICS spatialisé	150
IV-4-c Evolution comparée des résultats des scénarios à l'échelle des aquifères	154
V - EXPLOITATION SOCIO-ECONOMIQUE DES SCENARIOS TENDANCIELS	161
V-1 L'économie de l'environnement en application	161
V-1-a Principe et méthode des analyses « coût-efficacité » et « coût-bénéfice »	162

V-1-b Valeur environnementale de la ressource en eau	164
V-1-c Le couplage économie-physique appliqué aux cas des pollutions diffuses.....	167
<i>Un système complexe à représenter</i>	167
<i>Le couplage entre modèles économiques et physiques pour la gestion des ressources en eau</i>	170
<i>Prédominance des analyses « coût-efficacité » dans le cas des pollutions diffuses. Quelques exemples</i>	175
V-2 Analyse économique des résultats de simulation à l'échelle du bassin de la Seine	180
V-2-a Exemple de calcul « coût-efficacité » à l'échelle des UGSM de STICS spatialisé	181
V-2-b Une méthode d'évaluation des bénéfices utilisant l'approche de R.L. Raucher ..	187
V-2-c Analyse « coût-bénéfice » des mesures de protection contre les nitrates.....	190
<i>Probabilités de dépassement de seuil à l'échelle des communes</i>	190
<i>Calcul de l'espérance mathématique du dommage à l'échelle des Unités de Gestion et d'Exploitation</i>	194
<i>Résultats « coût-bénéfice » à l'échelle du bassin de la Seine</i>	197
V-3 Développement d'un modèle de simulation multi-agents (SMA): application à l'échelle de trois masses d'eau du bassin	199
V-3-a Les systèmes multi-agents (SMA).....	199
V-3-b Développement du modèle multi-agents WATER-RUSH.....	205
<i>Présentation générale du système WATER-RUSH</i>	205
<i>Entités et initialisation du modèle WATER-RUSH</i>	207
<i>Déroulement de la simulation</i>	210
V-3-c Cadre géographique d'expérimentation de WATER-RUSH.....	217
V-3-d Exploitation des résultats de WATER-RUSH.....	221
<i>Conditions physiques du milieu fournies par MODSUR-STICS-NEWSAM</i>	221
<i>Suivi global du « paysage » des UGE et de leurs captages</i>	224
<i>Surcoût d'intervention supporté par les UGE</i>	229
<i>Bénéfice net obtenu par la mise en place des mesures de protection</i>	234
<i>Perspectives sur l'utilisation du modèle WATER-RUSH</i>	235
CONCLUSION ET PERSPECTIVES	239
BIBLIOGRAPHIE	243
SIGLES ET ABBREVIATIONS	255
ANNEXES	259

Annexe 1 - Etude de Cas : Douchy-MontCorbon	261
Annexe 2 - Etude de Cas : Plaine du Saulce	267
Annexe 3 – Les zones agricoles homogènes du bassin de la Seine	275
Annexe 4 –Diagrammes fonctionnels du modèle WATER-RUSH	279
Annexe 5 - Assessing the impact of future nitrogen diffused pollution scenarios on the ground water resources of the Seine river basin	283
1. Groundwater and the EU WFD.....	283
2. The trends in groundwater nitrates concentration in the Seine basin.	284
3. The economics of groundwater quality in France.....	287
4. Basin wide groundwater nitrate concentration modelling	294
5. Evaluation of basin wide nitrate reduction measures and economic impact	298
5.1 - <i>Scenarios including groundwater protection measure</i>	299
5-2 - <i>How to estimate the benefits that the different policy will bring to different stakeholders?</i>	301
6 –Future developments.....	305
Bibliography	307

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Evolution des précipitations et pluies efficaces en France depuis 50 ans (IFEN, Janvier 2002).....	28
Figure 2 : Topographie du bassin hydrographique de la Seine.....	29
Figure 3 : Carte hydrogéologique simplifiée du bassin de Paris d'après Certes et al. (1997) (Gomez, 2002)	30
Figure 4 : Evolution des prélèvements d'eau en France selon les grands secteurs d'activité depuis 50 ans (IFEN, Juillet 2005)	32
Figure 5 : Densité de population sur le bassin de la Seine (Source: Inventaire Communal 1998 – INSEE).....	33
Figure 6 : Parties à l'affleurement des « masses d'eau souterraine » du district : « Bassin Seine et cours d'eaux côtiers normands » (AESN-DIREN, 2004)	46
Figure 7: Prix moyen du m ³ de l'ensemble de l'eau (eau potable et assainissement) par département (IFEN, 2003)	50
Figure 8 : Répartition du prix de l'eau en 2002 sur le district de gestion de l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN-DIREN, 2004)	52
Figure 9 : Densité des UGE par département <i>On remarque que le bassin de la Seine est une des zones où la densité des unités de gestion de l'eau est la plus grande</i>	56
Figure 10 : Les unités de distribution d'eau potable à l'intérieur du périmètre urbain de la Ville de Paris (source : CRECEP)	57
Figure 11 : Réseau de distribution et de traitement en eau potable assurant l'approvisionnement de la ville de Paris (source : Eau de Paris).....	59
Figure 12 : Répartition des prises d'eau en rivière dans le district de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (AESN-DIREN, 2004).....	60
Figure 13 : Répartition géographiques des unités de gestion de l'eau (UGE) sur le bassin de la Seine (source : Inventaire Communal 1998 - INSEE).....	61
Figure 14 : Captages de production d'eau potable (AEP) sur le district de gestion de l'Agence de l'Eau Seine Normandie sur fonds des périmètres de « masse d'eau souterraine » à l'affleurement (AESN-DIREN, 2004)	64
Figure 15 : Territoire physiographique du SAGE de Beauce	66
Figure 16 : Découpage des entités administratives de l'eau opérant sur le territoire du SAGE de la nappe de Beauce.....	67

Figure 17 : Evolution des concentrations en nitrates mesurées dans quelques sources exutoires des principaux aquifères du Bassin Parisien Sources : <i>Billen et al. (2001) en référence à : Brie (calcaire de) (Roberts et al, 1987) ; Champigny (calcaire de) (Poitevin, 1997) ; Craie champenoise (Strebel et al, 1989)</i>	77
Figure 18 : Les « zones vulnérables » au titre de la directive 91/676/CEE sur le bassin de la Seine (source : RNDE).....	81
Figure 19 : « Contrats Ruraux » signés (vert) et en préparation (rouge) pour le district de Seine Normandie en 2002 (AESN, 2004).....	85
Figure 20 : Evolution des coûts d'investissement d'un captage d'eau en fonction de la profondeur de la prise (d'après AESN, 1994).....	95
Figure 21 : Evolution des coûts d'investissement pour une adduction entre deux captages (données AESN 2005)	95
Figure 22 : Evolution des coûts d'investissement pour le traitement des nitrates en fonction de la capacité de débit de l'installation (D'après AESN, 1993)	96
Figure 23 : Vue tridimensionnelle des trois principaux aquifères du bassin	102
Figure 24 : Surplus d'azote estimé sur le bassin de la Seine (AESN, 2004).....	103
Figure 25 : Nombre de captages abandonnés sur la période 1993-2002 (AESN, 2004)	104
Figure 26 : Evolution des concentrations en nitrates dans les eaux souterraines sur la période 1998- 2001 (AESN, 2004)	105
Figure 27 : Principe de la schématisation multicouche du modèle MODCOU	106
Figure 28 : Maillage de la couche de surface du modèle MODCOU pour le bassin de la Seine.	106
Figure 29 : Maillage des formations souterraines prises en compte dans le modèle MODCOU du bassin de la Seine.	107
Figure 30 : Grille d'entrée des données météorologiques.....	107
Figure 31 : Evolution comparée du débit mesuré et calculé par MODCOU pour la Seine à Paris Austerlitz et de l'évolution de la piézométrie mesurée et calculée par NEWSAM à Vailly (nappe de la Craie).	108
Figure 32 : Piézométrie des nappes en régime permanent calculé par NEWSAM.....	109
Figure 33 : Comparaison des valeurs piézométriques mesurées et simulées pour tous les aquifères confondus (Oligocène, Eocène et Craie).....	109
Figure 34 : Principe général des phénomènes pris en compte par le modèle STICS	110
Figure 35 : Organisation générale du modèle agronomique STICS (Gomez, 2002).	111

Figure 36 : Organisation spatiale des données météorologiques, pédologiques et agricoles et leur combinaison pour donner un découpage élémentaire en éléments (ou unités spatiales) appelés « Unités Générales de Simulation » (UGSM).....	113
Figure 37 : Unités Générales de SiMulation (UGSM) du modèle STICS spatialisé sur le bassin de la Seine	114
Figure 38 : Caractères mis en jeu dans la détermination des zones agricoles homogènes du bassin de la Seine (Poux et al, 2004).	116
Figure 39 : Variation de la température annuelle à l'échelle mondiale (IFEN, 2005) et de la France (MétéoFrance, 2001	117
Figure 40: Précipitations et ETP moyenne annuelles sur la période 1970-1990 de référence.	118
Figure 41 : Résultats STICS par UGSM des reliquats azotés, lames d'eau drainées et des concentrations en nitrates sous racinaires	120
Figure 42 : Distribution des concentrations en nitrates sous-racinaires calculées pour chaque zone	121
Figure 43 : Représentation schématique des couplages existant dans MODSUR-STICS-NEWSAM.....	122
Figure 44 : Concentrations en nitrates sous-racinaires potentielles de référence ramenées à la grille de calcul MODSUR pour l'ensemble du bassin de la Seine	123
Figure 45 : Couverture géographique de l'ensemble des 6 500 forages disponibles dans la base ONQES sur le bassin de la Seine.....	124
Figure 46 : Tableau synoptique faisant un bilan des périodes de mesures disponibles pour l'ensemble des 6 500 forages disponibles dans la base ONQES sur une période s'étalant de 1972 à 1995	125
Figure 47 : Evolution annuelle des histogrammes de concentrations en nitrates pour la population des forages recensés dans la base ONQES	126
Figure 48 : Schéma théorique montrant l'évolution de la densité de probabilité des concentrations d'un traceur dans un domaine où la dispersion est gaussienne.	127
Figure 49 : Evolution constatée des concentrations en nitrates dans les captages sur l'ensemble du bassin de la Seine, tous aquifères confondus (données ONQES)	128
Figure 50 : Courbes d'évolution de la médiane par aquifère calculée sur les données observées brutes et sur les données lissées.	129
Figure 51 : Histogramme des concentrations en nitrates simulées	130

Figure 52 : Comparaison entre les résultats fournis par MODSUR-STICS-NEWSAM et les valeurs observées in situ pour la médiane des concentrations en nitrates pour l'Oligocène, l'Eocène et la Craie.....	133
Figure 53 : Concentration dans les parties libres des aquifères (Oligocène, Eocène, Craie) à différents temps de simulation.....	136
Figure 54 : Concentrations en nitrates à l'état stabilisé (2000 ans de simulation) dans les aquifères libres de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie	137
Figure 55 : Histogramme des erreurs de modélisation pour les forages de l'Oligocène	138
Figure 56 : 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	139
Figure 57 : Moyenne des écarts entre concentrations en nitrates observées et simulées sur la période 1970-2003 tous aquifères confondus	140
Figure 58 : 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 .	143
Figure 59 : Résultats de la simulation « A : Laisser-faire » à l'horizon 2015 fournie par MODSUR-STICS-NEWSAM	144
Figure 60 : Projection des concentrations en nitrates par masse d'eau à l'horizon 2015 pour l'aquifère de l'Eocène sous scénario « A : Laisser-faire » (Simulation MODSUR-STICS-NEWSAM)	146
Figure 61 : Probabilité de franchissement de seuil par masse d'eau à l'horizon 2015 pour l'aquifère de l'Eocène sous scénario « A : Laisser-faire » (Simulation MODSUR-STICS-NEWSAM)	147
Figure 62 : Comparaison des concentrations sous-racinaires simulées par zone agricole et par scénario (<i>Scénarios - A : Laisser-faire, B : Raisonné, C : Réduction seule, D : CIPAN seul</i>) simulés par STICS spatialisé.....	151
Figure 63 : Réduction relative des reliquats azotés sous scénario « B : Raisonné » simulé par STICS spatialisé.....	152
Figure 64 : Comparaison des concentrations sous-racinaire en nitrates pour les scénarios « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné » simulés par STICS spatialisé.....	153
Figure 65 : Evolution comparée de la médiane de chaque scénario par aquifère au travers des simulations de MODSUR-STICS-NEWSAM (<i>Scénarios - A : Laisser-faire, B : Raisonné, C : Réduction seule, D : CIPAN seul, E : Arrêt</i>).....	156

Figure 66 : Etat de la ressource en eau à l'horizon 2015 sous scénario « B : Raisonné » simulé par MODSUR-STICS-NEWSAM	159
Figure 67 : Schématisation des pollutions en azote dans un bassin.....	167
Figure 68 : Evaluation des bénéfices lors de l'amélioration de la qualité et la quantité des ressources en eau souterraines (EPA, 1995)	169
Figure 69 : Représentation schématique du couplage entre modèle économique et physique dans la gestion des ressources en eau.....	171
Figure 70 : Modélisation du risque de pollution (Splitz et al, 1996).....	179
Figure 71 : Evolution des prix agricoles en France pour certaines des cultures modélisées par STICS sur la période 1990-2000 (source: EUROSTAT).....	182
Figure 72 : Variation du revenu agricole moyen en euro par hectare calculé par UGSM de STICS spatialisé en comparant le scénario « B : Raisonné » au scénario « A : Laisser-faire »	184
Figure 73 : Surcoût induit par le scénario « B : Raisonné » comparé au scénario « A : Laisser-faire ». Il est calculé pour les UGSM de STICS spatialisé	186
Figure 74 : Ratio « coût-efficacité » du scénario « B : Raisonné » par UGSM de STICS spatialisé.....	186
Figure 75 : Répartition géographique des UGE renseignées en captages d'eau souterraine par la base de données ONQES et prises en compte dans l'analyse.....	189
Figure 76 : Dénombrement des communes du bassin de la Seine par probabilité de dépassement du seuil de 50 mgNO ₃ /l à l'horizon 2015 pour les scénarios : « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné ».....	192
Figure 77 : Répartition géographique par aquifère de la probabilité de dépassement du seuil de 50 mgNO ₃ /l à l'horizon 2015 sous scénario « A : Laisser-faire ».....	193
Figure 78 : Evolution pour les deux scénarios « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné » de la probabilité moyenne par commune de dépassement de seuil de 50 mgNO ₃ /l pour chacun des aquifères	194
Figure 79 : Evolution des dommages attendus à l'échelle du bassin de la Seine tous aquifères confondus pour les scénarios « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné » selon les résultats des simulations MODSUR-STICS-NEWSAM	196
Figure 80 : Espérance mathématique du surcoût annuel de traitement des nitrates par m ³ d'eau potable en 2015 sous scénario « A: Laisser-faire » pour les masses d'eau 3103, 3010 et 4092.....	197

Figure 81 : Représentation schématique du fonctionnement d'un agent au sein d'un SMA (d'après Ferber, 1997)	201
Figure 82 : Interface principale de dialogue de la plateforme CORMAS	204
Figure 83 : Les principales interactions existant entre les entités du modèle WATER-RUSH	207
Figure 84 : Attributs (idem, paramètres) et méthodes (idem, comportements) de la classe des agents (idem, entités) UGE	208
Figure 85 : Courbes des fonctions de coût d'investissement du traitement des nitrates par dénitratation et dénitrification utilisés dans le modèle WATER-RUSH	214
Figure 86 : Secteur géographique d'expérimentation du module WATER-RUSH.....	217
Figure 87 : Carte des UGE, des communes et des captages pris en compte dans de la zone d'expérimentation du modèle WATER-RUSH.....	220
Figure 88 : Répartition des UGE de la zone d'expérimentation par nombre de captages gérés	221
Figure 89 : Evolution par aquifère de la probabilité moyenne par commune de dépassement des seuils de qualité – Résultats MODSUR-STICS-NEWSAM Scénarios « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné ».....	222
Figure 90 : Carte des probabilités de dépassement des valeurs seuils 50 et 100 NO ₃ mg/l par commune et par aquifère calculée par MODSUR-STICS-NEWSAM Année 2005 scénarios « A : Laisser-faire » - Partie libre des nappes	223
Figure 91 : 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 scénarios « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné ».....	226
Figure 92 : 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 : Laisser-faire » et « B : Raisonné ».....	227
Figure 93 : Carte des modifications apportées aux captages à l'horizon 2015 sous scénario « A : Laisser-faire » pour une gestion dite « anticipative » avec un « risque critique » de 10.....	229
Figure 94 : Evolution des coûts en fonction du paramètre « risque critique » sous scénarios agricoles « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné »	231
Figure 95 : Répartition des UGE en fonction du surcoût en euro par m ³ calculé par WATER-RUSH à l'horizon 2015 sous scénario « A: Laisser-faire » pour une gestion dite « anticipative » avec un « risque critique » de 10.....	232

Figure 96 : Cartographie du surcoût en euro par m ³ calculé par WATER-RUSH pour chaque UGE à l’horizon 2015 sous scénario « A: Laisser-faire » pour une gestion dite « anticipative » avec un « risque critique » de 10	233
Figure 97 : Répartition des UGE en fonction de la solution adoptée et du surcoût en euro par m ³ calculé par WATER-RUSH à l’horizon 2015 sous scénario « A: Laisser-faire » pour une gestion dite « anticipative » avec un « risque critique » de 10	234
Figure 98 : Plaine du Saulce (source : Association pour la Qualité de l’Eau Potable de la Plaine du Saulce) & localisation des captages Auxerrois (source SESAER, Mars 2005)	267
Figure 99 : Périmètres de protection de la Plaine du Saulce (en rouge : les puits P1, P2 & P3 et PPR de la C.C.A. ; en bleu : puits et PPR des autres communes ; en vert : la route nationale et le réseau ferré) (d’après SESAER, Mars 2005).....	269
Figure 100 : Zones agricoles homogènes du bassin de la Seine utilisées par MODSUR-STICS-NEWSAM.....	276

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Prélèvements en millions de m ³ en 2001 (AESN-DIREN, 2004).....	34
Tableau 2: Bilan des flux de nitrate sur le district Seine Normandie (AESN-DIREN, Décembre 2004).....	72
Tableau 3: Les grandes catégories de biens distinguées en économie de l'environnement	89
Tableau 4: Limites de concentration en nitrates de l'eau destinée à la consommation humaine	90
Tableau 5: Résultat d'enquête sur les stratégies adoptées suite à une pollution des captages par les nitrates	93
Tableau 6 : Tableau comparatif des médianes, premiers et derniers quartiles de la distribution des nitrates simulés par aquifère par MODSUR-STICS-NEWSAM (<i>Scénarios - A : Laisser-faire, B : Raisonné, E : Arrêt</i>).....	157
Tableau 7 : Rendement moyen en T/ha par culture pour les scénarios « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné » ainsi que ceux proposés « à dire d'experts » pour la période 1992-1998.	183
Tableau 8: Evolution du bénéfice net sur la période 2005-2015	198
Tableau 9: Paramètres adoptés pour évaluer le coût de l'interconnexion entre UGE dans WATER-RUSH selon la formule $C_I = a.e^{bD}$	215
Tableau 10: Evolution du bénéfice net pour l'utilisateur des mesures du scénario « B : Raisonné » sur la période 2006-2015.....	235

INTRODUCTION

Depuis plus de 50 ans, l'irrésistible accroissement des pressions anthropiques n'a cessé de modifier profondément l'environnement et les ressources naturelles. Les effets préjudiciables de ces activités humaines sur les écosystèmes, aboutissent à une prise de conscience collective et politique souvent en décalage des capacités d'assimilation du milieu concerné et de la lenteur de certains processus naturels. Des actions doivent alors être menées pour résoudre ces crises environnementales et revenir à un état décent du milieu propre à satisfaire à la fois les besoins environnementaux et humains. La communauté scientifique intervient dans ce processus de prise de conscience collective par un travail de modélisation des phénomènes observés. Elle contribue à les analyser pour en déterminer les causes, les processus naturels en jeu et les solutions à préconiser. Les moyens technologiques mis à notre disposition sont de plus en plus performants : des processeurs informatiques surpuissants, l'accès à des moyens de mesure moderne comme l'imagerie satellite, des outils de gestion de données du type système d'information géographique ou encore le partage de connaissances via internet. Les scientifiques réussissent désormais à modéliser des systèmes naturels complexes dans le cadre de travaux interdisciplinaires (météorologie, agronomie, hydrologie, biologie, etc.). Ces modèles ont une double vocation : l'explication et la projection. Il s'agit d'abord de comprendre le système et de valider ou non des hypothèses scientifiques pour en arriver, pas à pas, à une représentation la plus fiable possible des phénomènes étudiés. Mais souvent, les résultats lacunaires obtenus impliquent une amélioration continue des modèles.

Malgré leurs imperfections, ces modèles peuvent ensuite faire bénéficier la société du fruit de ces recherches dans le cadre d'applications de prospective. C'est ici que le monde scientifique se joint au monde politique et institutionnel pour proposer des réponses aux différentes crises environnementales et en évaluer les impacts sur les écosystèmes. Toute action est conditionnée par les évolutions possibles de la société qui doivent être anticipées au travers de scénarios prospectifs. Chaque action conduisant à une meilleure gestion des ressources naturelles induit des coûts pour la société ou tout au moins pour certains de ses secteurs économiques.

Pour répondre à cette problématique, les scientifiques ont donc intégré dans certain cas une interaction des sphères naturelle et économique pour modéliser les rapports entre l'Homme et son environnement naturel. Les décideurs ont alors à leur disposition de véritables outils qui les aident à évaluer les impacts de leurs choix potentiels sur le milieu et sur la société dont ils ont la gestion au travers de la simulation des scénarios possibles du futur.

Le programme scientifique du PIREN-Seine (Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement de la Seine¹) a pour objectif de développer, à partir de mesures de terrain et de modèles appropriés, une vision d'ensemble du fonctionnement du système hydrographique de la Seine, son bassin versant et la société humaine qui l'investit. Ces travaux sont menés avec le concours de la plupart des acteurs publics ou privés de la gestion de l'eau dans le bassin Seine-Normandie (AESN, SIAAP, IIBRBS, DIREN, SEDIF, VNF, SAGEP, Eau et Force, etc.).

Dans le cadre de ce programme, le Centre d'Informatique Géologique de l'Ecole Nationale des Mines de Paris a développé le modèle MODSUR-STICS-NEWSAM afin de comprendre et de simuler l'impact des pollutions diffuses azotées d'origine agricole sur les ressources en eau souterraine du grand bassin de la Seine. Le présent mémoire met en relief les récents travaux de développement et de mise en application de ce modèle dans le cadre d'analyses prospectives. On aborde en premier lieu la gestion de l'Eau en France, en décrivant les enjeux, l'historique législatif et enfin la gestion proprement dite et son application. Dans le second chapitre, on s'intéresse plus particulièrement à la problématique des nitrates afin d'en donner au lecteur une vision globale (physique, sociale, politique et économique). On s'attache ici en particulier à en expliquer les origines anthropiques, les moyens de lutte à disposition, les processus physiques impliqués, ainsi que les impacts sur les ressources et sur les différents usagers.

Grâce à la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), une nouvelle étape dans la gestion de la ressource en eau est franchie en Europe. Les Etats-Membres se voient dès lors imposer une gestion durable et intégrée de cette ressource en tenant compte de ses composantes environnementales et économiques et doivent atteindre des objectifs bien définis dans un calendrier strict.

¹ <http://www.sisyphe.jussieu.fr/internet/piren/>

Cet exercice difficile amène les institutions publiques à prendre des décisions cruciales pour parvenir à une reconquête de la qualité de l'eau. Un moyen efficace pour aider les gestionnaires dans leur prise de décision peut être l'utilisation dans des études prospectives des outils de modélisation du fonctionnement des hydrosystèmes. Dans ce contexte, nous avons initié une recherche sur l'exploitation économique prospective du modèle MODSUR-STICS-NEWSAM à l'échelle du bassin de la Seine sur la thématique des pollutions diffuses azotées d'origine agricole. L'enjeu de ce travail porte sur le couplage de deux approches : l'une physique, l'autre économique. La partie amont du travail (chapitre III et IV), purement physique, a pour objectif de simuler l'état actuel de la pollution des ressources puis d'évaluer l'état futur de cette pollution sous différents scénarios agricoles. Pour réaliser le couplage, nous nous sommes interrogés sur l'exploitation économique qui pouvait être faite des résultats du modèle et la méthode à employer (Chapitre V). En nous basant sur une exploitation probabiliste des résultats, deux méthodes, exposées dans le chapitre V, ont été développées pour quantifier les bénéfices attendus d'une amélioration de la qualité des eaux par des mesures préventives, les coûts de leurs mises en place étant calculés par ailleurs.

I - L'EAU POTABLE ET SA GESTION DANS LA ZONE D'ETUDE

I-1 – Problèmes de l'eau en quelques chiffres clés

Ce chapitre a pour objectif de donner un panorama des usages et outils de gestion de l'eau en France et dans le bassin de la Seine en se focalisant plus particulièrement sur l'eau potable. Pour cela, nous dressons un bilan de la ressource en eau à l'échelon national et rappelons l'évolution historique de la politique de l'eau en France, puis nous nous intéressons plus particulièrement au système de distribution publique de l'eau et abordons enfin les différents outils de gestion existants.

I-1-a Disponibilité de la ressource en eau

La France peut être considérée comme un pays riche de ses ressources en eau. D'une superficie de 550 000 km², le réseau hydrographique y est très dense et comprend 550 000 km de cours d'eau (de largeur supérieure à 1 m) et 6 800 km de voies navigables (canaux et fleuves). Les cinq grands fleuves du territoire sont le Rhône, le Rhin, la Loire, la Seine et la Garonne. Ils drainent 65% des eaux du territoire en recevant presque toute l'eau des rivières et des torrents du pays². De part ses reliefs montagneux et la présence de nombreux aquifères assez bien répartis sur l'ensemble du territoire, les capacités nationales de stockage peuvent être considérées comme importantes.

Climat et précipitations au niveau national

Chaque année, le territoire français reçoit en moyenne 440 milliards de m³ de précipitations dont l'évolution observée sur 50 ans montre quelques variations liées aux aléas climatiques (figure 1). Près de 270 milliards de m³/an soit 61 % de ce total s'évaporent tandis que 70 milliards de m³/an (16 %) alimentent directement les cours d'eau et 100 milliards de m³/an (23 %) s'infiltrent pour reconstituer les réserves souterraines. Le bilan des pluies efficaces s'établit donc autour de 170 milliards de m³/an (figure 1).

² Les Agences de l'Eau. Site Internet : <http://www.lesagencesdeleau.fr/>

Néanmoins les situations sont contrastées selon les régions et les problématiques de gestion varient fortement d'une région à l'autre. Ainsi en Bretagne, les ressources en eau sont essentiellement superficielles en raison du sol granitique et sont très vulnérables aux problèmes de pollution diffuse. Le Sud-est de la France est soumis à un climat méditerranéen accompagné de fortes précipitations entraînant des risques de crues rapides ou torrentielles dues au relief au contraire du Nord de la France, comme en Somme, où la vulnérabilité aux crues concerne plutôt les plaines. Le Sud-ouest connaît pour sa part des risques de sécheresse importants en raison notamment d'une culture du maïs irrigué fortement développée.

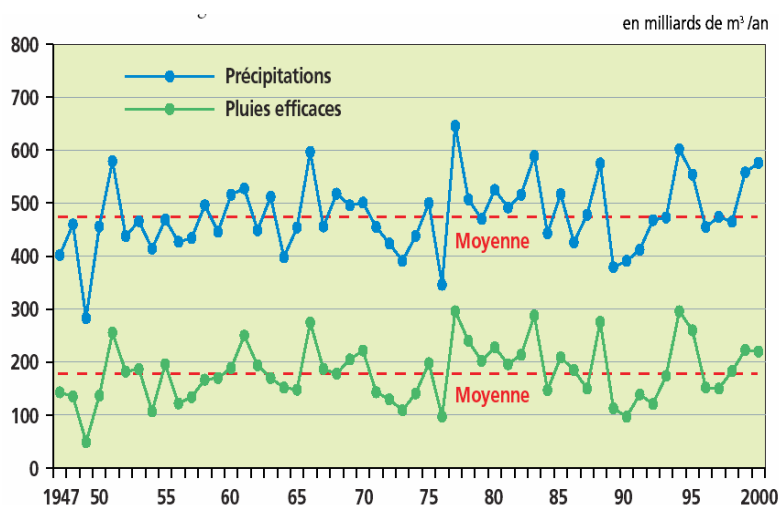


Figure 1 : Evolution des précipitations et pluies efficaces³ en France depuis 50 ans
(IFEN, Janvier 2002)

Les eaux souterraines en France

Le pays compte 450 aquifères répertoriés dont 200 aquifères principaux d'une taille variant de 100 à 100 000 km². Ces 200 aquifères renferment un stock d'environ 2 000 milliards de m³ dont 100 milliards s'écoulent annuellement vers les sources et les rivières⁴.

³ On entend par pluie efficace, la quantité d'eau fournie par les précipitations qui reste disponible, à la surface du sol, après soustraction des pertes par évapotranspiration réelle (Castany, 1982)

⁴ BRGM. Site Internet : <http://www.brgm.fr/divers/nappes.htm>

Les spécificités du bassin de la Seine

Comptant parmi les grands bassins français, la Seine draine un bassin d'une surface de 78 600 km² (à l'amont du Havre) qui présente une forte homogénéité que ce soit du point de vue topographique, climatique ou géologique. Hormis des altitudes maximales de 600 mètres en moyenne sur les bordures Est du bassin et un point culminant à 990 mètres dans le Morvan, l'altitude moyenne y est de l'ordre de 150 mètres avec un relief peu accidenté (figure 2). Ces caractéristiques topographiques expliquent la faible pente des cours d'eau (de 0.1 à 0.3 pour mille) et l'existence de grandes rivières méandreuses convergeant d'Est en Ouest. Peu contraintes par le relief, les caractéristiques climatiques sont toutes aussi homogènes avec une médiane des précipitations de 700 mm/an. On dénote tout de même un contraste entre le centre du bassin, où les précipitations y sont les plus faibles (550 mm/an en Beauce par exemple), et le pourtour du bassin sous influence maritime pour la partie Ouest et topographique pour l'Est (maximum de 1 200 mm/an dans le Morvan).

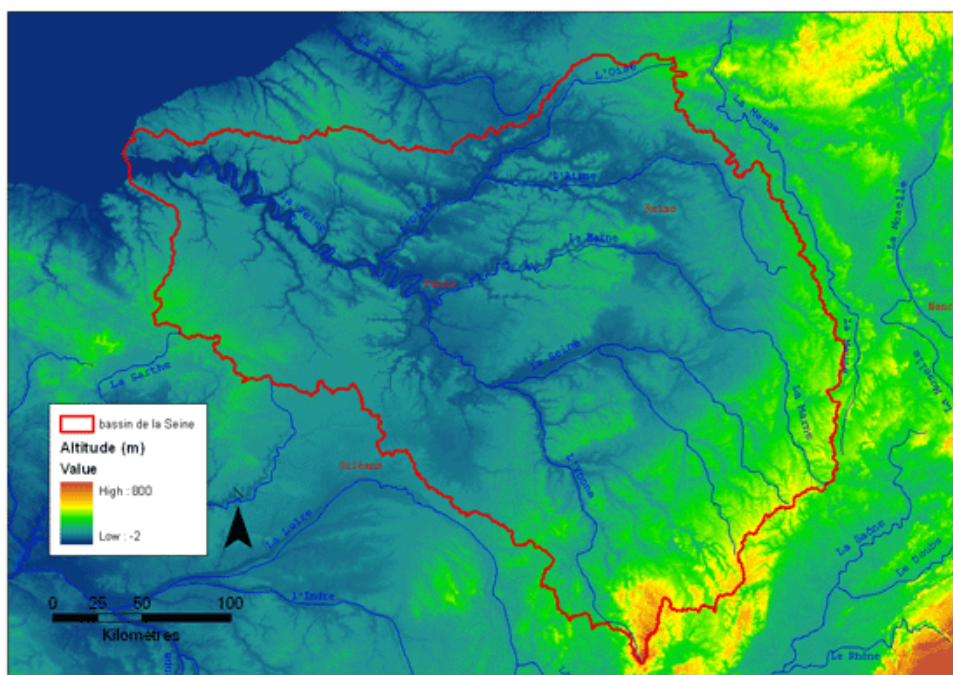


Figure 2 : Topographie du bassin hydrographique de la Seine

Si on excepte une surface de 2 000 km² correspondant à la haute vallée de l'Yonne dans le Morvan cristallin, le reste du bassin de la Seine, se situe dans l'ensemble sédimentaire du bassin parisien caractérisé par un empilement de couches à faible pendage (Meybeck et al, 1998).

Les unités lithographiques allant du primaire au quaternaire sont empilées verticalement en assiettes, les aquifères les plus anciens restant superficiels en bordure de bassin (figure 3). Cette formation multicouche compte en tout 11 aquifères principaux séparés par des niveaux semi-perméables qui, sauf présence de failles, assurent des connexions hydrauliques entre les aquifères par drainance verticale mais avec de faibles vitesses compte tenu de leurs faibles perméabilités (Gomez, 2002). Il en découle que de nombreux aquifères présentent dans le centre du bassin une partie captive protégée des pollutions directes venant de la surface.

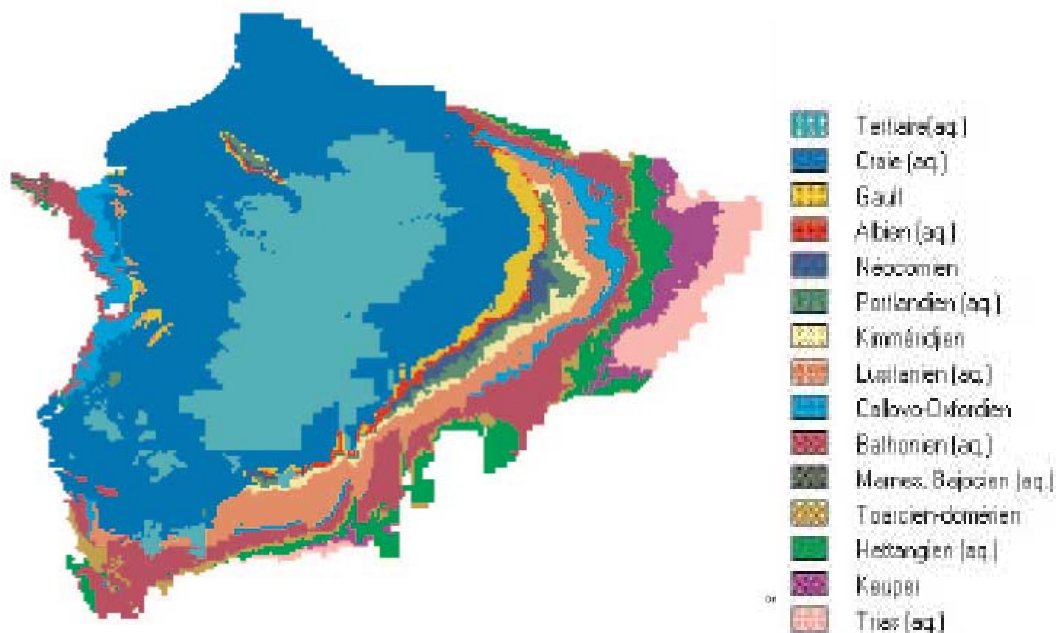


Figure 3 : Carte hydrogéologique simplifiée du bassin de Paris d'après Certes et al. (1997)
(Gomez, 2002)

Les trois principaux aquifères du bassin couramment exploités par des captages d'alimentation en eau potable (AEP), sont de bas en haut, ceux de la Craie, de l'Eocène et de l'Oligocène.

I-1-b L'utilisation de la ressource hydrique

Les besoins en eau au niveau national

En 2002, les prélèvements d'eau en France métropolitaine étaient estimés à 33,1 milliards de m³/an. Ces besoins peuvent être regroupés suivant quatre secteurs : eau potable, agriculture, industrie et production d'énergie. Plus de la moitié de ce volume (56%) est consacré à la production d'énergie, c'est à dire au refroidissement des centrales thermiques et nucléaires, mais sa pression sur la ressource reste faible car la grande majorité de ces prélèvements est restituée au milieu. Le reste se partage en : 19% pour l'eau potable, 14 % pour l'irrigation et 12 % pour l'industrie (IFEN, Juillet 2005). Pour ce qui est de l'eau potable, 40% environ de la consommation vient des eaux de surface et 60% provient de l'exploitation des eaux souterraines. Si on s'intéresse à l'évolution des prélèvements d'eau sur les 50 dernières années (figure 4), on peut observer la forte augmentation des consommations d'eau pour l'énergie jusqu'au début des années 80 qui a été suivie d'une stabilisation au cours des deux dernières décennies. Les consommations des réseaux publics ont légèrement augmenté et se stabilisent elles aussi à partir des années 80. On pourra noter que les prélèvements agricoles⁵ ne sont pris en compte que de manière récente dans les bilans chiffrés, bien que cette activité consomme à elle seule plus de 50 % de ses prélèvements, essentiellement effectués en période d'été, et exerce donc une forte pression sur la ressource. Le secteur industriel est le seul à présenter une nette diminution des prélèvements depuis les années 1980 qui s'explique par le ralentissement de certaines activités, l'amélioration des procédés et le recours croissant aux circuits fermés (IFEN, Juillet 2005). L'ordre de grandeur des quantités totales consommées, c'est-à-dire des volumes non restitués après usage aux ressources d'où ils ont été extraits, peut être évalué à 4 milliards de m³ (IFEN, 2002). La France présente un indice d'exploitation des ressources en eau douce⁶ de 19% et donc un faible risque de pénurie en eau. Néanmoins, suivant les régions, des risques de pénurie existent durant l'été, ce qui nécessite un suivi et la mise en place de restrictions d'usage par arrêté préfectoral en période de tension sur la ressource.

⁵ Des données existent depuis les années 50, mais leur fiabilité est faible car élaborée sur le calcul de surface irriguée.

⁶ Rapport entre prélèvements annuels et ressource renouvelable. Cet indice varie de 1% (la Norvège) jusqu'à plus de 100% pour les pays qui consomment des réserves non renouvelables (Arabie Saoudite, Libye). Les experts considèrent que lorsque cet indice dépasse 20 %, la mobilisation des ressources en eau implique des investissements dont l'impact est sensible sur l'économie nationale (C.I.Eau, Centre d'information sur l'eau, site internet : <http://www.cieau.com>).

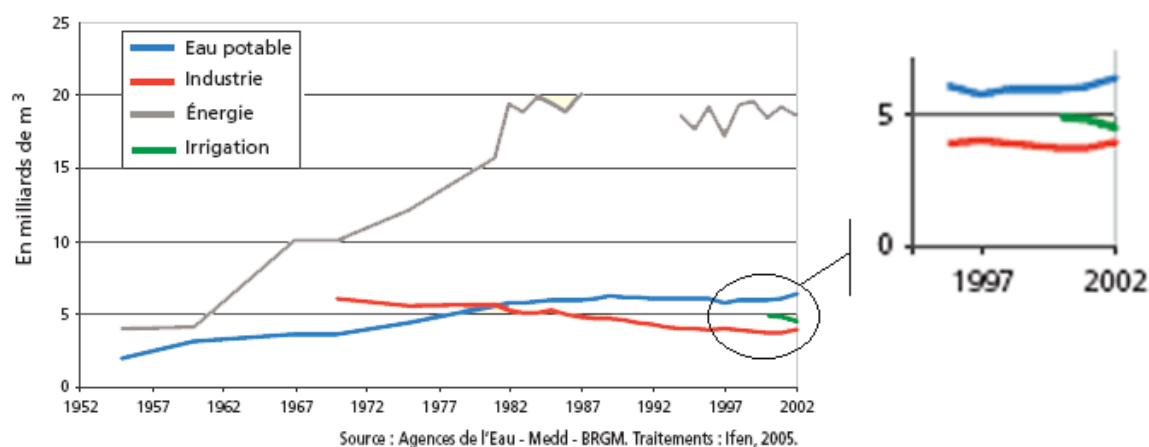


Figure 4 : Evolution des prélèvements d'eau en France selon les grands secteurs d'activité depuis 50 ans (IFEN, Juillet 2005)

L'origine de l'eau prélevée varie selon les secteurs. Pour l'énergie, l'ensemble de la ressource provient des eaux de surface. Pour les autres secteurs, les prélèvements s'effectuent à part variable entre eaux superficielles et eaux souterraines. Les prélèvements en eau souterraine sont estimés à 7 milliards de m³ par an, ce qui couvre 65% des besoins domestiques, 20% des besoins agricoles et 25% des besoins industriels hors consommation des centrales EDF⁷. Près de la moitié de ces volumes provient des aquifères alluviaux, 30% venant des nappes libres et 20% des aquifères profonds (Guillemin, 1992).

Les spécificités du bassin de la Seine

La répartition de la population du bassin de la Seine est très contrastée (figure 5). Sur une population de l'ordre de 16,6 millions d'habitants, 60% sont en fait concentrés sur l'agglomération parisienne qui n'occupe que 2 % du territoire couvert par le bassin hydrographique. Pour le reste, la population urbaine se répartit essentiellement dans des villes de taille moyenne, de plus de 150 000 habitants chacune, installées le long des grands cours d'eau (Rouen, Caen, Le Havre, Reims et Troyes) (AESN, 2004). On note aussi une augmentation concentrique de la densité de la population vers Paris à partir d'une auréole

⁷ BRGM. Site internet : <http://www.brgm.fr/divers/nappes.htm>

largement rurale située dans les parties amont du réseau hydrographique. Au total, 90% des 8 720 communes couvrant le bassin comptent moins de 2 000 habitants.

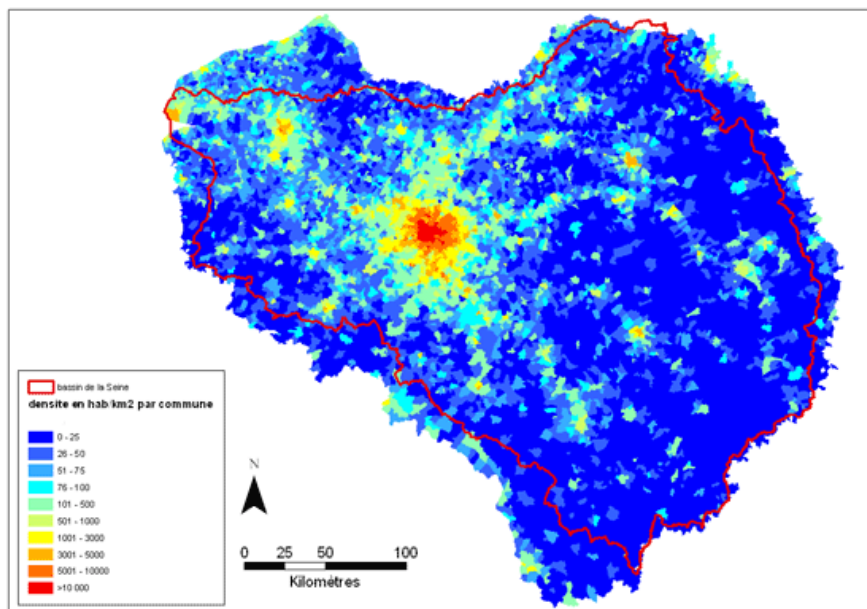


Figure 5 : Densité de population sur le bassin de la Seine
(Source: Inventaire Communal 1998 – INSEE⁸)

L'alimentation en eau potable des petites communes rurales provient pour l'essentiel des ressources en eau souterraine, au contraire des grandes villes desservies en eau depuis les grandes rivières. Cette particularité explique que, bien que le bassin soit doté de plus de 5 000 captages en eau souterraine, les prélèvements domestiques en eau de surface y sont proches des quantités issues des eaux souterraines (tableau 1). Au total, les besoins en eau, tous secteurs confondus, sont estimés à 3 030 millions de m³ soit environ 10% de la consommation nationale, les prélèvements domestiques représentant ici près de 50 % de cette consommation. Comparativement à la situation nationale, les prélèvements imputables à l'irrigation restent minoritaires : seuls 0.2 % des prélèvements en eau de surface et 2.9 % des prélèvements en eau souterraine sont consacrés à ce secteur d'activité.

⁸ INSEE – La France en faits et chiffres – Inventaire Communal 1998, Site Internet : <http://www.insee.fr/fr/ico98/ico98.asp> . L'inventaire communal est une enquête qui a été réalisée en mars 1998 auprès de toutes les mairies de France, D.O.M. compris. Il s'agit d'un inventaire complet des équipements, commerces et services au niveau de chaque commune. Il permet de connaître la densité d'implantation et la fréquentation des équipements.

Tableau 1: Prélèvements en millions de m³ en 2001 (AESN-DIREN, 2004)

Prélèvements		Collectivités locales	Industries	Centrales thermiques	Irrigation
<i>En million de m³</i>	Eau de surface	788	491	537	7
	Eau souterraine	911	208	0	88
<i>En pourcentage du total prélevé (%)</i>	Eau de surface	26 %	16,3 %	17,7 %	0.2 %
	Eau souterraine	30 %	6,9 %	0 %	2,9 %

I-1-c Qualité de l'eau et son suivi au plan national

Depuis les années 60, le développement industriel et agricole, ainsi que l'accroissement de la population, ont particulièrement fragilisé la ressource en eau en terme de qualité. La prise de conscience rapide des problèmes de pollution a permis, à travers les lois sur l'eau, d'exercer des efforts pour améliorer la qualité des eaux. Mais il est assez difficile de dresser un bilan de la qualité de l'eau en France, compte tenu du grand nombre de polluants et de la diversité des situations existantes. Si on se limite à quelques grandes familles de polluants, l'IFEN⁹ (Janvier 2002) indique qu'en 1999 la proportion des points de contrôle de la qualité des eaux de surface, présentant un niveau « mauvais » ou « très mauvais » est de 24% pour les nitrates, de 22% pour les matières organiques, de 18% pour le phosphore et de 12% pour le phytoplancton. Cependant on remarque aussi que sur la décennie des années 1990, la tendance est à l'amélioration pour les matières phosphorées et les effets secondaires dus à la prolifération végétale aquatique.

⁹ Institut Français de l'Environnement (IFEN)

Mais l'absence de documents de synthèse sur l'état de la qualité d'eau au niveau national montre la difficulté d'effectuer un tel bilan. Villey-Desmeserets (2001) constate en effet, que seuls des états partiels et ponctuels de la qualité des ressources sont établis en raison de réseaux de mesure trop divers pour être facilement comparés compte tenu de la diversité des méthodes d'échantillonnage employées, du manque de représentativité statistique des points constitutifs de certains réseaux, d'impératifs trop locaux dans la conduite et le choix des mesures et enfin de l'absence totale de mesure pour certaines zones géographiques.

Un nouvel outil de contrôle, le Système d'Evaluation de la Qualité de l'Eau (SEQ-Eau) (Simonet, 2001), a été mis en place depuis Janvier 2000 pour permettre de surmonter ces difficultés en offrant un système uniformisé et plus précis pour évaluer la qualité mais aussi l'aptitude du milieu à assurer la nécessaire intégration de certaines fonctions écologiques aux usages de l'eau. Il offre aussi un indice de qualité de l'eau variant entre 0 et 100 plus facile à utiliser que par le passé (Agences de l'Eau, Mars 2002).

Pour ce qui concerne les eaux souterraines, l'Observatoire National de la Qualité des Eaux Souterraines (ONQES)¹⁰ a été créé de façon informelle en 1983 pour "centraliser, homogénéiser et mettre à disposition d'utilisateurs autorisés toutes informations concernant la qualité chimique des eaux souterraines brutes et réaliser l'exploitation de ces données, notamment pour des synthèses nationales". Placé sous la responsabilité du BRGM en 1986, ONQES est structuré depuis 2001 sous forme d'une Banque du Sous-Sol et des Eaux Souterraines (BSS-ES) récemment accessible au public à travers le système ADES (Accès aux Données sur les Eaux Souterraines)¹¹.

Cependant, malgré ces ensembles de mesure nationaux, associés à d'autres initiatives venant des Agences de l'Eau et alors que la qualité des eaux de surface est régulièrement évaluée depuis 1971, aucune grille d'évaluation comparable n'a pu être encore élaborée pour les eaux souterraines. Suite à un travail de réflexion conduit à partir de 1994, sous l'impulsion des Agences de l'Eau et du Ministère de l'Environnement, plusieurs versions d'une nouvelle classification SEQ de la qualité des eaux souterraines ont été préparées. La dernière a été présentée en 2002 au Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.

¹⁰ Observatoire national de la qualité des eaux souterraines (ONQES) (bilan d'activité de l'année 1998). Convention 5-98 du ministère de l'Environnement (Direction de l'eau) Landerau A. in Service Public du Brgm Rapport Annuel 1998 Annexe 1 Synthèses et opérations nationales. Site Internet : <http://www.brgm.fr/BRGMFrance/annexe1.pdf>

¹¹ ADES - Banque nationale d'Accès aux Données sur les Eaux Souterraines. Site Internet : <http://www.ades.eaufrance.fr/ades/data/news/ADES.pdf>

Le « SEQ-Eaux souterraines » est ainsi déjà utilisé par les Agences de l'Eau, mais son approbation définitive est retardée en raison des difficultés d'articulation avec les nouvelles dispositions de la Directive Cadre Européenne (DCE)¹². On remarquera aussi que le « SEQ-Eaux souterraines » s'applique à des nappes, les aquifères, alors que la DCE s'applique à des « masses d'eau » dont la définition n'est pas seulement hydrodynamique. Les deux notions sont voisines mais distinctes. Il peut y avoir une masse d'eau pour plusieurs nappes (cas des nappes superposées) et un aquifère pour plusieurs masses d'eau (cas des très grandes nappes dont les caractéristiques changent selon les sites) et des nappes alluviales. De même, tandis que le SEQ-Eau français choisit un classement selon quatre ou cinq classes de qualité, la DCE ne retient pour l'instant que deux classes (bon ou médiocre). Cette dernière classification pourrait cependant changer avec l'adoption de la directive « fille »¹³ sur les eaux souterraines (en anglais, WFD Daughter Directive on Groundwater).

Sous l'impulsion des nouveaux enjeux imposés par la DCE, les Agences de l'Eau ont dressé en 2004 un état des lieux des bassins hydrographiques par masses d'eau qui permet de mieux appréhender l'état actuel de la ressource et de définir les actions à mener pour qu'elles atteignent un bon état écologique en 2015. Cette nouvelle avancée dans l'évaluation de la qualité de la ressource ne se fait pas sans de vives polémiques comme en témoignent le nombre d'articles dans la presse nationale suite au rapport du professeur Jean-Claude Lefeuvre du Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN). Celui-ci note l'absence d'une synthèse nationale et précise que le bilan est plus qu'inquiétant car 50 à 75% de « masses d'eau » sont déjà détectées comme fortement dégradées malgré le fait que les micropolluants émergents et les polluants d'origine microbiologique ne soient pas encore pris en compte (MNHN, Juin 2005). L'impact médiatique est d'autant plus fort que près de 40% de la population estime que les ressources en eau se dégradent depuis dix ans et près de 50% qu'elles continueront à se dégrader dans l'avenir (IFEN, Mars 2004).

¹² Directive 2000/60/Ce Du Parlement Européen Et Du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Journal officiel des Communautés européennes, 22.12.2000, L. 327. Site Internet : <http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/eau/directive-cadre-eau.pdf>

¹³ Draft Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the protection of groundwater against pollution. Brussels, COM(2003). Commission of the European Communities. Site Internet : <http://www.defra.gov.uk/corporate/consult/groundwater-dir/proposed-directive.pdf>

I-2 – Historique de la politique de l’eau en France

La politique de l’eau en France est largement décentralisée et son organisation administrative est initialement régie par la loi de 1964. La concertation entre usagers et élus constitue la clé de voûte du dispositif de gestion de l’eau. Les services d’exploitation et d’assainissement relèvent de structures décentralisées et seule la police de l’eau demeure une prérogative de l’Etat. La loi de 1992 a conforté cette orientation avec la création d’outils de planification de l’eau au niveau de chaque grand bassin hydrographique (Vie Publique, 2005)¹⁴. Plus récemment, la Directive Cadre sur l’Eau (DCE) édictée par l’Union Européenne a donné un nouvel élan législatif aux préoccupations nationales sur les objectifs et les moyens nécessaires à une gestion de l’eau s’inscrivant dans une perspective de développement durable. Nous revenons ici sur les principales étapes qui ont marqué l’histoire de la mise en place de la politique de l’eau en France en commentant plus particulièrement son incidence sur la gestion des eaux souterraines.

I-2-a Le 19^{ème} siècle : modernisation des services de distribution et d’assainissement

Il faut remonter à la Révolution Française pour comprendre les bases de la politique de l’eau dans notre pays. C’est en 1790 que les communes se voient chargées du maintien de la salubrité publique et par voie de conséquence de la production et de la distribution de l’eau potable. La gestion décentralisée à cette échelle sera maintenue pour deux raisons. D’une part pour une raison économique, le coût de transport de l’eau, notamment, limitant la longueur des réseaux et favorisant une production in situ de l’eau potable. D’autre part, le stockage de l’eau dans les canalisations et les réservoirs doit être limité dans le temps afin de préserver la qualité de l’eau potable¹⁵.

Hormis les codes napoléoniens précisant le droit sur l’eau, il faut attendre la moitié du 19^{ème} siècle pour observer un changement profond dans la gestion de l’eau en France. L’apparition des grandes épidémies de peste et de choléra et la découverte du rôle majeur de l’eau dans leur propagation par Louis Pasteur et les hygiénistes condamne alors le système des petits porteurs d’eau et souligne l’importance d’une modernisation urgente de la distribution de l’eau et du maintien de sa salubrité. L’eau devient de fait un des grands défis

¹⁴ Vie Publique. Site internet : <http://www.vie-publique.fr>

¹⁵ C.I.Eau, Centre d’Information sur l’Eau. Site Internet : <http://www.cieau.com>

de la France de cette fin du 19^{ème} siècle. Les premiers pas furent initiés à Paris en 1850 par le Baron Haussmann et réalisés par l'ingénieur Belgrand au niveau des réseaux de distribution et d'assainissement.

Afin de porter les démarches du Baron Haussmann hors de Paris, les compagnies privées de distribution des eaux¹⁶ ont ainsi été créées. L'idée était d'appliquer au service de l'eau, les pratiques de concession de services publics qui étaient très en vogue à l'époque (chemin de fer, Canal de Suez, éclairage) et faisaient appel au marché financier pour investir. L'ambiance de la "Belle Epoque" a donc été à l'origine d'une des particularités de la gestion de l'eau en France : la délégation du service public (Trancart, 2000).

Dès lors, la généralisation des réseaux de distribution d'eau potable dans le pays ira en s'intensifiant et sera accompagnée de techniques innovantes de filtration et de désinfection à l'ozone et au chlore. Elle mettra cependant près d'un siècle à concerner la majorité de la population française. C'est dans un même souci de santé publique qu'est édicté le 8 avril 1898 la première grande loi sur l'eau afin d'organiser les différents usages de l'eau qui se sont alors largement développés suite notamment à la révolution industrielle. L'état intervient pour la première fois pour réglementer des usages par un système d'autorisation de type "police des eaux". Il s'agit à l'époque de veiller à ce que le développement industriel reste compatible avec des impératifs de salubrité et donc de sécurité publique (Vie publique, 2005)¹⁷.

Jusqu'aux années 1940, les structures administratives bougent peu et les compagnies privées se développent doucement. Après 1945, leur croissance s'accélérera avec la diversification dans les secteurs de la propreté, de l'ingénierie, du transport ou du chauffage urbain.

I-2-b L'après seconde guerre mondiale : apparition des premiers conflits d'usage

L'après seconde guerre mondiale marque une période de centralisation de la gestion de l'eau en France. L'effort de reconstruction des infrastructures et la relance économique, dopée par le plan Marshall entre 1948 et 1955, ont eu une triple influence sur le mode de gestion des eaux :

- un renforcement de la centralisation des décisions au niveau de l'Etat,

¹⁶ 1853 : création de la Compagnie Générale des Eaux ; 1880 : création de la Société Lyonnaise des Eaux.

¹⁷ Vie Publique. Site internet : <http://www.vie-publique.fr>

- un effort considérable de construction de réseaux d'adduction d'eau potable en milieu rural et de systèmes d'assainissement en zone urbaine,
- la découverte des conséquences de la pollution urbaine et industrielle. (Trancart, 2000)

La forte croissance urbaine due au « baby-boum » et à l'exode rural associé au développement industriel accroît fortement la demande en eau dans les grandes villes et la pollution des eaux de rivière. Il en résulte une situation de crise au début des années 60 due à un manque de coordination et de réglementation. Les problèmes à résoudre sont alors identifiés comme une « nébuleuse » de problèmes locaux qui appellent d'une part à un traitement local approprié, mais aussi d'autre part, à une coordination des usages de l'eau à plus grande échelle. La solution réclame une mobilisation ponctuelle de moyens financiers très importants servant à couvrir des équipements collectifs « locaux » de lutte contre la pollution et d'accroissement de la ressource (Cheret, 1987, cité par Feuillet, 2005). Pour répondre à cette nouvelle situation de crise, l'Etat instaure alors une nouvelle politique de l'eau qui prend forme en 1964.

I-2-c La loi sur l'eau de 1964 : réglementation des usages de l'eau

La loi n° 64-1245 du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution fonde le système français actuel de l'eau. Il est organisé en six districts hydrographiques¹⁸ dotés chacun d'une instance de concertation, le Comité de Bassin et d'une agence financière, dite Agence de l'Eau, chargée d'une politique incitative sous la tutelle de Ministère de l'Environnement et du Développement Durable¹⁹.

La première grande force de cette loi est d'avoir dépassé les cadres administratifs existants, départementaux et communaux, pour créer de nouvelles entités administratives territoriales basées sur la réalité géographique des grands bassins et destinées à mieux correspondre aux besoins d'une gestion intégrée de la ressource en eau.

Sa seconde grande force se situe dans une démarche de planification orientée vers un développement économique et social de caractère global et intégré, en dépassant les intérêts sectoriels et en conciliant la satisfaction des différents besoins (Académie de l'Eau, 2004). L'Agence de l'Eau, établissement public à vocations financière et technique est l'organisme

¹⁸ Adour-Garonne, Artois-Picardie, Loire-Bretagne, Rhin-Meuse, Rhône-Méditerranée et Seine-Normandie

¹⁹ Portail Eau-France. Site internet : www.eaufrance.fr

exécutif de la gestion des eaux. Le Comité de Bassin est une instance consultative qui regroupe des représentants des collectivités, des usagers et de l'administration. Ce comité est animé par l'Agence de l'Eau (Feuillette, 2005) et définit de façon concertée les grands axes de la politique de gestion de la ressource en eau et de protection des milieux naturels aquatiques à l'échelle du grand bassin hydrographique concerné.

En accord avec le Comité de Bassin, l'Agence de l'Eau établit des programmes quinquennaux d'intervention et fixe des redevances sur les prélèvements et les rejets qui sont directement perçues auprès des usagers ce qui permet ainsi de financer le programme approuvé. Par le biais des redevances, le principe du « pollueur payeur » s'inscrit dès lors dans la politique de l'eau en France et confère aux Agences de l'Eau un pouvoir incitatif auprès des usagers.

Il faut noter que ce principe de redevances n'est pas conforme à la Constitution. La jurisprudence constitutionnelle admet en effet qu'un certain rôle soit laissé à un établissement public, affectataire d'une imposition, dans la fixation des modalités de celle-ci, à condition toutefois que cette marge de manœuvre soit délimitée par la loi, notamment par la fixation de taux plafond annuel par le parlement²⁰. Ceci n'est pas actuellement le cas pour les redevances des Agences de l'Eau (Tavernier, 1999) qui sont fixées tous les cinq ans par les comités de bassin. Cet avis d'inconstitutionnalité est fondé sur une disposition située dans l'ordre de la confrontation publique-privée. Or les ressources naturelles étant de l'ordre du patrimoine commun (Loi sur l'Eau de 1992) échappent à ce clivage. Plutôt que de modifier les agences, une solution serait de modifier la loi de finance de 1959 en créant simplement une troisième catégorie de parafiscalité, pour le patrimoine commun, qui légitimerait une telle démarche subsidiaire et mutuelle (Barraqué, 2001).

La seconde critique apportée au système des redevances porte sur le fait qu'il connote plus un système du « pollueur payé » que celui du « pollueur payeur » car l'Agence de l'Eau peut de fait, devenir ainsi une mutuelle reversant les aides à ceux qui payent le plus de redevances. Il est clair que ce système de redevance ne correspond guère au principe « pollueur payeur » tel qu'il est défini par les économistes. Mais par ce biais, le rôle des Agences de l'Eau, limité à des aspects financiers et au bon vouloir des usagers, a tout de même permis en grande partie de porter l'effort sur une amélioration du traitement des rejets

²⁰ Décision du conseil constitutionnel n°82-124 L du 23 juin 1982

qu'ils soient industriels ou urbains, efforts très coûteux en investissement que, seul, le pollueur n'aurait peut-être pas consenti à faire. Reste que la participation de certains usages (agriculture typiquement) est faible et sujette à polémique. On peut surtout y constater une réelle difficulté quant à trouver les outils de lutte appropriés qu'ils soient réglementaires ou financiers ; difficulté liée aux phénomènes bien particuliers des pollutions diffuses.

I-2-d La loi sur l'eau de 1992 : l'eau, un patrimoine commun²¹

La loi n ° 92-3 du 3 janvier 1992, instaure une nouvelle dimension en renforçant la loi de 1964 sur les aspects environnementaux. Elle reconnaît la ressource en eau comme « patrimoine commun de la nation »²². En effet, les précédents dispositifs législatifs et réglementaires mis en œuvre depuis 1964 avaient certes permis une meilleure gestion de la ressource pour organiser la satisfaction de l'ensemble des usages mais la loi de 1992 dépasse les anciennes logiques sectorielles pour organiser la gestion de la protection des milieux aquatiques et la satisfaction de tous les usages, dans une approche plus équilibrée respectant les droits antérieurement acquis (MEDD, 2004). Pour assurer une meilleure gestion, cette loi appréhende l'eau dans son unité juridique, fait d'importance, puisque le droit de l'eau était jusqu'alors compartimenté entre eaux souterraines et eaux superficielles, eaux domaniales et eaux non domaniales (Trancart, 2000). Elle intègre aussi les eaux maritimes territoriales, appréhendant ainsi la ressource dans son unité.

²¹ Ministère de l'écologie et du développement durable, 2004

²² Portail Eau-France. Site internet : www.eaufrance.fr/

Pour la mise en œuvre concrète de cette gestion, deux outils de réglementation et de planification sont institués: les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) et les Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE). Les six SDAGE²³ correspondant à chacun des grands districts ont été élaborés en 1996. Ils fixent les orientations fondamentales pour une gestion équilibrée de la ressource en eau pour une durée de 10 à 15 ans. Les schémas d'aménagement (SAGE), élaborés par une Commission Locale de l'Eau, constituent un document de planification à l'échelle d'un groupement de sous bassins ou d'un sous bassin correspondant à une unité hydrographique ou à un système aquifère comme nous le verrons plus loin pour le cas de la nappe de la Beauce.

I-2-e Directive Cadre sur l'Eau : un nouveau cadre européen

Face à la dégradation alarmante des ressources en eau dans certains des états membres et compte tenu de la grande variété de l'avancement des politiques de protection de la ressource en eau au travers de l'Union Européenne, celle-ci a adopté en Décembre 2000 une Directive Cadre sur l'Eau (Directive Cadre 2000/60/CE). Cette directive a aussi permis d'unifier les diverses directives²⁴ et ordonnances existantes et de donner un cadre communautaire à la protection des ressources en eau. Nous revenons ici sur les objectifs et grands principes imposés par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) ainsi que sur leurs conséquences pour les états membres. La loi n° 2004-338 du 21 avril 2004 porte transposition de la directive 2000/60/CE en droit français. Elle adapte en particulier la procédure d'élaboration et le contenu des SDAGE aux exigences de la DCE.

Objectifs de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE)

L'objectif majeur de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) vise à harmoniser la politique de protection de l'ensemble de la ressource en eau afin d'atteindre et de préserver un bon état écologique et chimique. Pour cela, il y est stipulé quelques grands principes à respecter.

Tout d'abord, en s'inspirant en partie du modèle français (Hedelin, 2005), elle exige une gestion par districts hydrographiques, ces derniers étant définis comme une zone terrestre et maritime, composée d'un ou plusieurs réseaux hydrographiques ainsi que des eaux souterraines et eaux côtières associées.

²³ Pour les Départements d'Outre-mer, les SDAGE ont été élaborés entre 2001 et 2002.

²⁴ Depuis 1975, plus de 30 directives européennes ou décisions ont été adoptées dans les domaines de la pollution de l'eau douce et de l'eau de mer (<http://195.167.226.100/DCE/RM/Pourquoi.htm>)

Le district hydrographique est retenu comme unité de gestion unifiée des bassins hydrographiques qu'il regroupe (Union Européenne, 2000). Ce concept souligne l'importance d'une gestion intégrée tenant compte de l'ensemble des ressources en eau du district. En outre cette entité dépasse le cadre administratif national et impose même une coordination appropriée avec les états tiers concernés par les bassins s'étendant au-delà des frontières de la Communauté Européenne (Union Européenne, 2000). Elle impose aussi aux états membres un programme très précis et échelonné dans le temps pour remplir les objectifs de reconquête de la ressource en eau. Fait marquant, l'analyse économique fait son entrée en jeu dans la DCE en exigeant que les gestionnaires intègrent l'outil économique dans leur processus de décision pour obtenir une politique efficace, incitative et économiquement viable. Cette politique devrait ainsi prôner l'application de principes économiques reconnus (ex : « pollueur payeur ») et l'utilisation de l'analyse économique et des instruments associés pour la mise en place des mesures. Elle exige enfin, pour plus de transparence, une consultation et une participation du public dans l'élaboration des plans de gestion à venir.

Le projet de réforme de la politique de l'eau en France

Les nouveaux enjeux promus par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) ont amené l'état français à réexaminer sa politique de l'eau de façon à s'assurer qu'elle permette d'atteindre les objectifs fixés par la DCE et afin de répondre aux attentes de la société (Ministère de l'écologie et du développement durable, 2004). Trois mots d'ordre peuvent résumer ce nouveau projet : efficacité, transparence et renforcement du principe du « pollueur payeur ». Un des grands enjeux de cette nouvelle loi, sur le plan institutionnel, est de réformer dans le sens d'une meilleure efficacité, l'ensemble du système qui s'est construit par couches successives depuis l'après seconde guerre mondiale en redéfinissant le rôle de chacun des acteurs de façon à améliorer l'efficacité collective nationale dans la préservation des milieux aquatiques (Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Juin 2004). Ce projet a aussi pour objectif de réformer le système de redevances en le rendant simple, transparent et respectueux des principes constitutionnels. Elle conduit en particulier à fonder un Haut Conseil du secteur public de l'eau et de l'assainissement qui aura pour mission de veiller à la transparence du secteur économique de l'eau. Dans un souci d'efficacité, on envisage un renforcement de la « police de l'eau » en la réformant en un service unique. Pour ce qui concerne la lutte contre les pollutions diffuses, on peut noter le projet de mise en place de nouvelles taxes sur l'emploi des phytosanitaires et des nitrates.

L' « état des lieux » et le concept de « masse d'eau »

Pour permettre une gestion à long terme de la ressource en eau, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) impose aux décideurs un calendrier strict dont la première échéance s'est achevée en 2004. A cette date, les Etats Membres ont dû publier un état des lieux pour chaque district hydrographique national et fournir une prospective de cet état à l'horizon 2015. L' « état des lieux » comprend une analyse des caractéristiques physiques du district hydrographique s'étendant aux eaux de surfaces, souterraines et côtières. Celles-ci sont découpées en unités homogènes, dites « masses d'eau » (en anglais, « water bodies »). Pour chaque bassin, les responsables²⁵ des districts hydrographiques ont mené une analyse de l'ensemble des usages et de leurs pressions actuelles ou potentielles. Pour chaque polluant détecté, l'état actuel de la ressource est déterminé sur la base de l'analyse précédemment mentionnée et sur celle des mesures des réseaux de suivi quand ils existent. Outre cet aspect inventaire des « usages, pressions et milieux », ces responsables ont aussi conduit une analyse économique des usages et de la situation actuelle du taux du recouvrement des coûts (WATECO, 2002).

Une fois cet « état des lieux » réalisé, les tendances des facteurs hydrologiques et socio-économiques clefs à même d'affecter les pressions sur le milieu sont évaluées pour estimer leurs impacts sur la ressource à l'horizon 2015. Ceci permet aussi d'apprécier l'évolution tendancielle de l'état des ressources par « masse d'eau » (amélioration, stabilité, dégradation) et son écart par rapport aux objectifs de la DCE. Les « masses d'eau » sont alors classées en fonction du risque de non atteinte des objectifs de qualité et de quantité à l'horizon 2015.

L'état des milieux se base en fait sur le modèle FPEIR²⁶ : Forces motrices, Pressions, Etat, Impacts, Réponses (en anglais, DPSIR : Driving forces, Pressures, State, Impacts, Responses). Initialement développé par l'Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE) sous le vocable PER (Pressions, Etat, Réponses), ce modèle vise à décrire les interactions entre la société et l'environnement à l'aide d'indicateurs et de statistiques diverses. Il se compose d'une série d'indices permettant la prise en compte du concept de développement durable dans la gestion de l'eau. La première échéance de mise en œuvre de la DCE (2004) a conduit à évaluer les quatre premiers indices de ce modèle.

²⁵ Pour le bassin Seine-Normandie, par exemple, l'état des lieux a été réalisé par l'Agence de l'Eau Seine Normandie et la Direction Régionale de l'Environnement.

²⁶ Le site de l'European Environment Agency donne les abréviations officielles de ce concept dans toutes les langues de l'Union Européenne (<http://glossary.eea.eu.int/EEAGlossary/D/DPSIR>)

La deuxième échéance (2015) concerne plus particulièrement le dernier volet de l'approche FPEIR (DPSIR), à savoir, l'évaluation des réponses à apporter pour réduire les écarts et atteindre le bon état chimique et écologique.

Les « masses d'eau souterraine » selon la DCE

La DCE définit la « masse d'eau souterraine » comme un volume distinct d'eau souterraine à l'intérieur d'un ou de plusieurs aquifères ; chaque aquifère représentant « une ou plusieurs couches souterraines de roches ou d'autres couches géologiques d'une porosité et d'une perméabilité suffisantes pour permettre soit un courant significatif d'eau souterraine, soit le captage de quantités importantes d'eau souterraine ».

Les « masses d'eau souterraine » sont un des concepts nouveaux introduits par la DCE. Elles ne recouvrent pas totalement des notions ou objets physiques connus en terme hydrogéologique, tels que des systèmes aquifères. Elles sont à considérer comme constituant les unités de base du référentiel à partir duquel doit être évalué l'état des ressources en eaux souterraines à l'échelle d'un district pour juger de l'efficacité des mesures prises afin de respecter les exigences de la directive. Au-delà de l'approche descriptive, la masse d'eau souterraine correspond également à une approche opérationnelle : c'est à l'échelle de la masse d'eau que doivent être définies les modalités de surveillance, donc en partie les réseaux de mesures, et que peuvent être précisées les actions réglementaires et de gestion à mettre en place pour assurer la protection et si nécessaire sa restauration de façon à d'atteindre le bon état en 2015. La figure 6 présente la délimitation des « masses d'eau souterraine » pour la zone de responsabilité de l'Agence de l'Eau Seine Normandie.

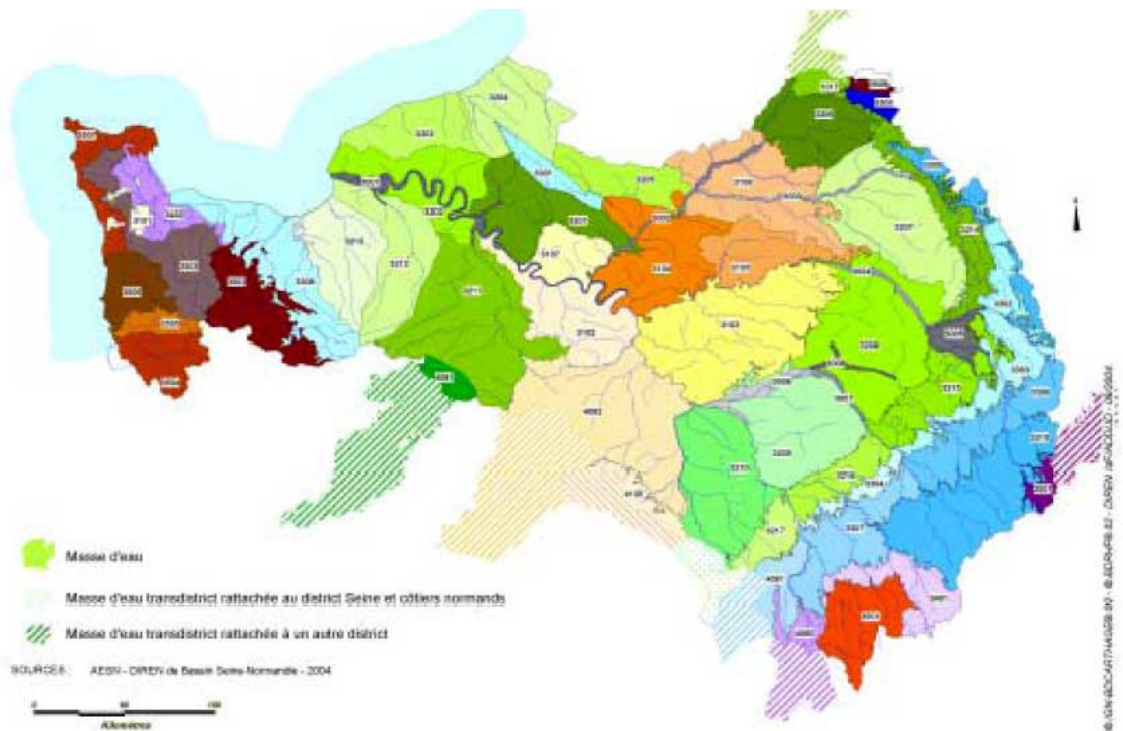


Figure 6 : Parties à l’affleurement des « masses d’eau souterraine » du district :
« Bassin Seine et cours d’eaux côtiers normands » (AESN-DIREN, 2004)

L'objectif 2015

Selon la DCE, d'ici à 2009, les responsables de districts hydrographiques ont à charge de définir un plan de gestion (idem, plan d'action et programme de mesures) pour préserver les ressources et reconquérir d'ici 2015 les « masses d'eau » déjà dégradées. Ce plan devra être soumis au public et appliqué à compter de 2010.

Ceci implique que l'on doive donc déterminer les principaux facteurs de pression (particulièrement en terme de groupes socio-économiques) afin d'envisager les mesures à appliquer (WATECO, 2002). C'est ici que le volet économique de la DCE doit prendre toute sa force. En effet, chaque mesure du programme de gestion doit être accompagnée selon la DCE d'une analyse « coût-efficacité » (Garabé, 1994) puis les alternatives identifiées doivent être ordonnées pour sélectionner le programme d'action le plus efficace permettant d'atteindre les objectifs environnementaux (WATECO, 2002). Pour tout programme d'action ainsi retenu, les implications financières doivent en être évaluées. Mais si les coûts sont jugés disproportionnés, des dérogations d'objectifs peuvent alors être demandées. Ces dérogations portent en particulier sur les « masses d'eau de surface » dites « fortement modifiées » (en anglais, Heavily Modified Water Bodies (HMWB)). Dans ce dernier cas, une analyse « coût-bénéfice » (Garabé, 1994) supplémentaire doit être conduite pour prendre en compte les implications socio-économiques de la non atteinte des objectifs environnementaux et estimer les compensations financières nécessaires.

Pour les « masses d'eau souterraine », si le risque du non respect des objectifs environnementaux en 2015 est trop élevé, des dérogations supplémentaires peuvent aussi être demandées compte tenu des temps de réponse des hydrosystèmes pour lesquels les délais de reconquête peuvent atteindre plusieurs décennies. Nous verrons par la suite que pour le territoire hydrographique de l'Agence de l'Eau Seine Normandie, 46 masses d'eau souterraines sur 53 au total devront faire l'objet d'une telle dérogation.

On remarquera enfin que la DCE s'inscrivant dans un concept de développement durable, l'échéance 2015 n'est pas une fin en soi, mais marque plutôt la fin du premier plan de gestion de chaque district hydrographique, ce plan devant être reconduit par la suite tous les six ans.

I-2-f Le régime juridique propre à l'exploitation des eaux souterraines en France

Dans le droit français, les eaux souterraines font partie des eaux non domaniales susceptibles d'appropriation privée. Leur identité est cependant mal définie par l'article 552 du Code Civil qui les assimile de facto à un régime général de la propriété du sol hérité du droit romain (Gazzaniga et al, 1998). De fait, dès l'élaboration de la loi sur l'eau du 9 Avril 1898, deux points de vue se sont affrontés, le premier, considérant que la nature particulière des nappes phréatiques ne pouvaient les exempter du droit de propriété exclusif du « maître du fonds » (le propriétaire du sol) et le second, voulant limiter les droits de ce dernier à faire jaillir la source et à s'approprier l'eau ainsi captée. A cette époque, la jurisprudence a confirmé l'appropriation privative de ce qui était de l'ordre de la *res nullius* et a tendu à réduire la *res communis omnium*²⁷ (Barraqué, 2001). Ce n'est que tardivement que le sénateur Lacour proposait en 1965 de séparer le droit de l'eau du droit de la terre. Ce problème n'est à l'heure actuelle pas encore tranché.

Cependant le législateur a très tôt prévu des limites étroites à ce droit de propriété dans le cas de l'exploitation des eaux de source (article 642 du Code Civil) en les assortissant de contraintes d'hygiène publique et de protection (articles L. 735 et 736 du Code de la santé publique). La loi de 1992 a, quant à elle, ajouté une réglementation plus stricte en matière de prélèvements des eaux souterraines. Les installations permettant l'exploitation d'un système aquifère autre qu'une nappe d'accompagnement d'un cours d'eau (idem, nappe alluvionnaire) sont soumises au régime de la simple déclaration pour un débit allant de 8 m³/h à 80 m³/h et au régime de l'autorisation préfectorale pour un débit plus important. Pour les zones de nappe d'accompagnement des cours d'eau le seuil de déclaration égal à 2 % du débit de référence d'étiage du cours d'eau et le seuil d'autorisation égal à 5 % de ce même débit de référence.

Notons enfin que hormis l'utilisation d'eau prélevée dans le milieu naturel « à l'usage personnel d'une famille », toute utilisation d'une eau de surface ou d'une eau souterraine (à quelque débit que ce soit) en vue de la consommation humaine doit obligatoirement être autorisée par arrêté préfectoral pris après avis du Conseil Départemental d'Hygiène (Décret 3 Janvier 1989).

²⁷ La *res communis omnium* correspond en droit féodal au « domaine utile » dont le titulaire a le droit d'user, mais pas de disposer – l'usage étant défini par la communauté d'usagers. Dans le droit romain, elle constituait une catégorie d'eau au même titre que l'eau publique et l'eau privée (Barraqué, 2001)

Si l'exploitation est destinée à servir une agglomération de plus de 50 000 habitants, ou à être transférée dans un autre département ou enfin si la qualité dépasse les limites de potabilité prescrites par le décret 89-3 (par exemple, plus de 100 mgNO₃/l pour les nitrates), l'autorisation doit alors être accordée par le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF). Divers décrets sont venus éclairer les textes précédents dont le dernier en date a été promulgué en Décembre 2001. Pour les eaux minérales, un régime différent de déclaration d'intérêt public a été instauré par les décrets du 8 Septembre 1856 et du 30 Avril 1930.

I-3 La gestion de l'eau potable

I-3-a Le prix de l'eau

Le plan national

Pour une consommation annuelle type de 120 m³, le montant moyen annuel d'une facture d'eau était en France, pour l'année 2000, d'environ 317,6 € TTC (ou 2,5 € par m³). La facture se décompose en 135,55 € (42%) pour la rémunération du service de distribution d'eau, 99,40 € (31%) pour la rémunération du service d'assainissement, 49,27 € (15%) de redevance pollution domestique, 5,35 € (1,6%) de redevance de préservation de la ressource et 30,03 € (9,4%) de taxes comprenant FNDAE, VNF et TVA (DGCCRF, 2002).

Notons que la partie réservée à la distribution comporte à des degrés variables selon la structure gestionnaire, une partie fixe (abonnement ou location de compteur, par exemple) et une partie proportionnelle à la consommation effective par l'abonné. Notons aussi que la redevance ressource, est due par toute personne, publique ou privée, qui soustrait de l'eau au milieu naturel par captage de source, pompage d'eau en rivière ou en nappe. Cette redevance fixée par chaque Agence de l'Eau est destinée à inciter les entreprises et les collectivités à modérer leurs prélèvements. Le tarif est fixé par le Comité de Bassin de chaque agence en fonction de la sensibilité des milieux aquatiques. Système de tarification complexe, la redevance ressource peut compter jusqu'à quatre tarifs différents.

La facture d'eau est sujette à polémiques depuis quelques années en France, ainsi dans son rapport, Y. Tavernier (Mai 2001) explique que ce n'est pas le montant de la facture en lui-même qui pose problème mais sa forte augmentation au cours des dernières années et sa trop grande disparité d'une commune à l'autre.

Depuis les années 70, le prix de l'eau a en effet augmenté de façon significative, cet accroissement variant selon les périodes. On note ainsi une augmentation de 170% en franc courant de 1975 à 1985 et de 11% entre 1991 et 1994 (Tavernier, Mai 2001). De 1995 à 2000, le montant global de la facture d'eau a augmenté de 16% mais avec un taux annuel qui n'a cessé de décroître (DGCCRF, 2002).

La facture d'eau présente des disparités géographiques fortes, à la fois régionales et départementales (figure 7) mais aussi plus locales. L'intervalle de variation du prix de l'eau sur tout le territoire varie de 0,46 € à 4 € par m³. Le prix de l'eau moyen constaté comme le plus élevé pour une région (Bretagne) est pour sa part de 3,07 € (IFEN, 2003). De façon générale, les villes moyennes de 10 000 à 100 000 habitants connaissent toujours les tarifs les plus élevés (DGCCRF, 2002). Mais les disparités entre communes proches existent aussi, le prix pouvant varier du simple au double (Tavernier, Mai 2001).

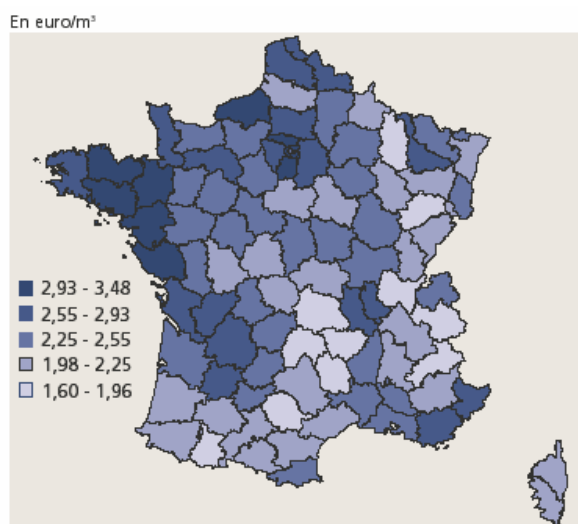


Figure 7 : Prix moyen du m³ de l'ensemble de l'eau (eau potable et assainissement) par département (IFEN, 2003)

La variabilité des prix peut s'expliquer de différentes manières. Une première raison porte sur la présence ou non d'un coût d'assainissement. Les prix les plus bas s'observent ainsi dans les plus petites communes en raison de l'absence d'assainissement collectif (IFEN, Avril 2001) alors qu'à l'inverse, la mise en place de nouveaux réseaux d'assainissement peut accroître sensiblement le prix de l'eau.

La seconde raison peut provenir de la variation du coût de l'alimentation en eau potable. L'origine de la ressource en eau influe en effet fortement sur le prix car les ressources superficielles engendrent des coûts supérieurs dus à leur moindre qualité comparée à celle des ressources souterraines et donc aux traitements supplémentaires qu'elles doivent subir pour devenir consommables. En moyenne c'est effectivement dans les régions où l'alimentation provient de moins de 30% d'eau entièrement souterraine que l'eau est la plus chère (IFEN, 2003). Dans l'avenir, le coût de production de l'eau souterraine pourrait néanmoins augmenter dans certaines régions en raison de la contamination des aquifères par des pollutions diffuses et de la raréfaction des ressources de bonne qualité qui conduisent à la mise en place de traitements tertiaires (dénitrification et élimination des phytosanitaires, par exemple). Nous aborderons ce problème dans la suite de ce mémoire pour le cas des nitrates.

La longueur des réseaux influe elle aussi sur le prix de l'eau et l'IFEN (2003) constate que lorsque la longueur dépasse 60 mètres par abonné, le prix moyen de l'eau potable est de 16% supérieur au prix constaté lorsque la longueur est moindre. Le niveau de technicité élevé du traitement utilisé dans les collectivités en mode de gestion privée et la présence de nombreuses interconnexions de réseau dans les structures intercommunales expliquent que la facture d'eau y soit plus élevée. Ainsi le montant de la facture varie de 2.05 € le m³ en moyenne dans les communes avec assainissement collectif en régie communale à 2.99 € pour celles ayant une organisation intercommunale ou mixte et une gestion privée (IFEN, Mai 2005).

Bien que les facteurs techniques expliquent de manière rationnelle une telle diversité de prix, Y. Tavernier (Mai 2001) note que l'ampleur des disparités de prix est souvent trop importante pour être acceptée de manière passive par les consommateurs. Si un prix uniforme est inconcevable au plan national, une « jungle » irrationnelle des prix pourrait rapidement devenir inacceptable pour la clientèle.

Le prix de l'eau dans le bassin de la Seine

En 2002, le prix moyen de l'eau en Seine-Normandie était de 2,93€ par m³ TTC, ce qui se différencie peu de la moyenne nationale. La facture annuelle moyenne représente 352€ TTC par ménage pour une consommation de 120 m³.

La fourchette de la facture d'eau s'étale de 0€ à 730€ TTC selon une distribution statistique qui témoigne d'un prix plus élevé pour la proche banlieue de Paris que pour la ville elle-même et les communes hors de la communauté urbaine (figure 8). On remarque que d'une façon générale, l'eau potable est la moins chère pour les secteurs ruraux situés dans les parties amont du bassin (AESN-DIREN, 2004).

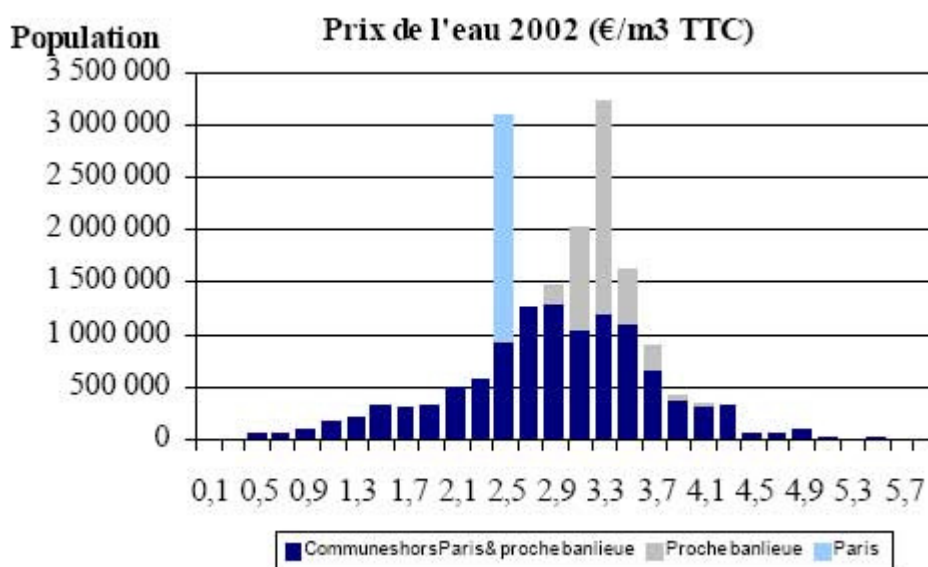


Figure 8 : Répartition du prix de l'eau en 2002 sur le district de gestion de l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN-DIREN, 2004)

La partie « eau potable » représente 41% de la facture, la partie assainissement 34% et les taxes et redevances 25%. La facture moyenne du service d'eau potable est de 160 €/an et par ménage se répartissant en rémunération du service d'eau proprement dite, qui représente en moyenne 151 €/an et en redevance versée à l'Agence de l'Eau Seine-Normandie pour la préservation des ressources en eau, qui représente en moyenne 9 € par an et par ménage.

I-3-b Organisation des services d'eau potable et d'assainissement

Comme nous l'avons précédemment mentionné, les communes sont responsables de la distribution de l'eau et de l'assainissement en France et ont la possibilité de choisir librement le mode de gestion de leurs services publics.

Sur le territoire national les modes de gestion sont extrêmement divers allant de la régie directe jusqu'à la gestion déléguée. En régie directe, la commune ou un syndicat intercommunal assure la responsabilité complète des investissements et du fonctionnement du service des eaux.

A l'opposé, la gestion déléguée implique un partenariat entre la collectivité publique et des partenaires de droit privé dans un cadre contractuel. La délégation recouvre trois grands types de contrats : la concession, l'affermage et la gérance. Dans le cas d'une concession, le délégataire est en charge à la fois des investissements et de l'exploitation des équipements et se rémunère directement sur la facture d'eau. Dans le cas de l'affermage et de la gérance, le délégataire ne s'occupe que de l'exploitation, les investissements étant à la charge de la collectivité. Ces deux contrats se différencient par le mode de rémunération : en gérance la collectivité perçoit les factures d'eau et rémunère le gérant forfaitairement, en affermage le délégataire se rémunère directement auprès des usagers et reverse une partie des produits à la collectivité.

Entre ces grandes catégories de gestion on trouve un certain nombre de situations intermédiaires dites de « gestion mixte » répondant aux besoins particuliers des communes et témoignent de la souplesse du système français.

Une première distinction doit être faite entre les modes de gestion selon que celle-ci porte sur l'alimentation en eau potable ou sur l'assainissement. Les collectivités établissent généralement des contrats distincts pour ces deux activités. Mais les communes ont aussi la possibilité de se regrouper pour organiser la gestion de leurs services et ainsi transférer leurs compétences à un organisme tiers (Montginoul, 2004). Ce transfert peut se faire vers :

- Une communauté de communes (CC) selon une structure créée par la Loi d'orientation du 6 Février 1992 sur l'administration territoriale
- Une communauté d'agglomération (CA), structure la plus récente, créée par la Loi du 12 Juillet 1999 (dite Loi Chevènement) pouvant regrouper un ensemble de plus de 50 000 habitants autour d'une commune centrale d'au moins 15 000 habitants
- Une communauté urbaine (CU) selon une structure créée par la Loi du 31 Décembre 1966 et limitée aux regroupements intercommunaux de plus de 500 000 habitants
- Un syndicat intercommunal à vocation unique (SIVU), structure dont la création remonte à la Loi du 22 Mars 1890 ou un syndicat intercommunal à vocation multiple (SIVOM), structure créée plus récemment par l'ordonnance du 5 Janvier 1959. Les SIVU ne sont responsables que d'une seule activité à la fois, eau potable ou assainissement et intéressent 60% des regroupements de communes. On parlera dans ce cas de syndicat intercommunal d'alimentation en eau potable (SIAEP) ou de syndicat intercommunal d'assainissement (SIA). Pour les SIVOM, on parlera souvent de syndicat intercommunal d'alimentation en eau potable et assainissement (SIAEPA) mais ils peuvent également regrouper d'autres services tels que la collecte des ordures ménagères,

le transport et les services annexes à l'éducation. Il existe aussi des situations où une commune peut être seule responsable de son assainissement mais être en SIVU pour la production d'eau potable.

- On trouvera enfin quelques situations de syndicat mixtes où les communes s'associent avec d'autres établissements publics ou chambres de commerce et d'agriculture et enfin, les syndicats départementaux des eaux et de l'assainissement (SDEA) comme celui du Bas-Rhin.

Au total on dénote une préférence pour la gestion communale de l'assainissement alors qu'au contraire l'intercommunalité est fréquente pour la distribution de l'eau²⁸. La raison majeure de ce choix peut venir du souci de pérenniser l'alimentation dans le cas où la ressource est rare, difficile à mobiliser ou de mauvaise qualité, ce qui pousse les municipalités à regrouper leurs moyens pour obtenir une distribution de qualité (IFEN, Avril 2001). Ce type de mutualisation permet aussi aux collectivités locales d'améliorer sensiblement leur capacité d'expertise et de maîtrise technique (Tavernier, Mai 2001). Ce choix présente aussi un avantage électoral, la responsabilité de maintien de la ressource n'incombant plus au maire et à son conseil municipal mais au président et au comité du SIVU ou du SIVOM.

En France pour 36 763 communes, on compte ainsi 15 244 services distributeurs d'eau et 11 992 services d'assainissement selon le recensement le plus récent de ces activités²⁹. En ce qui concerne les modes de gestion, ils peuvent être : en régie directe, en gestion déléguée (affermage ou concession auprès de compagnies privées le plus souvent) ou plus rarement en gestion mixte dans le cas d'une Société d'Economie Mixte Locale (SEML). Les chiffres recensés en 2001 montrent une préférence pour la régie directe dans le secteur de l'assainissement avec 64% des communes (soit 46% de la population) optant pour ce mode, contre 46% des communes (soit 29% de la population) dans le cas de l'alimentation en eau. (IFEN, Mai 2005). Pour l'eau potable les communes rurales optent plutôt pour la régie, la préférence des municipalités urbaines allant vers l'affermage jusqu'à 20 000 habitants. Les villes de grande taille s'orientent quant à elle vers d'autres formes de délégation. Pour ce qui concerne l'assainissement, la taille des communes n'est pas un facteur clef dans le choix de la

²⁸ Pour l'alimentation en eau potable, 66% des communes sont organisées en intercommunalité soient 54.5% de la population contre 26% pour l'assainissement soient 33% de la population. (Tavernier, Mai 2001)

²⁹ Office International de l'Eau (OIEau), NR. Site internet : http://www.oieau.fr/gest_eau/france/

gestion. On note simplement une plus forte présence de l'affermage pour les communes comprenant de 3 500 à 50 000 habitants (IFEN, avril 2001).

Enfin, pour ce qui est du vocabulaire technico-administratif décrivant en France la structure technique de la distribution de l'eau potable, on distingue deux notions :

- L'unité de distribution (UDI) qui est la zone géographique où le réseau est exploité par une même personne morale et appartient à une même unité administrative. Dans cette zone, la qualité de l'eau peut être considérée comme homogène, c'est-à-dire que tout abonné desservi par ce réseau reçoit une eau de même qualité. La taille d'une unité de distribution (UDI) est très variable ; elle peut concerner un village, un quartier (exemple de la commune de Melun, en Seine et Marne, qui comprend 3 qualités d'eau différentes, c'est à dire 3 UDI) ; elle peut aussi regrouper plusieurs communes (exemple du syndicat d'alimentation en eau potable de Tournan en Brie comprend une seule qualité d'eau, c'est à dire une seule UDI couvrant 4 communes : Gretz-Armainvilliers, Presles en Brie, Liverdy en Brie et Tournan en Brie).
- L'unité de gestion-exploitation (UGE) est quant à elle l'entité administrative qui gère la production et/ou la distribution d'eau selon le type de formule que nous avons décrite précédemment (CA, CC, CU, SIVU ou SIVOM). Cette UGE peut comprendre une seule unité de distribution, (exemple de l'UGE " S.I.A.E.P. de Tournan en Brie" avec une qualité d'eau homogène c'est à dire une UDI sur 4 communes) ou plusieurs unités de distribution, (exemple de l'UGE " Berney Vilbert (77031)" qui regroupe 2 qualités d'eau différentes c'est à dire 2 UDI, l'une située sur cette commune et l'autre sur la commune voisine de Rozaie-en-Brie (77393), elle-même organisée en UGE). Comme on peut le constater dans le dernier exemple, l'unité de gestion-exploitation (ici, Rozaie-en-Brie) peut aussi avoir comme vocation de produire et de vendre de l'eau à d'autres structures.

Il n'en reste pas moins qu'au niveau national, la gestion de l'eau est très morcelée (figure 9), la répartition des unités de distribution variant fortement en fonction du contexte hydrogéologique local, de la capacité de la ressource à fournir le débit demandé et de l'histoire et des choix faits dans la politique de distribution de l'eau (regroupements de collectivités, interconnexions de réseaux, maillages de canalisations ...).

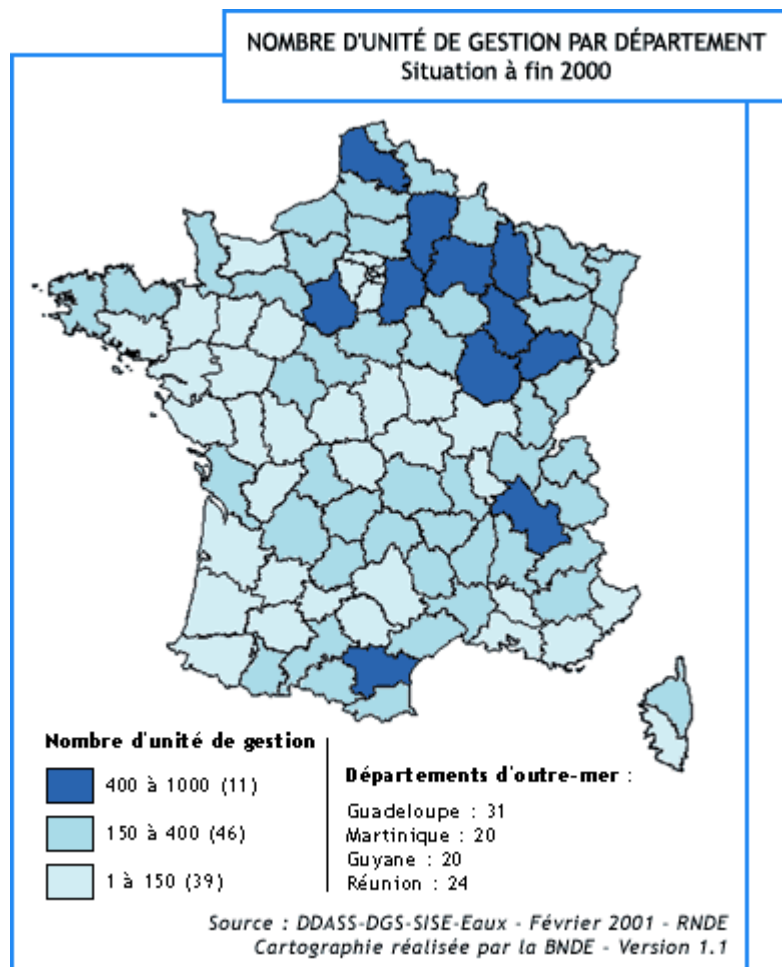


Figure 9 : Densité des UGE par département

On remarque que le bassin de la Seine est une des zones où la densité des unités de gestion de l'eau est la plus grande

Les spécificités du bassin parisien en ce qui concerne l'eau potable

Il est difficile de se faire une opinion sur les différents modes de distribution de l'eau potable dans le bassin de la Seine sans d'abord s'intéresser au cas particulier de la Ville de Paris. En effet à l'intérieur de son périmètre (figure 10), le réseau de la Ville de Paris est divisé en 16 unités de distribution (UDI) pour lesquelles les caractéristiques de l'eau sont homogènes. On remarque que ce découpage est plus fonctionnel qu'administratif et qu'en particulier, il n'épouse pas le découpage des 20 arrondissements de Paris, ce qui constitue une dérogation au principe de la relation biunivoque entre UDI et commune ou regroupement de communes tel qu'il peut s'appliquer ailleurs en France.

Les zones de Distribution de PARIS

Source : DDASS 75 - Mise à jour : 2001

Fonds de carte : ©IGN - BD CARTO®

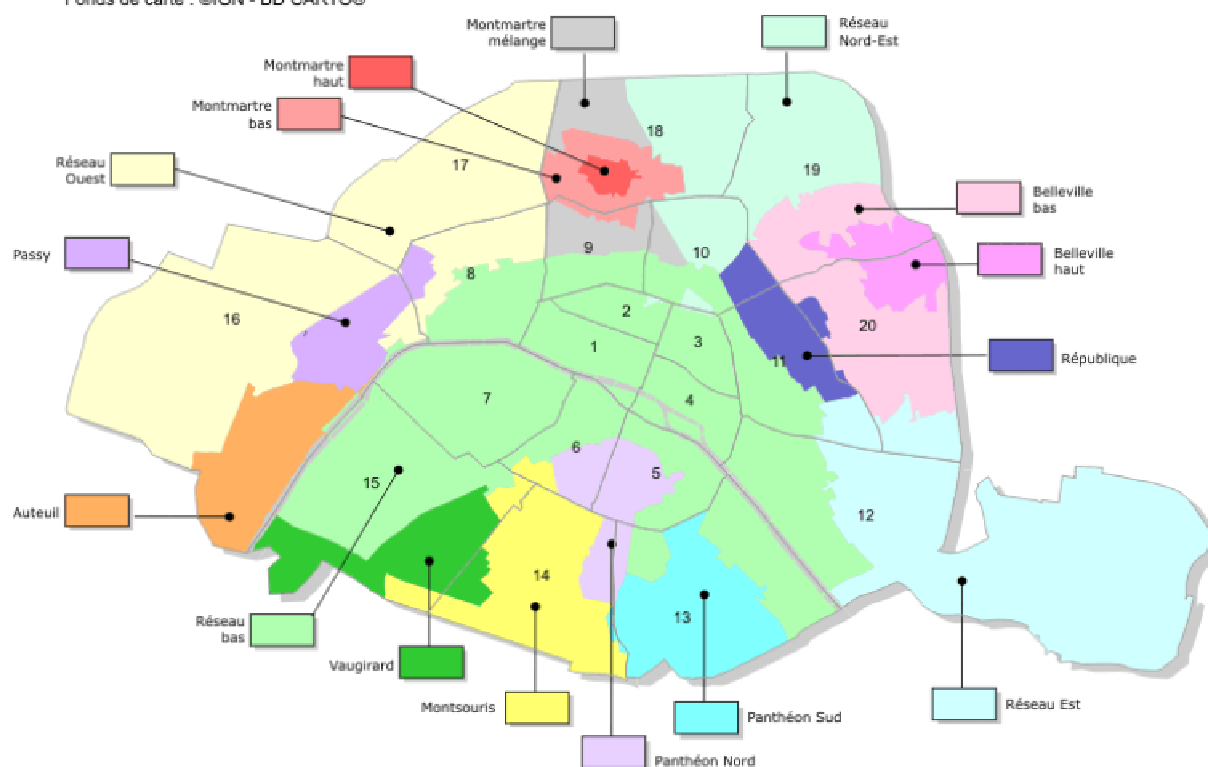


Figure 10 : Les unités de distribution d'eau potable à l'intérieur du périmètre urbain de la Ville de Paris (source : CRECEP³⁰)

L'approvisionnement de la Ville de Paris avant distribution est confié à une seule entité administrative de droit privé, la Société Anonyme de Gestion des Eaux de Paris (SAGEP) devenue en 2005, « Eau de Paris ». Cette structure conduit cette mission de service public dans un cadre administratif assez éloigné de celui pratiqué par la majorité des autres unités de gestion-exploitation (UGE) opérant en France. Le niveau de consommation journalier moyen des habitants se situe autour de 615 000 m³/j, soit 224 millions de m³/an. L'eau potable utilisée provient environ pour moitié d'une origine souterraine (60 %), elle est dans ce cas prélevée hors de Paris sur 94 forages, sources ou champs captant (340 000 m³/j) et pour le reste elle provient de prélèvements faits en rivière (40%), dans la Seine pour les zones d'Ivry et d'Orly et dans la Marne à Joinville le Pont.

³⁰ Centre de Recherche d'Expertise et de Contrôle des Eaux de Paris (CRECEP) : <http://www.crecep.fr/>

Le captage des eaux souterraines se répartit en cinq zones géographiques différentes (figure 11) :

- A l'Ouest dans la région de Dreux, les eaux brutes proviennent du bassin moyen de l'Avre (Verneuil sur Avre) à partir des captages des sources de la Vigne, du Breuil et des forages des champs captants de Vert en Drouais et de Montreuil sur Eure (50 000 m³/j). Les travaux initiaux remontent à 1891 et 1893. Les eaux sont acheminées jusqu'au réservoir de Saint Cloud par l'aqueduc de l'Avre. Prélevées dans la nappe de la Craie, ces eaux initialement de bonne qualité ont fait l'objet récemment de mesures spécifiques concernant les nitrates et les pollutions ponctuelles par les solvants chlorés qui ont amené l'abandon de certains puits de forages et l'établissement de périmètres de protection (CSHPF, 2004)
- A l'Est, dans la région de Château-Thierry, les sources de la Dhuys sont acquises par la ville de Paris depuis le 29 Juillet 1859. Elles sont amenées par aqueduc à l'usine de Joinville. Récemment (en 2000) leur exploitation a cessé sur Paris même et elles servent actuellement presque exclusivement à l'alimentation du parc de loisir de Marne-la-Vallée (20 000 m³/j). Prélevées dans l'aquifère karstique Eocène des Calcaires de Champigny, elles ont subi récemment une augmentation des concentrations en phytosanitaires (atrazine) ce qui a conduit à changer leur filière de traitement (CSHPF, 2001)
- Plus au sud, à l'Est de Paris, dans la région de Provins, la source et les forages de la Voulzie sont aussi prélevés dans des écoulements karstiques provenant de la nappe des Calcaires de Champigny et fournissent un débit important (80 000 m³/j). Mais ces forages font l'objet depuis quelques années d'un plan de protection destiné à abaisser les teneurs en nitrates, l'exploitation de la source de la Petite Traconne ayant par ailleurs été abandonnée pour atteinte du seuil de 100 mgNO₃/l (Fournol, 2004).
- Au Sud, dans la zone de Fontainebleau-Nemours, la source de la Joie (Nemours) exploite l'aquifère de la Craie et produit un débit de 18 000 m³/j alimentant l'aqueduc du Loing et près de Montereau, le champ captant de Vals de Seine exploite la nappe alluvionnaire pour alimenter l'aqueduc du Lunain (50 000 m³/j). La source de la Joie a été récemment frappée par des apports turbides en période de pluie poussant à la recommandation de mélange systématique avec les eaux du Vals de Seine qui sont de meilleure qualité.

- A l'extrême Sud, dans la région de Sens, l'aqueduc de la Vanne achemine les eaux des sources de la Vanne captées dans la nappe de la Craie (source de Cérilly et de l'usine de la Forge) et celles du champ captant des Vals d'Yonne (75 000 m³/j). Issues d'aquifères karstiques, ces eaux présentent, en période pluvieuse, des pics de turbidité auxquels sont associés des risques de contamination microbiologique importants.

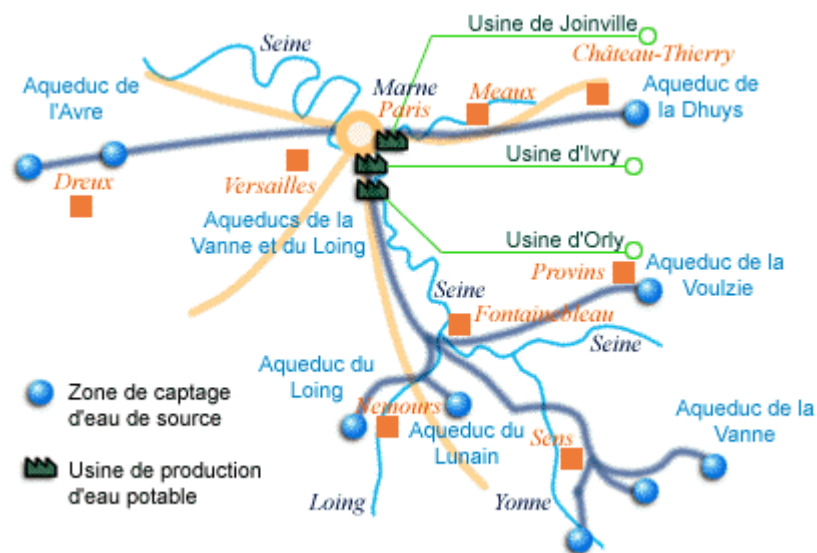


Figure 11 : Réseau de distribution et de traitement en eau potable assurant l'approvisionnement de la ville de Paris (source : Eau de Paris³¹)

En remarque donc que, si en matière de ressource disponible en eau potable le système géré par la SAGEP semble ne pas poser de problème à long terme compte tenu des excellentes réserves disponibles dans les aquifères karstiques de la Craie et des Calcaires de Champigny, il n'en est pas de même sur le plan de la qualité des eaux extraites qui n'a cessé de se dégrader depuis une vingtaine d'années en obligeant la fermeture d'ouvrages souvent exploités depuis le 19^{ème} siècle et en poussant au développement d'une chaîne de traitement des eaux souterraines de plus en plus coûteuse. Les causes de la dégradation sont le plus souvent reliées aux pollutions diffuses d'origine agricole.

Pour ce qui est de l'eau prélevée en rivière afin d'être distribuée comme eau potable après traitement, la situation sur l'ensemble du bassin de la Seine (figure 12) montre qu'à part quelques prélèvements faits en tête de bassin, la quasi-totalité des prélèvements se fait autour de Paris au confluent de la Seine, de la Marne et de l'Oise.

³¹ Eau de Paris (anciennement SAGEP) : <http://www.sagep.fr/>

On remarque que ceci contraste fortement avec d'autres régions, telle que la Presqu'île Normande, bien moins lotie en ressources souterraines et où les prélèvements sont spatialement implantés de manière uniforme sur l'ensemble de la région. La concentration géographique des prélèvements effectués en rivière pour la région parisienne permet d'aborder une gestion spatialement intégrée de la protection de la qualité des cours d'eau en amont de Paris.

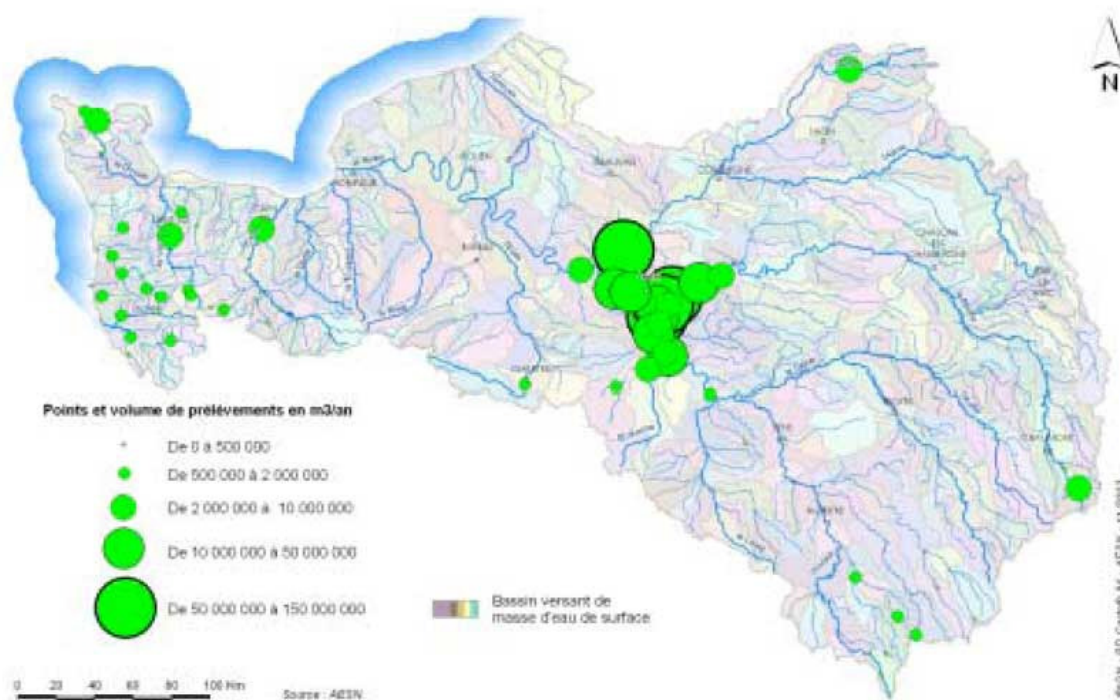


Figure 12 : Répartition des prises d'eau en rivière dans le district de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (AESN-DIREN, 2004)

Pour ce qui est de la gestion des ressources souterraines en eau potable, la situation est dramatiquement différente comme le montre la carte des quelques 3170 unités de gestion de l'eau (UGE) occupant le bassin de la Seine (figure 13). Cette situation illustre une atomisation réelle des responsabilités de gestion aboutissant en particulier à autant de prix de l'eau différents qu'il y a d'UGE. On imagine donc que toute coordination des effets de la politique de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie sur la gestion de l'eau potable relève plus de l'« effet de masse » (effet statistique) que de l'action directe sur les agents.

C'est de fait une spécificité française qui tire son origine de la décentralisation des responsabilités de gestion au niveau le plus fin de la trame territoriale, c'est-à-dire, les communes.

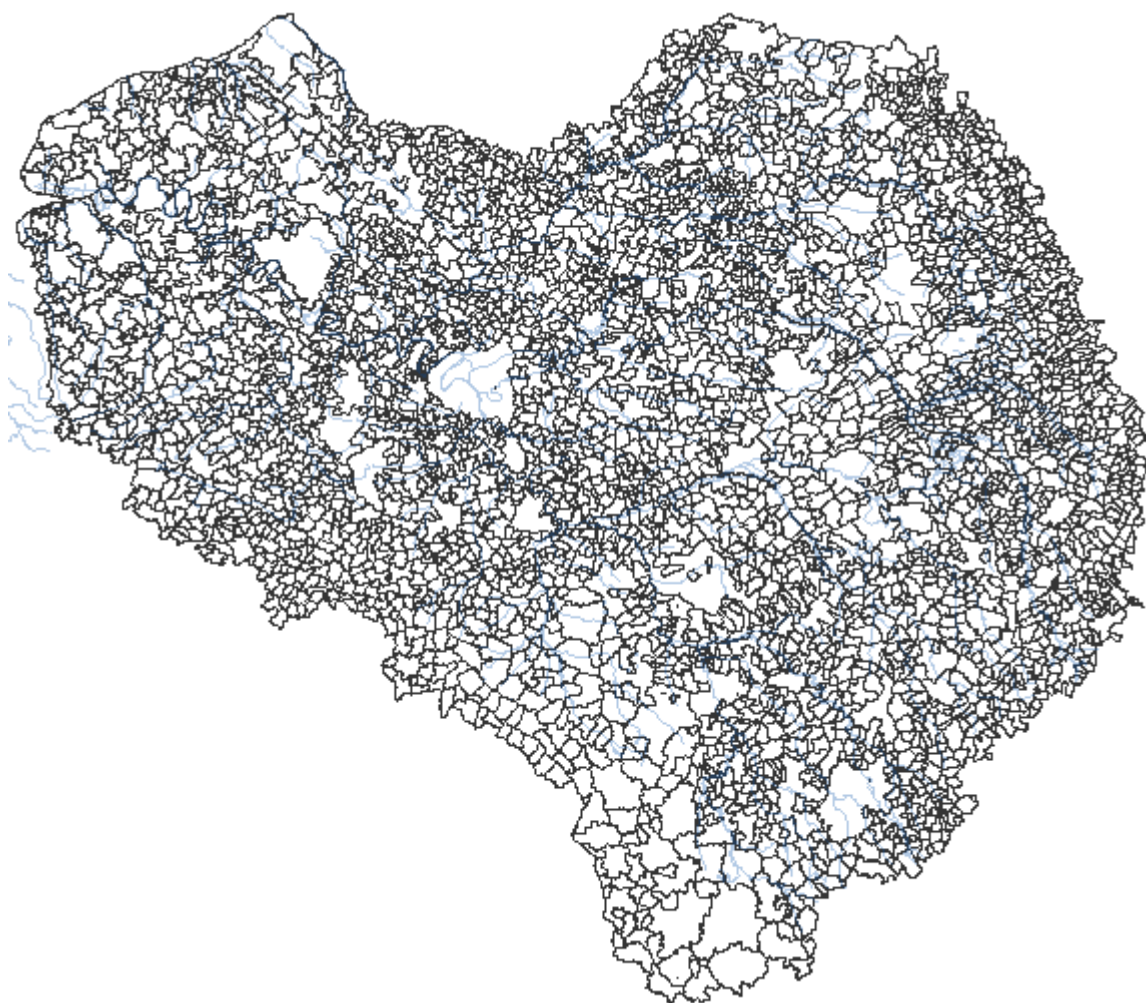


Figure 13 : Répartition géographique des unités de gestion de l'eau (UGE)
sur le bassin de la Seine (source : Inventaire Communal 1998 - INSEE)

I-3-c Les outils de gestion de l'eau

La « police de l'eau »

De par la loi de 1964, le rôle de l'état est limité aux aspects législatifs et réglementaires tout en étant chargé de la « police de l'eau ». La « police de l'eau » porte sur l'instruction des demandes d'autorisation et se donne pour mission de contrôler le respect des réglementations et le cas échéant de sanctionner les infractions. A partir de 1993, la MISE (Mission Inter Services des Eaux) est chargée, entre autres, de la coordination des actions de la police des eaux au niveau départemental.

Les MISE regroupent des agents des directions départementales de l'agriculture et de la forêt (DDAF), de l'équipement (DDE), des affaires sanitaires et sociales (DDASS), des services maritimes et de la navigation, et bénéficient du concours de la direction régionale de l'environnement (DIREN) et de la direction régionale de l'industrie de la recherche et de l'environnement (DRIRE) (Vie publique, 2005). F. Villey-Desmeserets (2001) souligne que le volet instruction des dossiers d'autorisation est assuré de façon relativement satisfaisante alors que le volet répressif n'est quasiment jamais mis en application. Selon une étude sociologique citée par le même auteur, cette lacune portant sur l'aspect répressif de la police de l'eau viendrait du fait que le mot d'ordre partagé par le niveau départemental des administrations en charge de ces missions serait de type : « mieux vaut prévenir que sévir ». De plus la composition des différents services en charge de cette police de l'eau varie selon les départements et peut entraîner des dysfonctionnements en raison d'une mauvaise coordination entre des secteurs d'activité et des intérêts divergents.

Le rôle des Agences de l'Eau

Pour ce qui est de la gestion de l'eau, il existe en France de nombreux outils. Nous en donnons ici une description rapide tout en notant que nous reviendrons plus précisément dans la partie suivante sur les outils utilisés pour lutter contre les pollutions azotées. F. Villey-Desmeserets (2001) a classé l'ensemble des actions³² de gestion suivant cinq types d'intervention : planification, réglementation, instruments économiques, « information-formation-conseil » et maîtrise foncière. On remarque que, dans la pratique, la majorité des actions sont relatives aux volets de réglementation et de planification. Quelques instruments économiques sont aussi parfois utilisés. Bien qu'un système de taxe soit mis en place sous la forme de redevances perçues par les Agences de l'Eau et d'une taxe générale sur les activités polluantes (TGAP), les instruments économiques prennent surtout la forme d'aides financières gérées par les Agences de l'Eau pour inciter à une baisse de la pollution à l'échelle du territoire. Dans un but d'efficacité, certaines actions se limitent aussi à un cadre d'acteur individuel (Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (PMPOA) et aides agro-environnementales, par exemple) ou concernent des collectifs d'acteurs souvent regroupés par entités géographiques (« contrat de rivière » ou SAGE).

³² Ces actions, trente-trois au total, correspondent en fait aux actions visant à la préservation de la ressource destinée à la consommation humaine. Mais seules deux d'entre elles se limitent à cet objectif, les autres intègrent aussi la préservation des milieux naturels et des autres usages.

Ainsi, afin de mieux organiser la lutte contre les pollutions spécifiques, les actions sont structurées de manière *ad hoc* en fonction des différentes échelles d'intervention. A l'échelle des grands bassins on trouve un système de redevance dont la rationalité est organisée au niveau du SDAGE. Puis à l'échelle des bassins versants, les contrats de rivière de baie ou de nappe, se structurent au niveau du SAGE. Enfin, plus localement, des instruments tels que les périmètres de protection de captage ou encore les opérations de conseil agricole de type FERTI-MIEUX (Sebillotte, 2003) répondent aux nécessités des urgences plus spécifiques.

Mesures locales spécifiques à l'alimentation en eau potable d'origine souterraine. Les périmètres de protection

La qualité des eaux d'alimentation, quelles soient minérales ou non, doit être protégée contre les contaminations de toutes origines. C'est pourquoi, dès la loi du 15 Février 1902 relative à la protection de la santé publique, il a été prévu de réserver des périmètres de protection. Cette notion a depuis été précisée par les lois de 1964 et de 1992.

La loi prévoit trois types de périmètres :

- Le périmètre de protection immédiate (PPI) a vocation à interdire l'introduction directe de substance polluante dans l'eau prélevée et d'empêcher la dégradation des ouvrages. Les terrains qu'il définit sont clôturés, interdits de toute activité et peuvent être réunis par expropriation.
- Le périmètre de protection rapprochée (PPR) est celui à l'intérieur duquel sont interdites les activités susceptibles de rendre l'eau impropre à la consommation. Cet interdit porte en particulier sur l'utilisation d'engrais et de produits phytosanitaires.
- Le périmètre de protection éloignée (PPE) définit une zone où les activités sont réglementées en fonction de la nature des terrains et la quantité de produits polluants qui peut leur être liée. Il n'y a pas à l'heure actuelle d'obligation à lier ce périmètre à la géométrie du sous-bassin d'alimentation du captage.

L'arrêté préfectoral instituant un périmètre de protection doit être précédé d'une demande de déclaration d'utilité publique (DUP) accompagnée de l'étude d'un hydrogéologue et d'une consultation des services concernés : DDASS, service chargé de la police des eaux (en général, le MISE) et service chargé des installations classées (ex : DRIRE). La figure 14 donne la répartition des captages ayant ou n'ayant pas nécessité de DUP sur l'ensemble du périmètre de gestion de l'AESN.

On remarque que dans la pratique, la protection des points de captage trouve ses limites lorsqu'elle est mise en concurrence avec d'autres opérations d'intérêt général comme par exemple le passage d'une section d'autoroute.

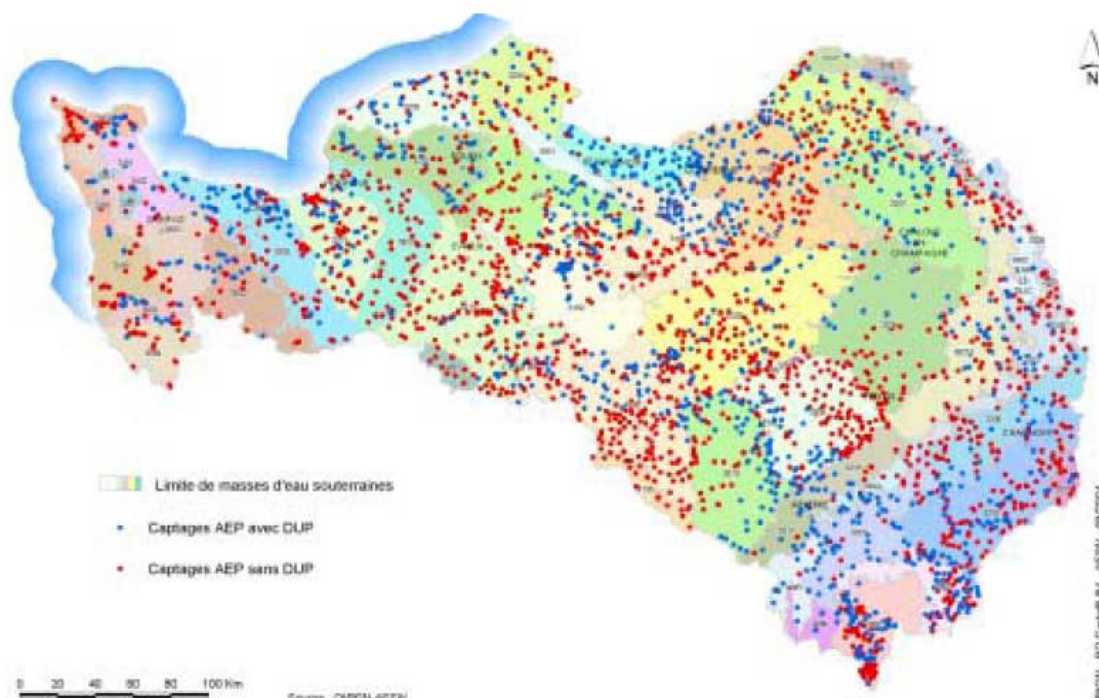


Figure 14 : Captages de production d'eau potable (AEP) sur le district de gestion de l'Agence de l'Eau Seine Normandie sur fonds des périmètres de « masse d'eau souterraine » à l'affleurement (AESN-DIREN, 2004)

Notons enfin que le droit communautaire n'a pendant longtemps prévu qu'une protection implicite des zones de captage par le biais des directives relatives aux rejets (ex : Directive Nitrates de 1991). Des prescriptions plus explicites sont cependant contenues dans la DCE. Ainsi pour chaque district hydrographique, les Etats membres doivent selon cette directive recenser toutes les « masses d'eau » présentant des AEP fournissant en moyenne plus de 10 m³/j ou servant plus de 50 personnes. En outre, à l'échéance 2004, il est demandé d'établir un registre des zones désignées comme nécessitant une protection renforcée. Les Etats doivent d'autre part prendre toutes les mesures nécessaires pour prévenir l'aggravation de l'état actuel des « masses d'eau souterraine » et prévenir ou limiter tout rejet de polluants, tout en présentant à l'échéance 2006, un plan de surveillance des zones protégées (Teissonnier-Mucchielli, 2003).

La complexité de la gestion spatialisée de l'alimentation en eau potable d'origine souterraine.

Dans la pratique de gestion des Agences de l'Eau, le concept de gestion dite « spatialisée » n'en est encore qu'à ses débuts bien que des efforts récents aient été faits dans ce sens. Comme le souligne S. Feuillette (2005), il semble plus nécessaire que jamais de « spatialiser » la gestion de l'eau tout particulièrement dans le cas des pollutions diffuses, en raison des nouveaux enjeux accompagnant la DCE.

Dans le système national français, l'outil privilégié semble être le SAGE. Mais si les SAGE de bassins versants ou les « contrats de rivière » rencontrent peu de difficultés dans leur mise en œuvre compte tenu de l'évidence physiographique de leur territoire d'action, bien acceptée par les communes, il en va tout autrement du cas du « SAGE de nappe » basé sur un périmètre de nappes souterraine dont la définition géographique ne s'impose pas concrètement aux acteurs de la « surface ». La fédération des acteurs ne peut résulter alors que d'une accumulation de faits et de connaissances sur l'utilisation des eaux souterraines qui doit être correctement mise au service d'une « gouvernance » collective de la ressource.

Seuls quatre projets de « SAGE de nappe » sont en cours d'élaboration au plan national dont un seul a atteint le stade de la mise en œuvre. Nous illustrerons ici le SAGE de la nappe de la Beauce puisque qu'il couvre en partie le territoire de l'Agence de l'Eau Seine Normandie (figure 15).

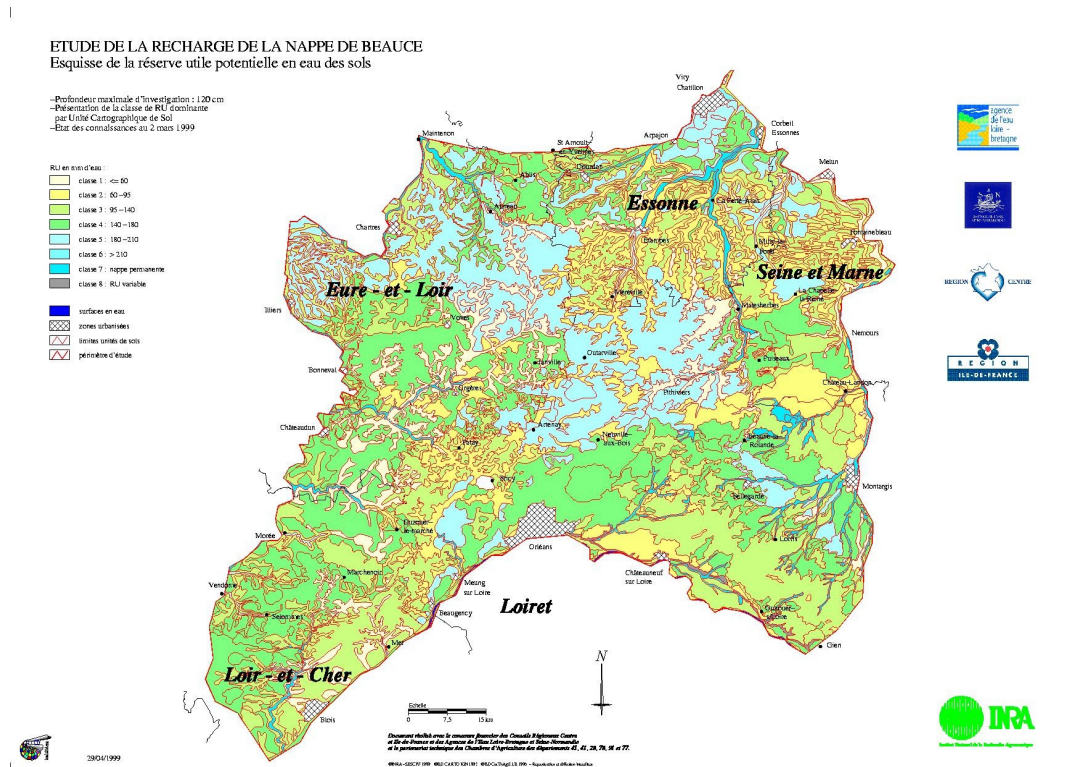


Figure 15 : Territoire physiographique du SAGE de Beauce

Le système aquifère de Beauce s'étend sur environ 9 000 km², répartis sur les deux bassins hydrographiques Seine-Normandie et Loire-Bretagne, ainsi que sur les régions Centre et Ile-de-France. Il constitue l'un des plus grands réservoirs d'eau souterraine de France et alimente les cours d'eau de sa périphérie (Loire, Loir, Essonne, Loing et Seine). C'est un système aquifère multi couches constitué d'une succession de couches géologiques alternativement perméables et imperméables délimitant plusieurs systèmes aquifères plus ou moins continus et interconnectés (calcaires de Pithiviers et d'Etampes, sables de Fontainebleau, calcaires de Brie et calcaires éocènes).

Ce système de nappes, facilement accessible au moyen de forages généralement très productifs, est fortement sollicité pour l'alimentation en eau potable, l'industrie ainsi que l'irrigation, ce dernier usage s'étant considérablement développé depuis 1976 et surtout 1990. Il est aussi le siège de forages d'eau potable dont certains connaissent une forte pression polluante en nitrates et en phytosanitaires.

Vu l'importance des enjeux que représente la gestion durable de cette ressource, un projet de SAGE a été instruit dès 1998 et suivant la formation d'une Commission Locale de l'Eau (CLE), les études préalables à la mise en place opérationnelle du SAGE sont aujourd'hui en cours.

Malgré de nombreuses études initiales portant sur la connaissance et la simulation du comportement du système hydrologique (Bonnet et al, 2004) aussi bien que sur la gouvernance du projet, force est de constater que la multiplicité des acteurs et la complexité de leurs interactions forment un obstacle évident à la rapidité de sa mise en œuvre.

On rappellera en effet que dans le cas du SAGE de la nappe de la Beauce il est nécessaire de coordonner (figure 16) : deux Agences de l'Eau, deux Régions agissant sur des territoires différents des Agences de l'Eau, 6 départements et près de 700 communes. Pour répondre à de tels besoins de coordination, le développement d'outils de simulation de la complexité même de ces relations entre acteurs s'est déjà imposé avec succès (Petit et al, 2001). Dans notre travail de recherche, nous avons jugé utile de prolonger cette voie en appliquant ce type de développement à la simulation plus générale du comportement des acteurs « unités de gestion » (UGE) face à la montée des pressions « nitrates » exercées sur les trois principaux aquifères du bassin parisien : Oligocène, Eocène et Craie.



Figure 16 : Découpage des entités administratives de l'eau opérant sur le territoire du SAGE de la nappe de Beauce

Conclusion du chapitre I

Ce premier chapitre à caractère introductif donne un panorama des usages et des outils de gestion de l'eau et définit les enjeux actuels de gestion en France ainsi que sur notre secteur d'étude, le bassin de la Seine.

La France peut être considérée comme un pays riche en eau de part les quantités d'eau précipitées chaque année et de part la ressource en eau disponible résultante qu'elle soit de surface ou souterraine. Avec un indice d'exploitation des ressources en eau douce de 19%, la gestion quantitative de la ressource en eau ne pose donc pas de problèmes majeurs à l'exception de certaines régions en période estivale.

C'est surtout la gestion qualitative de la ressource, soumise aux fortes pressions anthropiques d'une société moderne, qui constitue une problématique importante de ce pays. Tout d'abord régulée par usages dans un souci de santé publique, la France a peu à peu, au travers des lois sur l'eau de 1964 et 1992, intégré la composante environnementale dans sa gestion de la ressource en l'organisant par bassin hydrographique (Loi sur l'eau de 1964) et en reconnaissant la ressource comme « patrimoine commun de la nation » (Loi sur l'eau de 1992). Sans remettre en cause ce système de gestion, la récente Directive Cadre sur l'Eau est venue la renforcer en l'inscrivant notamment dans une logique de développement durable. Elle requière en effet le maintien ou la reconquête de la qualité de l'ensemble des eaux dans un calendrier précis dont la première échéance est fixée à 2015.

Par le système de redevances mis en place par les Agences de l'Eau, des efforts majeurs ont été portés sur la gestion quantitative de la ressource, mais aussi qualitative des ressources en eau de surface. Néanmoins la protection des ressources en eau souterraine est restée en retrait. D'une part le suivi qualitatif de la ressource effectué par d'innombrables réseaux manque de coordination ce qui rend difficile une analyse aisée de la situation actuelle. D'autre part, malgré l'arsenal de moyens d'intervention « multi échelle » qu'il soit réglementaire, planifié ou incitatif, de nombreux efforts restent encore à fournir pour parvenir à une efficacité observable, tout particulièrement dans la lutte contre les pollutions diffuses. Problématique forte sur le bassin de la Seine, la contamination par les pollutions diffuses azotées de la ressource en eau souterraine constitue un enjeu d'autant plus grand qu'elle menace l'alimentation en eau potable d'un grand nombre de communes. La spécificité française quant à l'organisation des services de distribution d'eau potable n'échappe pas ici à la règle et on ne compte pas moins de 3 170 Unités de Gestion et d'Exploitation sur le bassin. Or nombre d'entre elles, essentiellement des petites communes rurales, s'alimentent depuis

les eaux souterraines et peuvent être confrontés à une pollution de leur captage impliquant un traitement coûteux de l'eau brute prélevée, répercuté sur la facture d'eau.

II – LES NITRATES

II-1 Les nitrates dans les eaux

Dans ce chapitre, nous nous intéresserons plus particulièrement à la physique des nitrates dont la modélisation sera traitée en troisième partie. Notre travail étant focalisé sur les pollutions diffuses azotées d'origine agricole et sur leurs impacts sur les ressources en eau souterraine, il se limitera essentiellement à cette problématique.

Pour ce qui concerne la mesure de la concentration en nitrates dans les eaux, celle-ci est exprimée selon des unités qui peuvent varier d'un pays à l'autre. Aux Etats-Unis, cette concentration est exprimée en milligrammes d'azote N par litre (noté, mg/l N ou mgN/l, la notation mg/l NO₃-N étant plutôt réservée à l'azote provenant du total nitrate+nitrite) alors qu'en Europe l'unité préférée est le milligramme d'ion nitrates NO₃⁻ par litre (noté, mg/l NO₃ ou mgNO₃/l). La différence d'unité est importante car 1 mgN/l = 4.4 mgNO₃/l. Ainsi la norme américaine de potabilité fixe un seuil maximum de 10 mgN/l (soit, 44 mgNO₃/l) alors que la norme européenne qui lui correspond est de 50 mgNO₃/l, soit une valeur tout à fait comparable. Toutes les concentrations citées dans la suite du texte seront exprimées en mgNO₃/l.

II-1-a Origines des pollutions en nitrates

Dans le bassin de la Seine, la pollution en nitrate du milieu hydrique souterrain est souvent d'origine agricole et résulte des apports en engrais azotés. Dans ce cas, la pollution en nitrate est dite diffuse. En opposition aux pollutions ponctuelles, localisées donc identifiables et quantifiables, les pollutions diffuses résultent en effet de rejets issus de toute la surface d'un territoire et sont transmises de façon indirecte au milieu, rendant impossible toute quantification précise de leur origine.

Mais d'autres sources de pollution en nitrate existent pour les eaux superficielles comme par exemple, les rejets ponctuels issus des stations d'épurations (STEP) et ceux de certaines industries (engrais, agroalimentaires, usine de retraitement type La Hague). Ainsi les travaux du PIREN-Seine estiment que, au débouché de l'estuaire de la Seine, 70% des nitrates sont d'origine agricole et 30% d'origine urbaine (Miquel, 2003). Selon l'état des lieux du district

hydrographique de la Seine et des bassins côtiers normands, publié dans le cadre de l'application de la DCE (AESN-DIREN, Décembre 2004), le bilan des flux de nitrates peut s'établir ainsi (tableau 2) :

Tableau 2: Bilan des flux de nitrate sur le district Seine Normandie
(AESN-DIREN, Décembre 2004)

Origine	Flux nitrates (KT/an)
Epuration collective	5.3
Assainissement non collectif	5.5
Epuration industrielle autonome	4.5
Agriculture	80 à 220

II-1-b Les pollutions diffuses azotées d'origine agricole

Dans le cycle naturel biogéochimique de l'azote, les nitrates sont le terme principal de l'interface sol. Ils y sont synthétisés par une suite de transformations de la matière organique par les bactéries et les champignons qui fixant l'azote atmosphérique N_2 produisent une minéralisation en ammonium qui est ensuite nitrifié. Stables en milieu aéré³³, les ions nitrates sont solubles dans l'eau et ne sont pas fixés aux colloïdes du sol en raison de leur charge négative. De fait, une partie des nitrates sont lessivés en surface vers les cours d'eau et par infiltration vers les aquifères profonds. Les nitrates résiduels du sol sont quant à eux assimilés par les plantes et les micro-organismes et réorganisés sous forme de matière organique et d'humus fermant ainsi le cycle interne de l'azote dans le sol.

L'intensification de l'agriculture depuis la fin de la seconde guerre mondiale a nécessité l'emploi croissant d'apports azotés pour augmenter les rendements. Ces apports sont faits, soit directement sous forme de nitrates, soit indirectement sous forme d'ammoniac ou d'urée qui se transforment ensuite dans le sol en nitrates (Miquel, 2003). Cependant, les quantités de reliquat azoté dans le sol peuvent varier fortement. Les résultats de la campagne « la France des reliquats azotés »³⁴ conduite en 2005 témoignent de cette grande variabilité au

³³ La dénitrification (processus bactérien) ne s'effectue qu'en conditions anaérobiques

³⁴ Campagne réalisée par agro système et consultable sur <http://www.agro-systemes.com/dossier-reliquats-nitrate-2005.php>

sein des régions françaises, les quantités d'azote constatées variant de moins de 20 kg à plus de 200 kg d'azote par hectare et par an. Ces écarts résultent de phénomènes complexes, difficiles à identifier.

Les agronomes mettent en évidence que le transfert des nitrates dans le sol résulte en effet d'un grand nombre de facteurs interdépendants : facteurs climatologiques (les précipitations et leur répartition dans le temps, les températures, l'évapotranspiration), facteurs agrologiques (les propriétés physico-chimiques, hydrodynamiques et microbiologiques des sols) et facteurs agronomiques (le type de culture, les travaux culturaux, le niveau de fertilisation, la couverture végétale, la profondeur d'enracinement) (Lacroix, Avril 1995). Parmi les cultures dites « à risque » (maïs, pois, pommes de terre, betteraves...), prenons l'exemple du maïs. Sa culture présente une forte pression polluante en nitrates en raison de la longue période de sol nu précédant son semis et de la tolérance marquée de la plante aux conditions de fertilisation excessive. Les travaux d'A. Lacroix et al. (Mars 2004), indiquent grâce au modèle STICS (Brisson et al, 1999) que sur leur zone d'étude la valeur moyenne prédite de concentration en nitrates dans l'eau drainée sous un maïs non irrigué est de 180 mgNO₃/l. Ils montrent surtout l'extrême variabilité des concentrations simulées selon les classes de sol et les années climatiques : le coefficient de variation est de l'ordre de 45% et l'amplitude de variation atteint 275 mgNO₃/l.

Mais il faut noter que la quantité de nitrates lessivée chaque année ne provient qu'en partie des engrais utilisés lors de l'année en cours. En effet outre ces apports en nitrates, la matière organique et les humus sont une source importante dont l'impact s'échelonne sur une longue période en raison des processus de nitrification, constituant un tampon très important de matière azotée. Les travaux d'A. Mariotti (1998) ont ainsi montré que les apports azotés d'une année donnée ne sont éliminés que sur une quinzaine d'année. Compte tenu de ce phénomène, l'accumulation progressive des contributions annuelles explique les grandes quantités de nitrates lessivées annuellement après une quarantaine d'années de fertilisation régulière des cultures. Le second effet néfaste de ces apports est un accroissement de la minéralisation des sols. En effet, une partie de l'azote apporté sous forme d'engrais est convertie en humus par la microflore du sol et se trouve ainsi dans une forme plus facilement minéralisée que l'humus ancien (Lacroix, Avril 1995 citant Chaney, 1990).

Pour les cultures, les fuites d'azote les plus importantes se produisent pendant la période où le sol est laissé à nu après la récolte (Septembre à Mai). En effet, durant cette

période, toute montée de température associée aux précipitations provoque une reprise des activités de minéralisation et de nitrification des bactéries sans qu'aucune plante ne puisse assimiler les nitrates supplémentaires ainsi produits.

Pour limiter les risques de lixiviation des nitrates, les agriculteurs ne peuvent donc agir qu'à deux niveaux : le type de culture utilisé et l'itinéraire technique. Il faut en effet d'une part adapter les cultures aux conditions pédologiques locales en évitant par exemple les plantes à fort risque de lixiviation sur des sols filtrants et d'autre part optimiser la gestion des intrants azotés (ajustement et fractionnement des apports aux besoins des cultures) et de l'inter culture (utilisation de cultures intermédiaires pièges à nitrate de type moutarde ou colza aussi appelées CIPAN³⁵).

Même lorsque la fertilisation est bien gérée, des pertes se produisent. Pour le blé, par exemple, elles ne dépassent généralement pas 30 kg d'azote par hectare et par an, soit environ 11,5 % des quantités mises en jeu dans la fertilisation elle-même. Malheureusement, par le jeu des accumulations, ces faibles pertes relatives sont à l'origine d'une concentration de 53 mgNO₃/l en moyenne dans les sols sous cultures (Mariotti, 1998). Si on prend l'exemple de mesures réalisées en Alsace et en Lorraine (Ramon et al, avril 1998), les concentrations en nitrates observées sous cultures correspondant à de bonnes pratiques agricoles (valeurs optimisées par l'expérimentation) sont ainsi :

• prairies fertilisées et pâtures	20 mgNO ₃ /l
• céréales d'hiver ou de printemps	45 mgNO ₃ /l
• maïs grain ou ensilage à fumure minérale	80 mgNO ₃ /l
• colza et cultures sarclées	80 mgNO ₃ /l
• maïs ensilage recevant des effluents d'élevage	125 mgNO ₃ /l

Il apparaît clairement que la simple conduite de bonnes pratiques agricoles ne peut suffire à elle seule à limiter l'impact à long terme des activités agricoles sur la ressource en eau et à rendre acceptable le risque de pollution en nitrate. Un système agricole intensif semble ainsi difficilement compatible avec le maintien d'une bonne qualité de l'eau vis-à-vis des nitrates

³⁵ Les Cultures Intermédiaires Pièges A Nitrates (CIPAN) sont cultivées entre la période de récolte et celle du futur semis. Elles absorbent les nitrates du sol pendant l'hiver et le restituent au sol lors de leur destruction en place au printemps suivant.

(Victor, 2005). Si on souhaite conserver le système de production agricole actuel, des efforts doivent être menés à une échelle plus large que celle de la simple parcelle agricole.

En effet, la proportion de cultures à fortes pertes en nitrates calculée sur l'ensemble de la surface d'un bassin d'alimentation est le facteur principal de l'intensité de la pollution diffuse des eaux souterraines. La part de surface forestière sur le même bassin joue en outre en sens inverse³⁶ (Ramon et al, Avril 1998). Une solution radicale serait d'abandonner le système de production actuel et de développer des systèmes de production alternatifs de type agriculture biologique, en réduisant les objectifs de rendement et en intégrant la composante environnementale dans les critères de production. Ce changement serait alors un pas décisif vers un développement durable des activités agricoles. Les systèmes de culture actuels ont en effet été sélectionnés et orientés selon le seul critère de rendement (Lacroix, Avril 1995) sans prendre en compte des pollutions et impacts résultant de cette activité. La tendance actuelle concernant les mesures envisagées et promues par les Agences de l'Eau semble renverser cette pratique tout du moins à proximité des captages d'eau potable.

II-1-c Impact sur la ressource en eau

Les activités agricoles ont un impact à la fois sur les eaux de surfaces et sur les eaux souterraines. Les nitrates peuvent contaminer directement ou indirectement les rivières. Les apports indirects se font par l'intermédiaire des transferts de l'eau des nappes aquifères aux rivières qui y sont connectées. 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. Dans ce cas, si le ruissellement (ou l'évacuation par les drains) est important, il apporte directement aux ruisseaux et rivières les eaux chargées en nitrates sans passer par l'intermédiaire des nappes (Miquel, 2003).

La contamination des nappes d'eau souterraines est issue de la lixiviation des nitrates. L'eau chargée en nitrates s'infiltre dans la zone non saturée avant d'atteindre les aquifères. Le temps de réponse à cette pollution est très variable et souvent long ; de quelques années à quelques dizaines d'années (Meybeck et al, 1998). En effet les temps de transferts verticaux dépendent de l'épaisseur du milieu non saturé et des paramètres de perméabilité. La vitesse de transfert estimée varie entre 1 m/an et 2 m/an (Miquel, 2003).

³⁶ Une étude de G.Fizaine (1993) sur 34 bassins forestiers donne une valeur moyenne de 4,2 mgNO₃/l de nitrate

Une fois les nitrates passés dans les nappes, leur transfert horizontal d'amont en aval se fait en général de façon tout aussi lente (Castany, 1982) et retarde l'arrivée des nitrates au niveau des captages et des sources éloignées des surfaces agricoles polluantes. Il reste néanmoins difficile d'en donner des valeurs générales tant les conditions locales influent sur ces temps de transfert. On notera simplement que les vitesses d'écoulement varient de quelques mètres à plusieurs milliers de mètres par an selon les aquifères considérés (si on excepte les cas d'aquifères karstiques où les vitesses sont de l'ordre du km/jour).

L'évolution de la teneur en nitrate dans les aquifères est ainsi très variable selon les capacités de transfert du milieu et selon la répartition et la nature des pressions polluantes en surface. Howarth et al. (1996) font une revue bibliographique de ce thème et observent que le taux d'accroissement des nitrates dans les nappes varie entre 0,31 mgNO₃/l/an et 2,23 mgNO₃/l/an, pour différents bassins de l'Europe de l'Ouest et de l'Amérique du Nord. Sur le bassin de la Marne, E. Gomez (2002) a estimé grâce au modèle MODSUR-STICS-NEWSAM, un accroissement moyen de 0.44 mgNO₃/l/an et G. Billen et al. (2001) font état de temps de réponse variables en fonction de la profondeur des aquifères (figure 17). En Angleterre des taux d'accroissement similaires ont pu être constatés, avec un accroissement de 0.50 mgNO₃/l de 1976 à 2001 pour l'aquifère de la craie du Norfolk et un accroissement de 0.87 mgNO₃/l de 1982 à 2002 pour l'aquifère du Northern Chalk (Beeson et al, 2004).

Néanmoins la connaissance des facteurs régissant les temps de contamination d'un aquifère reste complexe. Ceci est du en particulier aux battements saisonniers de nappe et à l'existence de fractures ou de conduits karstiques pouvant localement accélérer l'impact de la pollution sur les aquifères. Ces phénomènes expliqueraient les fortes variations saisonnières de concentration en nitrate observées sur certains captages profonds alors qu'en principe ils devraient en être isolés.

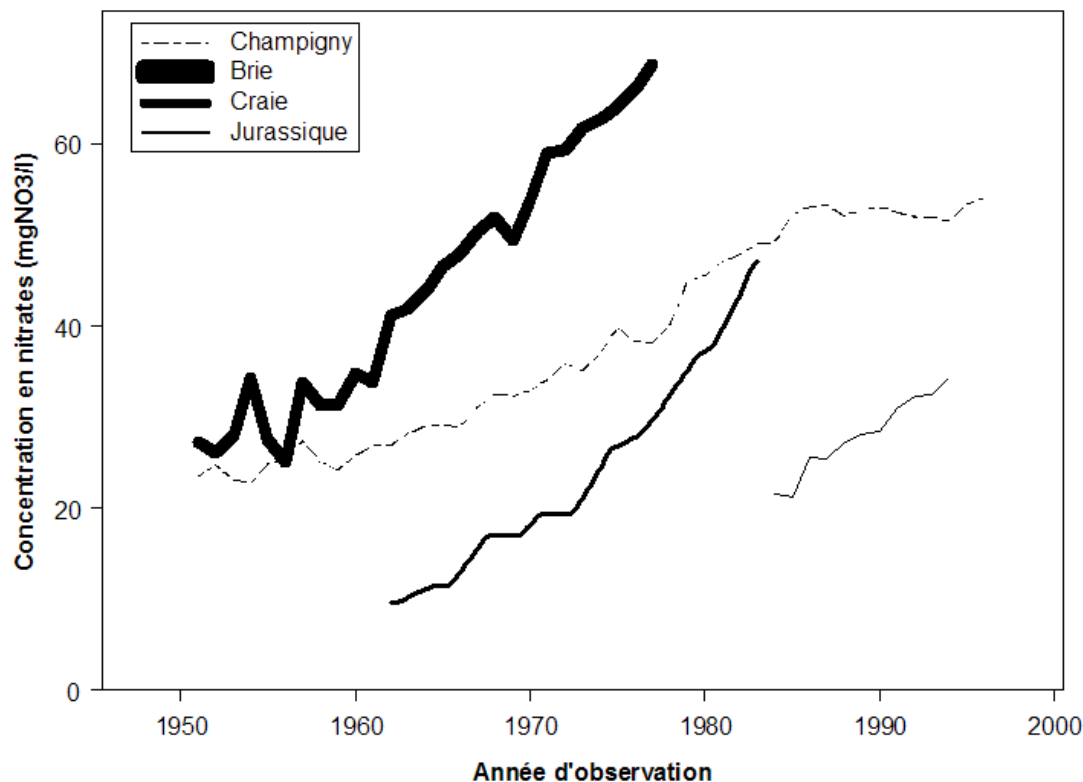


Figure 17 : Evolution des concentrations en nitrates mesurées dans quelques sources exutoires des principaux aquifères du Bassin Parisien

Sources : Billen et al. (2001) en référence à : Brie (calcaire de) (Roberts et al, 1987) ;
 Champigny (calcaire de) (Poitevin, 1997) ; Craie champenoise (Strebel et al, 1989)

Certains aquifères présentent parfois de fortes capacités dénitrifiantes pouvant réduire considérablement leurs concentrations en nitrates. A. Mariotti (1998) cite par exemple le cas, en Allemagne du Nord, de nappes présentant des concentrations en nitrates quasi nulles en dépit d'une agriculture intensive. Cependant, dans le cas du bassin de la Seine, N. Flippo (2005) admet, sur la base d'une analyse de la structure géologique du bassin de la Seine et des analyses isotopiques de M. Sébilo (2003), que les aquifères du bassin de la Seine ont, dans leur ensemble, des capacités dénitrifiantes faibles, voire négligeables.

II-2 - La lutte contre les pollutions diffuses azotées d'origine agricole

II-2-a - Nitrates, média et politique

En 1962, l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) fixe la norme de potabilité des eaux de consommation à une concentration inférieure à 50 mgNO₃/l (idem, 11 mgN/l) mais ce seuil limite est soumis à polémique. Miquel (2003) explique qu'il s'agissait en fait d'un faux procès fait aux nitrates. Mis en cause pour des risques de méthémoglobinémie chez le nourrisson, les analyses ont montré que le facteur risque provenait plus de la prolifération bactérienne dans les produits alimentaires, alors responsable de la transformation des nitrates en nitrites, que des nitrates eux-mêmes. En outre la quantité de nitrates absorbée par la consommation d'eau potable ne représente que 20 à 30% des apports alimentaires le reste provenant essentiellement de la consommation des légumes. On peut y voir un usage trop alarmiste du principe de précaution. Pourquoi donc ne pas revoir cette norme de 50 mgNO₃/l voire même la valeur guide européenne de 25 mgNO₃/l, encore plus contraignante?

D'un point de vue médical, les nitrites sont nuisibles à haute dose. Mais les récents travaux scientifiques de l'équipe de M. Feelisch (Université de Boston) démontrent que les nitrites, à faible dose, jouent un rôle clef dans le métabolisme des mammifères en régulant certains processus physiologiques (régulation de la pression artérielle, capacité d'agrégation des plaquettes sanguines, régulation de l'expression de certains gènes). Cette nouvelle découverte laisse augurer l'usage des nitrites dans certains médicaments, voire même de préconiser des eaux de consommation à fortes teneurs en nitrates, supérieures aux normes de l'OMS, pour des personnes souffrant d'une potentielle maladie liée à un déficit en nitrites (Bettayeb K., 2005). A contrario, les travaux de Gulis et al (2002) montrent, au travers d'une étude épidémiologique réalisée en Slovaquie, une corrélation entre certains types de cancer (cancer du colon et cancer lymphatique non-Hodgkin) et la consommation d'eau chargée en nitrate (avec des concentrations inférieures à la norme OMS). Les auteurs par une recherche bibliographique fournie indiquent néanmoins l'existence de publications dont les résultats sont opposés sur le sujet. L'effet cancérigène ou bénéfique des nitrites sur l'homme reste donc une inconnue sur l'évaluation duquel les résultats scientifiques sont pour l'heure incertains. Par application du principe de précaution, le maintien des normes actuelles s'impose donc de facto.

Mais c'est surtout en raison du caractère médiatique du problème qu'aucune évolution politique dans le sens d'un desserrement des contraintes n'est envisageable. En effet la dégradation des ressources liée à l'augmentation des nitrates devient un des enjeux de notre société : « les nitrates sont devenus, avec le nucléaire, un cheval de bataille politique » (Miquel, 2003).

La perception des risques par le public témoigne d'ailleurs en la matière (Baumont et al, 2005) d'une certaine irrationalité plaçant ainsi en tête des préoccupations environnementales, la pollution de l'eau, loin devant les dommages liés aux catastrophes naturelles. D'une part, les associations environnementales dénoncent avec fermeté les problèmes d'eutrophisation liés aux concentrations en nitrates et d'autre part, les associations de consommateurs s'inquiètent de la dégradation de la qualité de l'eau potable souvent « perçue » à travers les médias plutôt que réellement subie. Ces protestations traduisent aussi un sentiment de manquement de clarté des politiques publiques en termes de lutte contre les pollutions diffuses.

Alors qu'avec la loi sur l'eau de 1964, le principe du « pollueur payeur » est entré dans la gestion de l'eau en France, le secteur agricole semble avoir échappé aux conséquences de l'application de ce principe. Les problèmes dus aux nitrates s'accroissant, les citoyens sont alarmés par l'inefficacité des pouvoirs publics face au « lobby » agricole, voire par l'apparence d'une certaine complaisance. Ainsi en Bretagne, le programme « Bretagne Eau Pure », déformé en « Bretagne Eau Purin » par ses détracteurs, est fortement critiqué en raison des importantes sommes investies pour un résultat jugé médiocre.

Ce sentiment est conforté par deux condamnations européennes récentes. Le 8 mars 2001, la Cour Européenne de Justice a condamné la France (affaire C-1999/266-Journal Officiel : 61999JO266) pour la mauvaise qualité des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire, qualité en contradiction avec les recommandations de la directive européenne 75/440/CEE. Le 27 juin 2002, la France est à nouveau condamnée (affaire C-258/00-Journal Officiel : 62000JO258) pour son manquement à la protection des eaux contre la pollution par les nitrates provenant de sources agricoles. Le dépassement de la limite de 50 mgNO₃/l de nitrates étant contraire aux exigences de la directive 91/676/CEE³⁷.

³⁷ Vie Publique. Site Internet : <http://www.vie-publique.fr/politiques-publiques/politique-eau/index/>

Ces pressions citoyennes ne sont pas sans conséquence sur le comportement des gestionnaires de l'eau. Les maires et les distributeurs d'eau y voient un facteur de risque sanitaire susceptible de mettre en cause leur responsabilité civile (Villey-Desmeserets, Septembre 2001).

Le procès intenté par le collectif « Eau Pure » dans la région de Guingamp (Bretagne) à la Société Lyonnaise des Eaux est un exemple de ce risque. Cette dernière société, arguant de son seul engagement de gestion, s'est elle-même retournée contre l'Etat pour manquement de la puissance publique à ses obligations réglementaires. Ceci démontre les situations extrêmes auxquelles la problématique nitrate peut mener tant le sujet est sensible.

La lutte contre les pollutions azotées diffuses représente donc bien un enjeu accentuant l'urgence de l'application des nouvelles contraintes de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). De quels moyens dispose donc l'Etat pour réduire ces pressions polluantes ?

II-2-b Lutttes contre les pollutions diffuses

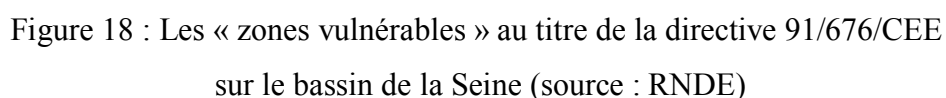
F. Villey-Desmeserets (Septembre 2001) indique que sur l'ensemble des actions qui constituent la politique de préservation de la ressource en eau destinée à l'alimentation humaine, la lutte contre les pollutions diffuses est celle qui rassemble le plus d'actions, s'étendant diversement sur tout le territoire ou sur des zones spécifiques, qu'elles soient réglementaires ou basées sur le volontariat et de caractère économiquement incitatif ou non.

La réglementation européenne

La directive 91/676/CEE³⁸ du Conseil des Communautés Européennes du 12 décembre 1991, aussi appelée « Directive Nitrates », concerne la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir d'une source agricole, et constitue le premier cadre législatif et réglementaire de l'Union Européenne. Elle a été en partie transcrite dans le droit français par le décret du 27 Août 1993. Elle définit en particulier la concentration en nitrates de 50 mgNO₃/l comme limite supérieure à la potabilité dans le cas de l'exploitation des forages destinés à l'alimentation en eau potable. Elle impose aux Etats Membres de désigner comme « zones vulnérables », toutes les zones dont les eaux sont atteintes ou susceptibles de l'être par la pollution azotée, et d'appliquer à l'intérieur de leur périmètre un code de bonnes pratiques agricoles. Ce code contraint entre autres les agriculteurs à l'établissement d'un plan

³⁸ <http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-nitrates/directiv.html>

Ces mesures sont appliquées à tout ou partie de la « zone vulnérable » en vue de maintenir les fuites de composés azotés à un niveau compatible avec les objectifs de restauration (Journal Officiel, 2001). La quasi totalité du bassin de la Seine se classe en « zone vulnérable » et est ainsi soumise à la réglementation européenne (figure 18). Hors des « zones vulnérables », ce type d'action est promu sur la base du volontariat.



81

anthropiques. Elle informe aussi sur les mesures à prendre pour interdire ou limiter les rejets dans les eaux souterraines.

Des actions essentiellement basées sur le volontariat

Outre le cadre réglementaire précédent, les actions pour réduire les pollutions azotées diffuses d'origine agricole sont essentiellement basées sur le volontariat. Les objectifs de réduction des pollutions diffuses d'origine agricole du huitième programme de l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN) le stipule ainsi clairement : « favoriser la mise en place d'actions collectives visant à limiter les risques de pollution d'origine agricole, complémentaires aux actions réglementaires ou contractuelles de l'Etat, sur des territoires éligibles³⁹ » (AESN, 2002). Contrairement aux autres activités polluantes, les excédents d'azote ne sont pas soumis à un système de taxe et ne contribuent donc pas au système de redevance des agences. Une redevance sur les excédents d'azote fut envisagée en 2001 lors du projet de loi portant réforme de la politique de l'Eau (projet de loi n°3205 – Assemblée Nationale) puis écartée pour des raisons de lourdeur et de complexité dans la mise en œuvre. Néanmoins un système de redevances pourrait tout de même constituer dans le futur un instrument adapté pour lutter contre les pollutions diffuses en incitant à modifier certaines pratiques agricoles d'après M. Ramonet (2003).

Les principales catégories d'actions basées sur le volontariat sont : les opérations FERTI-MIEUX, les mesures agri environnementales des contrats territoriaux d'exploitation et les opérations locales promues par les Agences de l'Eau.

Les opérations FERTI-MIEUX furent lancées en 1991 par le Ministère de l'Agriculture et l'Association pour le Développement Agricole (ANDA) pour modifier les pratiques agricoles⁴⁰ tout en maintenant le revenu des agriculteurs. Elles sont essentiellement basées sur l'animation et le conseil et octroient un label. On comptait en 2001, 53 actions FERTI-MIEUX localisées dans 39 départements et couvrant au total 1.9 millions d'hectares pour 27 000 agriculteurs concernés (Villey-Desmeserets, Septembre 2001). Bien qu'intéressant un nombre important d'adhérents, ces actions restent toutefois limitées à des modifications légères des pratiques agricoles sans compensation financière et ne peuvent donc répondre à des situations nécessitant des mesures lourdes pour réduire les pressions azotées.

³⁹ Est entendu par territoires éligibles : périmètres de protection et bassins d'alimentation des captages – périmètres où émerge une dynamique collective et cohérente de protection de la ressource en eau au sein d'un contrat territorial.

⁴⁰ Meilleure gestion de la fertilisation et réduction des surfaces nues pendant l'hiver

En outre D. Buscat (2002) a démontré, par une étude de cas sur une opération de ce type en Ariège, que, sous la seule pression des intérêts agricoles locaux, ces opérations peuvent converger vers une standardisation de leur organisation, des moyens de mise œuvre et des solutions environnementales adoptées et vers un allègement de l'objectif environnemental initialement affiché.

Les autres actions citées sont quant à elles associées à des indemnités financières octroyées aux agriculteurs pour compenser les pertes ou les surcoûts engendrés par les mesures. En plus d'actions portant sur une meilleure gestion des intrants et des sols nus, elles permettent d'influencer plus fortement les activités agricoles en prônant la mise en place de bandes enherbées, la reconversion de terres arables en herbages extensifs, le retrait de certaines cultures ou encore le passage à une agriculture biologique. Dans le détail, ces actions diffèrent quant à leur mise en place et leurs objectifs.

Les programmes agro-environnementaux prévus par le règlement européen CEE n°2078/92, dit aussi « règlement agro-environnemental », ont pour objectif d'inciter les agriculteurs à entreprendre sur leurs terres des activités favorables à l'environnement. Ces activités ayant un coût, les programmes contribuent au revenu des agriculteurs qui assurent un service environnemental (Commission Européenne, 1998). En France, ces mesures sont mises en place depuis 1999 dans le cadre des Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE) remplacés en 2003 par les « contrats d'agriculture durable ». Il s'agit d'un accord passé entre les agriculteurs et les pouvoirs publics représentés ici par les préfets départementaux. Ils sont passés pour une période de 5 ans et leur financement provient conjointement de l'Union Européenne et de l'Etat. Ils servent à reconnaître de facto la multifonctionnalité de l'agriculture en la rémunérant. En effet, en plus de la fonction économique de production, les agriculteurs remplissent un rôle important en matière sociale (en maintenant et en créant des emplois) et en matière environnementale et territoriale (en participant à la gestion de l'espace et en préservant les ressources naturelles ...) ⁴¹. Ces actions ne sont donc pas spécifiquement orientées sur la problématique nitrates mais peuvent y contribuer à condition que ces contrats soient passés dans des zones à risque vis-à-vis des nitrates et des pesticides.

Parmi les actions locales promues par les Agences de l'Eau, nous citerons l'exemple des « contrats territoriaux », anciennement nommés « contrats ruraux ». Ces contrats ont

⁴¹ Portail Eau-France. Site internet : www.eaufrance.fr/

d'abord été mis en place en 1996 lors du septième programme. Ils ont pour objectif principal de provoquer une prise de conscience locale et d'initier une dynamique territoriale de concertation et d'échanges entre les différents acteurs afin de développer une gestion coordonnée de l'eau à l'échelle d'une zone homogène et cohérente.

Cette gestion se doit d'être organisée de façon intégrée et concertée, pour assurer un développement durable des usages et une protection de la ressource en eau (AESN, 2004). Ils fédèrent en effet les acteurs locaux⁴² autour d'un programme commun de gestion cohérente de la ressource en eau sur une durée de cinq ans. Suite à une initiative locale, le « contrat rural » est signé entre un nombre réduit d'organismes fédérateurs et l'Agence de l'Eau pour un objectif défini en partenariat, moyennant le respect des critères suivants : assurer une gestion locale globalisée des aides de l'agence et disposer d'un animateur pour l'eau. L'animateur constitue en fait la clef de voûte du succès de cette approche. Le contrat comporte généralement différents volets correspondant à différents secteurs d'action : collectivité, artisanat, agriculture, milieux aquatiques et suivi du milieu. Les financements prévus dans le cadre du volet « collectivité » permettent la remise aux normes des structures d'assainissement collectif et non collectif et la réalisation du schéma d'alimentation en eau potable. De même, le volet « artisanat », a pour objectif de promouvoir une meilleure gestion des rejets et des déchets liés aux activités professionnelles en conseillant et finançant artisans, PME et PMI par la mise aux normes de leurs équipements. Dans le cadre du volet « agricole », des actions de protection de la ressource en eau sont menées en conseillant et en finançant les agriculteurs désireux de s'orienter vers des pratiques agricoles et des pratiques d'élevage plus respectueuses de l'environnement. Le volet « milieux aquatique et suivi du milieu » est dédié aux actions de restauration du milieu (rivières, zone humides) et à son suivi pour en mesurer la qualité suite aux actions menées dans le contrat rural. En 2002, on comptait sur le district de la Seine Normandie, 31 « contrats ruraux » signés et une dizaine en préparation (figure 19).

Ce type de contrat issu d'une volonté locale présente le risque de limiter les actions aux bassins présentant des captages d'eau potable fortement pollués et donc de ne pas générer une protection globale de la ressource. C'est dans cette crainte et dans la perspective de mise

⁴² Informations collectées lors d'une enquête menée auprès de M. P. Marais et Me C. Mathieu, Agence de l'Eau Seine Normandie.

en œuvre de la Directive Cadre Européenne (DCE) que les contrats dits « territoriaux » ont fait leur apparition dans le huitième programme afin de mener une politique de gestion de l'eau plus « territorialisée » qui renforce les outils contractuels déjà en place (dont les « contrats ruraux ») et pour mettre l'accent en milieu rural sur les actions préventives vis à vis de la pollution des nappes (AESN, 2004).

LES CONTRATS RURAUX DU BASSIN SEINE-NORMANDIE

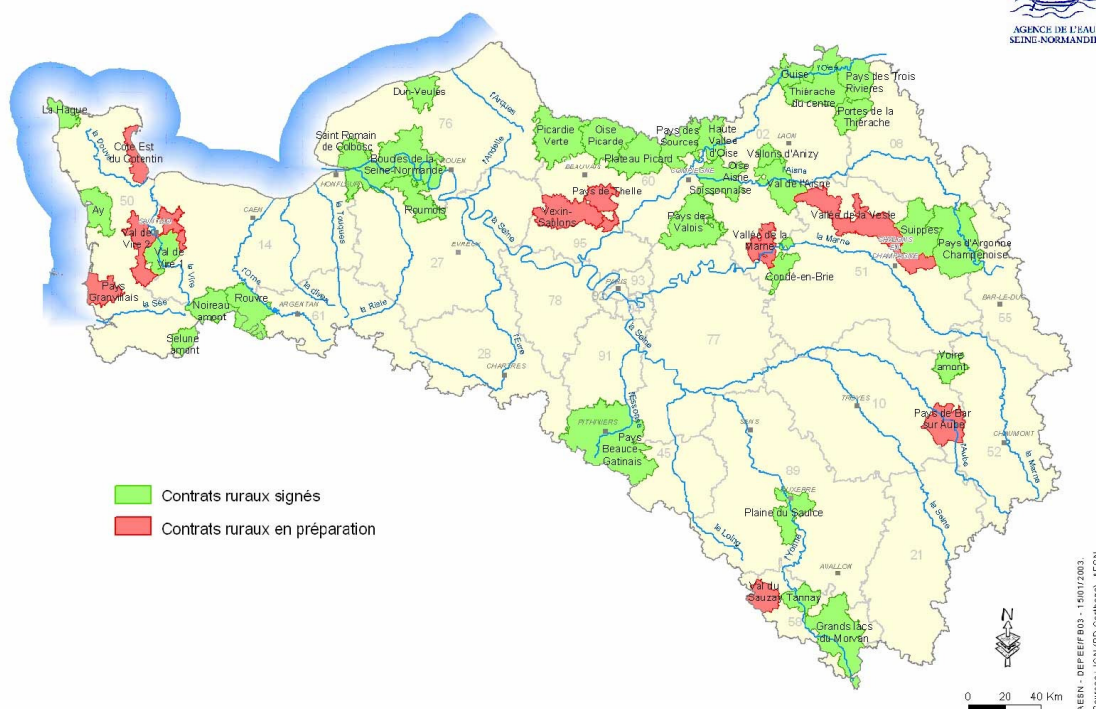


Figure 19 : « Contrats Ruraux » signés (vert) et en préparation (rouge) pour le district de Seine Normandie en 2002 (AESN, 2004)

Stratégie préventive : les collectivités en action

L'échec des efforts qu'ils soient législatifs, réglementaires et dans une moindre mesure contractuels, de protection globale de la ressource ont souvent conduit les communes à utiliser les périmètres de protection de captage pour pallier aux insuffisances de la mise en œuvre de la réglementation générale dans la lutte contre les pollutions diffuses d'origine agricole (Stahl et al, 2005). Les périmètres de protection de captage étaient pourtant initialement destinés à lutter contre les pollutions accidentelles. Mais pour les communes, ils représentent aujourd'hui le seul réel outil disponible pour lutter contre la contamination de leurs captages par des pollutions diffuses.

Dans la pratique, on distingue trois zonages constituant un « périmètre de protection » de captage. Tout d'abord un « périmètre de protection immédiate » de quelques centaines de mètres carrés entoure le captage et définit une zone où toute activité est proscrite. Celle-ci est ensuite entourée d'une auréole dite de « périmètre de protection rapprochée » qui enferme de fait tous les éléments de la surface du sol pour lesquels le temps de transfert d'une pollution vers le captage serait inférieur à 50 jours. C'est sur ce périmètre rapproché que se concentrent les efforts des communes avec l'aide des institutions publiques (Chambre d'agriculture, Agences de l'eau, Conseil Régional ...). On essaye ainsi d'y diminuer les pressions agricoles par : la mise en place de conseils de type FERTI-MIEUX ; la mise en place de bandes enherbées et de bacs de rétention pour limiter les pollutions par ruissellement et par drainage agricole ou encore l'acquisition de terrain. Cette dernière mesure peut se faire par échange ou rachat de terres, voire dans le cas de conflits, par expropriation si cette dernière est jugée indispensable à la protection des eaux captées et juridiquement justifiable. Sur les communes de Douchy et Montcorbon⁴³ par exemple (Annexe 1), le Syndicat Intercommunal d'Alimentation en Eau Potable (SIAEP) ne pouvant imposer la mise en place de bandes enherbées, recherche à accroître le périmètre de protection rapprochée le long de deux rus afin d'acquérir les terrains par expropriation. Certaines communes comme celle d'Orléans (Barraqué, 2004), semblent envisager dans l'avenir de passer des contrats avec les agriculteurs pour une production de type biologique dans un « périmètre de protection rapprochée » tout en garantissant un marché par l'achat de ces produits pour les cantines scolaires.

Ces mesures à l'échelle du « périmètre de protection rapprochée » peuvent réduire les pollutions en nitrate, notamment limiter les pics de concentration saisonniers, dans le cas où le système hydrologique répond rapidement aux pollutions de surfaces, mais peuvent difficilement diminuer l'ensemble de la pression polluante à l'échelle du bassin d'alimentation complet. La notion de « périmètre de protection éloignée », bien que facultative, répond alors à la nécessité d'une action plus efficace contre les pollutions diffuses, qui doivent être combattues sur une étendue beaucoup plus vaste que l'environnement immédiat du captage. La taille du bassin d'alimentation complet étant souvent importante, elle implique alors la coopération entre plusieurs communes.

⁴³ Ces informations font référence à des études menées dans le cadre du projet EVEC (Eaux des villes Eaux des Champs) regroupant les équipes du CERTOP Toulouse, du LATTS (ENPC), du CEMAGREF de Montpellier, de l'INRA Cachan et du CIG(ENSMP). Les études de Douchy-MontCorbon et de la Plaine du Saulce sont présentées dans les Annexes 1 et 2.

Nous citerons ici le cas de la Plaine du Saulce (Annexe 2) où face à des pollutions en nitrates supérieures à la norme dans leurs captages, la Communauté de Commune de l'Auxerrois et les communes du bassin d'alimentation de captage se sont fédérées en une nouvelle structure territoriale, l'Association de la Plaine du Saulce, à même de mener une gestion globale de la ressource en eau.

Pour les contrats passés entre agriculteurs et collectivités locales, les financements peuvent provenir des institutions publiques notamment dans le cadre d'actions financées, mais ils peuvent être aussi être directement prélevés sur la facture des consommateurs (fait constaté dans les deux études présentées en Annexe 1 et 2).

Cependant la négociation entre acteurs est souvent délicate et peut s'avérer inefficace, la solution technique, c'est à dire l'adoption d'une solution alternative de production d'eau potable par le recherche d'autres ressources moins polluées ou par un traitement de l'eau, étant alors préférée pour obtenir la paix sociale. J-D. Rinaudo (Bosc et al, 2005) souligne ainsi les raisons pour lesquelles les communes peuvent hésiter à mener ce type de négociation auprès des agriculteurs. D'une part elles ne sont pas toujours convaincues de l'efficacité des actions préventives qui pourraient être mises en place à leur échelle au regard des autres sources de pollution existant dans le bassin d'alimentation mais qui sont extérieures à leur périmètre d'action. Ensuite ces solutions supposent un investissement à long terme sans réponse rapide et spectaculaire au niveau de la qualité de l'eau. Ceci soulève souvent un certain scepticisme des populations quant à l'efficacité des actions non sans risque de sanction électorale pour l' élu. Enfin la négociation peut être longue et provoquer des conflits avec les différents acteurs qui sont parfois autant d'électeurs.

II-3 Impact des pollutions et conséquences économiques pour la production d'eau potable

De par 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. Dans ce chapitre, nous décrirons les différents impacts (idem, externalités) résultant de ces pollutions puis nous nous intéresserons à un usage particulier, la production d'eau potable, pour y décrire les conséquences économiques de la pollution par les nitrates.

II-3-a L'agriculture intensive, source d'externalités

Les économistes distinguent quatre catégories de biens suivant deux critères binaires, l'exclusion et la rivalité (tableau 3) (Ostrom et Ostrom, 1977). On entend par exclusion la possibilité d'exclure un consommateur qui refuse d'en payer le prix et par rivalité le fait que la consommation d'une unité du bien par un individu empêche la consommation simultanée de la même unité par un autre consommateur. Dans ce contexte, on distingue :

- Les biens privés purs, qui appartiennent à l'individu suite à leur achat et sont réservés à sa consommation personnelle (aliments, vêtements).
- Les biens de club, qui correspondent à ceux auxquels on accède à titre personnel pour un certain prix et qui peuvent être partagés sans gêne ou encombrement (musée, cinéma, parc naturel).
- Les biens collectifs purs, qui peuvent être consommés sans exclusion comme l'éclairage public.
- Les biens communs, qui appartiennent à tous et à personne en particulier, mais dont la consommation par un individu en prive les autres consommateurs.

La faune, la flore et l'eau font partie de la catégorie des biens communs. Le concept d'exclusion étant banni dans ce cas, il reste donc un risque de rivalité d'usage. De fait, en l'absence de mesures spécifiques telles que l'attribution de droits de propriété sur ces types de ressource ou l'aménagement des conditions de leur usage collectif, le risque lié aux caractéristiques de ces biens est leur surexploitation et leur possible épuisement (Vallée, 2002).

Tableau 3: Les grandes catégories de biens distinguées en économie de l'environnement

	Exclusion	Non-exclusion
Rivalité	Biens privés purs	Biens communs
Non-Rivalité	Biens de club	Biens collectifs purs

Bien que la ressource en eau soit renouvelable, elle génère de nombreux conflits d'usage, les problèmes quantitatifs étant les plus connus. Dans le cas des nitrates, c'est l'aspect « qualité de l'eau » (ou qualitatif) qui domine. En accroissant leur concentration dans les eaux d'un district hydrographique particulier, les activités agricoles dévalorisent la ressource en créant des dommages auxquels d'autres usagers doivent faire face.

Pour partager cette ressource, les autres utilisateurs peuvent être amenés à subir des pertes financières ou encore à modifier leur usage courant engendrant par là même des surcoûts d'exploitation aussi appelés « externalités négatives ». L'« externalité négative » désigne une situation économique dans laquelle l'acte de consommation ou de production d'un agent influe négativement sur l'utilité d'un autre agent, sans que cette influence ne se traduise par une variation du niveau des prix. Mais les externalités peuvent aussi être positives. Prenons l'exemple d'un barrage hydro-électrique. En régulant le débit des rivières, il peut limiter les risques de crues ce qui constitue une « externalité positive » si cette fonction n'est pas rétribuée économiquement par les populations en aval du barrage. Les deux principaux dommages (idem, « externalités négatives ») issus de la pollution en nitrate sont les risques de non potabilité de la ressource en eau et les risques d'eutrophisation.

Risque pour l'eau potable

En Europe, la potabilité des eaux de consommation humaine est actuellement fixée à un seuil limite de concentration en nitrates de 50 mgNO₃/l. Les eaux de prélèvements destinées au processus de production des industries agroalimentaires sont soumises aux mêmes normes.

Enfin, l'eau destinée à l'abreuvement est aussi réglementée avec un seuil maximal à 50 mgNO₃/l pour les jeunes animaux et un seuil à 450 mgNO₃/l pour les animaux matures⁴⁴. Les normes relatives à la consommation humaine sont les suivantes :

Tableau 4: Limites de concentration en nitrates de l'eau destinée à la consommation humaine⁴⁵

Limites de qualité des EAUX BRUTES		Limites impératives de qualité des EAUX POTABLES DESTINEES A LA CONSOMMATION HUMAINE
NO ₃ eaux superficielles Traitement A1 ⁴⁶ (physique simple et désinfection)	50 mgNO ₃ /l <i>Impératif</i> 25 mgNO ₃ /l <i>A1 guide</i>	50 mgNO ₃ /l
NO ₃ eaux souterraines	100 mgNO ₃ /l	50 mgNO ₃ /l

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 réglementaires pour 5% des échantillons réalisés par la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales (DASS) mais que les eaux distribuées sont déclarées comme non conformes dès que la limite des références de qualité est dépassée ne serait-ce qu'une seule fois (Miquel, 2003).

⁴⁴ SEQ – Eaux Souterraines. Rapport de présentation. Version 0.1, Aout 2003 - Site Internet : rdb.eaurmc.fr/eaux_souterraines/fichiers-telechargeables/SEQSOUT0803.pdf

⁴⁵ Agence de l'Eau Seine-Normandie. Site Internet : <http://www.eau.seine.normandie.fr>

⁴⁶ On dénote trois traitements de potabilisation appliqués aux eaux brutes, du plus simple au plus poussé 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).

Dans le cas de non conformité, les producteurs d'eau potable sont contraints à prendre des mesures immédiates : traitement de l'eau en cas de dépassement de la norme 50 mgNO₃/l et abandon de la ressource pour des concentrations supérieures à 100 mgNO₃/l. Nous détaillons l'incidence économique de ces mesures dans la seconde partie de ce chapitre.

Risques d'eutrophisation

La seconde externalité résultant de fortes concentrations en nitrates dans les eaux de surface est l'eutrophisation. L'eutrophisation se traduit par un développement excessif d'algues microscopiques et de végétaux fixés dans les rivières et en bord de mer pouvant conduire au phénomène de « bloom algal » lorsque les eaux sont trop chargées en nutriments (nitrates et phosphates) et que les conditions sont propices à ce développement (surtout au printemps et en été). La mort de ces végétaux abondants provoque ensuite une forte augmentation de la teneur en matière organique. Pour une rivière, cette dégradation du milieu amène des conditions d'anoxie en aval du phénomène, impropres à la vie des invertébrés et des poissons.

Comme nous venons de le mentionner, ce phénomène est lié à la fois aux concentrations en phosphate et en nitrates, l'un ou l'autre de ces éléments pouvant constituer un facteur limitant à la croissance. En général, en rivière, 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 le cours d'eau en phosphore. En mer, les nitrates constituent le facteur limitant de l'eutrophisation (Miquel, 2003). L'eutrophisation a des conséquences néfastes : sur le tourisme et les activités de loisirs du fait de la dégradation des cours d'eau et du littoral (gêne visuelle et odorante) ; sur la gestion des réservoirs (eau potable) ; sur les activités de pêche en raison du phénomène d'anoxie et sur la conchyliculture du fait du possible développement anormal d'algues toxiques.

La lutte contre l'eutrophisation en rivière s'est surtout traduite par le passé par des mesures de limitation du rejet des phosphates. Mais en Bretagne, région caractérisée par de fortes pollutions en nitrates, le phénomène des « blooms algaux » côtiers a pris une grande ampleur depuis les vingt dernières années. De 40 à 80 sites côtiers sont affectés chaque année par les marées vertes et le ramassage des ulves (soient 50 000 à 70 000 tonnes d'algues) coûte entre 0.30 et 0.46 millions d'euros afin de prévenir son impact négatif sur le tourisme (Cour des Comptes, 2002).

II-3-b Stratégies de réponse à la contamination des captages d'eau potable

Les alternatives de réponse au dépassement des normes de concentration en nitrates sont de type « palliatif », « curatif » ou « préventif » :

- l'abandon du captage (Ratel, 2002 & Rinaudo et al, 2004) et la recherche du nouvelle ressource (nouveaux puits avec accès éventuel à un aquifère plus profond) ou le mélange de l'eau prélevée avec une eau de meilleure qualité provenant d'une autre UDI. Il s'agit dans ces deux cas de solution « palliative », l'objectif n'étant pas de traiter la pollution mais de la contourner par un accès à d'autres ressources.
- l'investissement dans une unité de traitement servant à extraire les nitrates des eaux brutes. En opposition aux solutions « palliatives », on parle de solution « curative ». Deux grandes familles de traitement peuvent être distinguées : les traitements biologiques et les traitements physico-chimiques (Ratel, 2002). Dans les usines de dénitrification hétérotrophe (traitement biologique), des bactéries dénitrifiantes transforment les nitrates en azote gazeux. Il existe aussi des usines de dénitrification autotrophe, mais cette technique n'est pas utilisée en France en raison de la cinétique très lente des bactéries impliquées. Pour les traitements physico-chimiques, les usines sont dites usines de nitratisation. Le procédé le plus couramment utilisé car le moins coûteux est dans ce cas basé sur l'échange d'ions : il implique l'utilisation de résines sur lesquels les ions chlorures ou carbonates sont échangés avec les ions nitrates présents dans l'eau. Les autres procédés dits membranaires utilisent la technique d'osmose inverse ou d'électrodialyse.
- l'adoption d'une stratégie « préventive » de protection du captage. Cette solution diffère des deux autres puisqu'elle a pour objectif d'éviter tout risque de pollution en limitant les pressions polluantes autour des captages. En pratique, cette solution est souvent adoptée alors que les pollutions sont déjà observables dans les eaux brutes prélevées. Elle a dès lors une double fonction : une fonction « préventive » par rapport aux futurs risques de pollutions et une fonction « curative » en réduisant les teneurs en nitrate présentes.

Les solutions « palliatives » semblent généralement plus économiques et faciles à mettre en œuvre que la construction d'une unité de traitement (solution « curative ») risquant d'être, en outre, rejetée par la population locale. Elles sont donc généralement préférées si les ressources en eau locales et le réseau de distribution en place le permettent. En 1992, une étude portant sur la répartition des solutions (Ratel, 2002) donnait les résultats suivants (tableau 5) :

Tableau 5: Résultat d'enquête sur les stratégies adoptées suite à une pollution des captages par les nitrates

Stratégies adoptées pour le maintien de la qualité de l'eau potable distribuée en France	Pourcentage du nombre total d'UDI étudiées (%)
Nouveau captage	23
Connexion à une autre UDI	47
Construction d'une unité de traitement des nitrates	10
Protection des captages	7
Autres	10

De la même façon, le BRGM (Rinaudo, 2003 ; Bosc, 2005) constate qu'en région Alsace, sur la période 1988-2002, les solutions « palliatives » sont préférées aux autres solutions.

Le choix entre ces diverses alternatives peut aussi être influencé par les politiques de subvention de l'Agence de l'Eau du bassin concerné. Les subventions se situent généralement à un niveau de 35% à 45% des investissements. Par contre, les Agences refusent le plus souvent les subventions à tout projet tant que le Périmètre de Protection Rapprochée (PPR) n'est pas déterminé et que la déclaration d'utilité publique n'est pas adoptée. Apparemment, pour des raisons politiques, la détermination initiale de ces périmètres est difficile, tant et si bien que négocier pour les étendre géographiquement est souvent considéré comme problématique (Barraqué et al, 2005).

Mais en raison du risque de pollution étendue des eaux souterraines par les pollutions diffuses, les solutions « palliatives » pourraient se raréfier dans l'avenir et de fait ne représenter qu'une solution de type temporaire. Pour les communes rurales, la réduction de la ressource disponible en eau de qualité et les coûts croissants des solutions « curatives » pourraient ne laisser aux communes d'autre choix que de s'associer pour gérer leur ressource en eau et sa distribution. Ces regroupements de communes voisines les aident souvent à recentrer leurs intérêts sur le captage environnant le plus productif et le moins vulnérable aux pollutions de surface.

Cependant, cette solution risque d'accroître le phénomène de « sanctuarisation », à savoir une réduction et une concentration du nombre de captages sur des secteurs géographiques spécifiques dédiés à la production d'eau potable aboutissant à terme à la création de parcs naturels hydrologiques (De Marsily, 2002). Or, en réduisant la proportion des terres dévouée à la protection de la ressource en eau souterraine dans un bassin ou sous bassin particulier (AESN, 2003), une partie croissante du bassin pourrait au final être soumise à une pollution aggravée et non contrôlée.

La stratégie « préventive » offre bien entendu l'avantage d'une solution à long terme. En France, elle se manifeste principalement par des contrats de coopération avec les agriculteurs afin de réduire les émissions d'azote. On combine actuellement deux types d'actions : le développement de bonnes pratiques agricoles pour réduire les émissions d'azote et l'usage de Cultures Intermédiaires Pièges à Nitrates (CIPAN). Néanmoins, dans le cas où aucune de ces actions n'est efficace, les communes n'ont d'autre choix que de racheter les terres agricoles afin de réduire ou d'arrêter l'activité agricole. Les résultats attendus d'une stratégie préventive ne sont pas forcément immédiats compte tenu du temps de réponse des aquifères si bien qu'il peut s'avérer nécessaire de mener simultanément les deux stratégies « préventive » et « curative/palliative ».

II-3-c Incidences économiques de chaque stratégie

Un des objectifs de notre travail porte sur l'évaluation du surcoût lié au traitement des eaux brutes, mis en œuvre par les producteurs d'eau potable afin de respecter les normes de qualité exigées. Bien que cela puisse paraître surprenant, il n'existe pas en France, d'information systématique sur les coûts supportés par les unités de distribution publique (UDI) et sur les différentes stratégies adoptées pour maintenir celles-ci en fonctionnement.

Quelle que soit la solution envisagée par le producteur d'eau potable pour corriger les effets des nitrates, celle-ci implique un surcoût qui sera répercuté sur la facture d'eau. Ce surcoût est variable et dépend de paramètres bien spécifiques.

Recherche d'une nouvelle ressource

Outre le coût de recherche d'une nouvelle ressource, les coûts d'investissement dépendent principalement de la profondeur du puits à construire (figure 20). L'abandon d'un captage implique aussi la perte financière de sa construction et son entretien, ainsi qu'un coût de rebouchage pour protéger l'aquifère d'éventuelles pollutions accidentelles du forage.

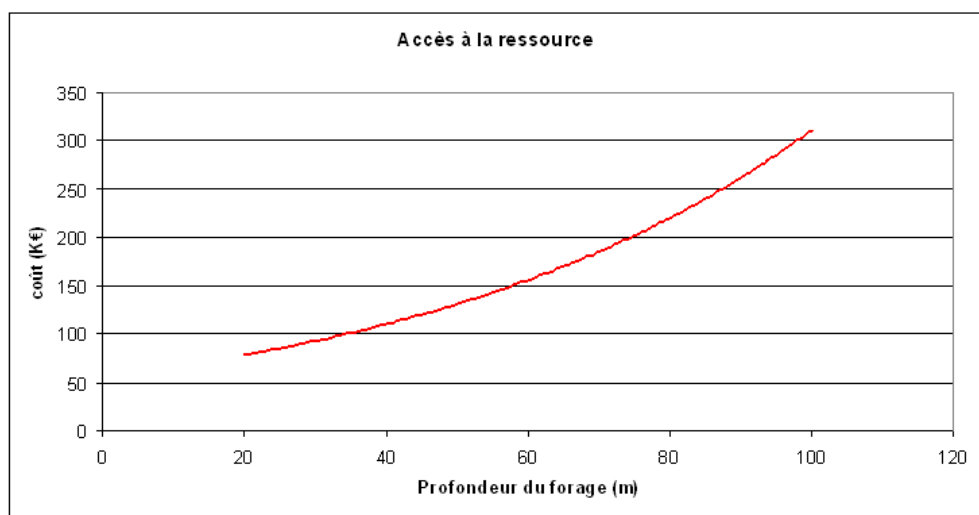


Figure 20 : Evolution des coûts d'investissement d'un captage d'eau en fonction de la profondeur de la prise (d'après AESN, 1994)

Interconnexion

La connexion entre deux UDI implique surtout un coût correspondant à la mise en place d'une nouvelle conduite d'eau. Il est fonction de la distance séparant les deux unités, du débit d'eau à fournir et de la densité de population présente sur le trajet de la conduite. L'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN) propose les coûts de référence suivants (figure 21) :

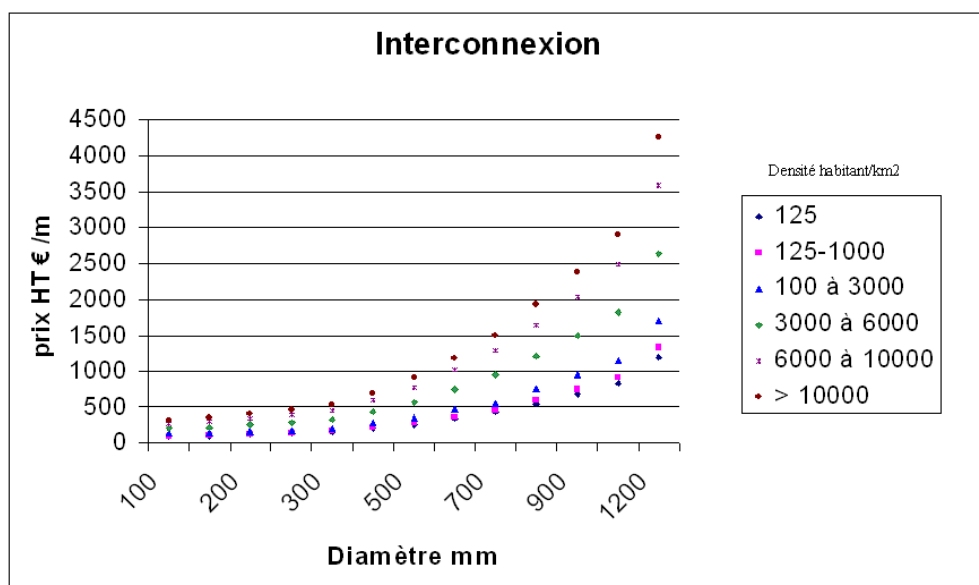


Figure 21 : Evolution des coûts d'investissement pour une adduction entre deux captages (données AESN 2005)

Traitement

A. Lacroix et F. Balduchi (1995) ont estimé le surcoût du traitement de l'eau potable induit par l'élimination des nitrates pour les techniques de dénitrification biologique et de dénitrification physico-chimique. Si l'on prend en compte le coût total combinant les coûts d'investissement, d'amortissement et de fonctionnement, le traitement biologique est le plus économe. Il induit un surcoût d'environ 0.24 € par m³ contre 0.28 € par m³ pour le traitement physique (Görlach, 2003). Ces valeurs ont été reprises dans de nombreuses études (Cour des Comptes, 2002; Görlach B., 2003; Loubier S., 2003) et semblent être les seules données actuellement publiées.

Si les deux technologies engagent en définitive des coûts similaires, le traitement par dénitrification est préféré à débit d'eau équivalent compte tenu des coûts d'investissement à amortir (figure 22). En pratique, pour de gros débits, on constate que les UDI s'orientent plutôt vers le traitement par dénitrification. Comme les petites UDI rurales peuvent par contre avoir certaines difficultés à accéder à cette technologie (Martin, 1996), la Lyonnaise des Eaux S.A. a récemment proposé aux collectivités locales la location d'unités mobiles de traitement des nitrates en prenant l'engagement de les retirer une fois les concentrations en nitrates dans les eaux réduites grâce à une stratégie préventive complémentaire (Barraque et al, 2005). On remarquera que les problèmes de pollution par les phytosanitaires sont souvent couplés aux pollutions en nitrate et obligent les communes à un traitement combiné qui augmente d'autant les coûts résultant des pollutions agricoles. Ainsi sur la période 1998-2005, l'Agence de l'Eau Seine Normandie compte 8 financements d'usine traitant à la fois les pesticides et les nitrates pour une seule usine de dénitrification simple.

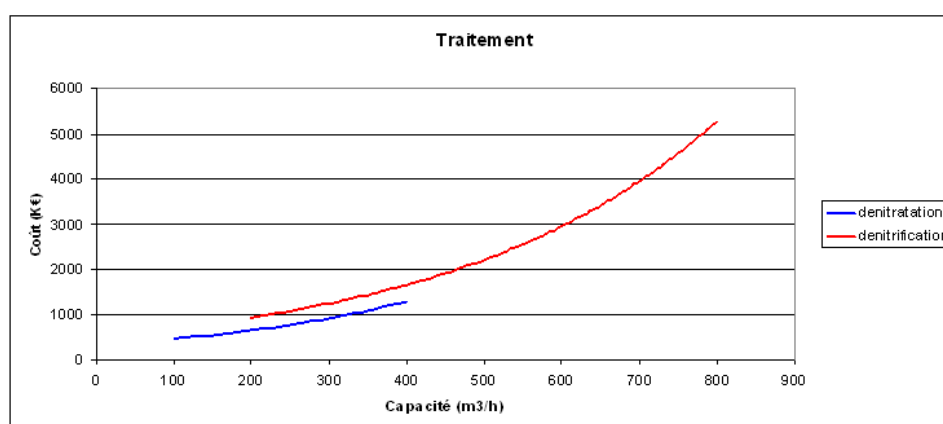


Figure 22 : Evolution des coûts d'investissement pour le traitement des nitrates en fonction de la capacité de débit de l'installation (D'après AESN, 1993)

Solutions préventives

Avec les mesures préventives, la perte de rendement des récoltes entraîne une perte de revenu pour les activités agricoles. Il est actuellement « largement » accepté que la société doive alors payer pour les coûts additionnels quand les mesures sont inscrites dans un cadre réglementaire. L'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN) estime à 60€/ha le coût moyen annuel des actions préventives (Guillemin, 1992). D'autres sources situent le coût des CIPAN à environ 75 €/ha (Martin, 1996) ou entre 97€/ha et 188€/ha (Mollard, 1997). Mais la réduction de la quantité de fertilisant nécessaire à la culture dans le cas des CIPAN peut aussi induire une économie de 2€/ha pour des céréales à haut rendement.

Le coût de rachat pur et simple des terres agricoles dépend essentiellement de leur valeur foncière. Pour le réduire, une solution consiste à entreprendre un échange à l'amiable de terre avec ou non compensation financière auprès des agriculteurs. Cette seconde option dépend en outre du bon vouloir de l'institution d'échange foncier opérant dans chaque département, le plus souvent de la Société d'Aménagement Foncier et d'Etablissement Rural (SAFER). Dans certains cas, ces institutions œuvrent aussi à protéger les agriculteurs contre les acheteurs extérieurs en haussant artificiellement le prix des terres. Lors du passage d'une agriculture intensive à une surface en prairie ou en forêt, la perte de valeur est estimée dans la littérature à 290€/ha (Loubier, 2003). Dans un autre cas d'évaluation, la ville de Rennes a estimé à 0.53M€ les dépenses associées à l'achat de 200 ha de terres agricoles (Cour des Comptes, 2002) dans la zone rapprochée d'un captage ce qui correspond à environ 2 650 €/ha. On constate donc une grande disparité des coûts induits.

Cependant, dans d'autres cas, le coût de compensation de terres agricoles peut parfois apparaître si bas que les autorités locales préfèrent alors racheter les terres et sanctuariser le périmètre de protection plutôt que d'avoir à contrôler chaque année le respect par les fermiers de leur contrat de réduction des apports azotés. Il est néanmoins évident qu'il est plus facile pour une ville comme Rennes de racheter des terres en Bretagne à un prix relativement peu élevé que pour les communes du Sud de la France de le faire au prix du foncier viticole ou au prix du terrain pratiqué dans les zones périurbaines de villégiature estivale. Dans ce dernier cas, les prix fonciers peuvent être multipliés par un facteur de 10 à 20 par rapport aux autres zones rurales de France (Barraqué et al, 2005).

De façon générale, l'information publiée sur les coûts des stratégies alternatives de respect de la qualité des eaux souterraines reste relativement pauvre. En effet ceux-ci dépendent pour beaucoup de facteurs locaux et il semble difficile d'avoir à ce stade une approche uniforme sans disposer d'enquêtes plus poussées que celles menées jusqu'ici.

Conclusion du Chapitre II

Dans ce chapitre, nous avons axé notre réflexion sur la phénoménologie des nitrates en s'attachant plus particulièrement à décrire les processus impliqués dans les pollutions diffuses azotées d'origine agricole, les moyens de lutte contre ce type de pollution en France ainsi que leurs impacts sur les ressources en eau souterraine et les conséquences économiques résultantes pour les usages associés à cette ressource.

L'intensification de l'agriculture au cours des cinquante dernières années a accru les rendements de la production agricole, notamment grâce à l'emploi d'engrais. Il résulte de ces activités des résidus dans le sol, les nitrates, solubles dans l'eau qui sont entraînés vers les rivières par ruissellement et dans les eaux souterraines par lessivage. Autant l'évacuation des nitrates vers les rivières se fait rapidement, autant leur transfert vers les nappes est lent (jusqu'à plusieurs dizaines d'années). Comme pour toute activité la production de déchets est inhérente au système. Dans le cas des activités agricoles le problème est que ces résidus sont produits sur de larges surfaces et sont difficilement contrôlables en raison d'une dépendance à de nombreux facteurs, qu'ils soient climatiques, pédologiques ou agricoles (type de culture et pratiques associées). De fait ces pertes sont inévitables même en employant de « bonnes pratiques agricoles » : les concentrations sous-racinaires sous cultures peuvent ainsi varier de 20 mgNO₃/l (prairies) à plus de 100 mgNO₃/l (maïs). Pour parvenir à un moindre risque de pollution, il est donc nécessaire de porter les efforts à l'échelle du territoire pour réorganiser l'occupation du sol et le paysage et pour promouvoir des changements dans les systèmes de production le cas échéant.

Ces efforts de reconquête de qualité sont induits par une réglementation stricte qui préconise, dans le cas des eaux souterraines, l'atteinte d'un bon état chimique des eaux défini sous le seuil des 50 mgNO₃/l pour le paramètre nitrate. Actuellement les outils de lutte qu'ils soient réglementaires, économiques (incitatifs), ou basés sur le volontariat s'orientent globalement vers le même objectif : aboutir à la mise en place de meilleures pratiques agricoles, dites mesures agri environnementales. Ces outils s'appliquent à des échelles variées, du bassin hydrographique au périmètre de protection de captage.

L'augmentation des concentrations en nitrates de la ressource en eau par les pollutions diffuses azotées d'origine agricole engendre des externalités. Elle constitue un risque d'eutrophisation des eaux de surface et du littoral non sans conséquence pour les activités de tourisme, la gestion de barrage et le fonctionnement écologique des écosystèmes. Elle représente aussi un risque de non potabilité de la ressource en eau. Au-delà des 50 mgNO₃/l,

l'eau brute prélevée doit en effet être traitée avant d'être distribuée pour les besoins domestiques. Les producteurs d'eau potable ont à disposition plusieurs stratégies pour répondre à la contamination des captages d'eau potable : curative, palliative et préventive. Bien qu'au cœur des préoccupations actuelles de lutte contre les pollutions, nous avons pu constater que l'incidence économique de cette pollution reste encore difficilement chiffrable sans études approfondies.

III - MODELISATION AZOTEE SOUTERRAINE

A L'ECHELLE DU BASSIN DE LA SEINE

III-1 Domaine d'étude : le bassin de la Seine

Dans les deux premières parties de ce mémoire, nous avons présenté les enjeux de la gestion de l'eau en France, les nouveaux objectifs promus par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) ainsi que la problématique nitrate dans son ensemble. Dans le cadre du programme PIREN-Seine (Meybeck et al, 1998), le modèle MODSUR-STICS-NEWSAM a été développé pour simuler les transferts diffus de nitrates d'origine agricole à l'échelle d'un grand bassin versant, le bassin de la Seine. Nos recherches ont porté sur les applications possibles de ce modèle pour aider à répondre aux besoins socio-économiques associés à la lutte contre les pollutions diffuses dues aux nitrates. Avant de présenter les éléments principaux du modèle et son exploitation socio-économique via une analyse « coût-bénéfice » des différents scénarios simulés, nous présentons d'abord dans ce chapitre les spécificités physiques du domaine d'étude et de sa modélisation.

III-1-a Le domaine souterrain exploité

Les trois principaux aquifères du bassin de la Seine (figure 23) couramment exploités par les captages d'alimentation en eau potable (AEP) sont de bas en haut, ceux de la Craie, de l'Eocène et de l'Oligocène :

- L'aquifère de la Craie est hétérogène à structure complexe et couvre une surface d'environ 110 000 km² dont 70 000 km² sont à l'affleurement. Ses ressources en eau sont estimées à 12 milliards de m³ par an, en grande partie stockée dans sa partie à l'affleurement.
- L'aquifère de l'Eocène couvre une superficie de 19 000 km² et se subdivise en deux systèmes. L'Eocène moyen et l'Eocène inférieur forment la nappe du Soissonais et l'Eocène supérieur forme celle de Champigny. Cette dernière présente un régime karstique marqué. Superficiel pour sa section Nord, l'aquifère de l'Eocène devient captif sous l'Oligocène au Sud-Est de Paris.
- L'aquifère de l'Oligocène, situé dans le Sud du bassin parisien, est plus communément nommé : nappe de la Beauce. D'une superficie de 9 000 km², pour moitié répartie sur le bassin de la Seine et sur celui de la Loire, cette nappe est drainée sur ses bordures par de nombreuses rivières mais aucunement dans sa partie centrale permettant ainsi l'emmagasinement d'une grande quantité

d'eau en raison de la grande épaisseur de l'aquifère (plus d'une centaine de mètre). Elle constitue l'une des plus grandes réserves d'eau souterraine en France et est de ce fait fortement exploitée. Son importance et sa forte vulnérabilité se sont d'ailleurs traduites par la mise en place d'un Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) spécifique géré en commun par les Agences de l'Eau de la Seine Normandie et de la Loire. Aquifère très complexe, la nappe de la Beauce (Oligocène) présente de nombreuses couches perméables de calcaire et de sable séparées en partie par des couches imperméables ou semi-perméables de marnes et d'argiles (Sables de Fontainebleau, Calcaire de Pithiviers, Calcaire d'Etampes, Calcaire de Brie).

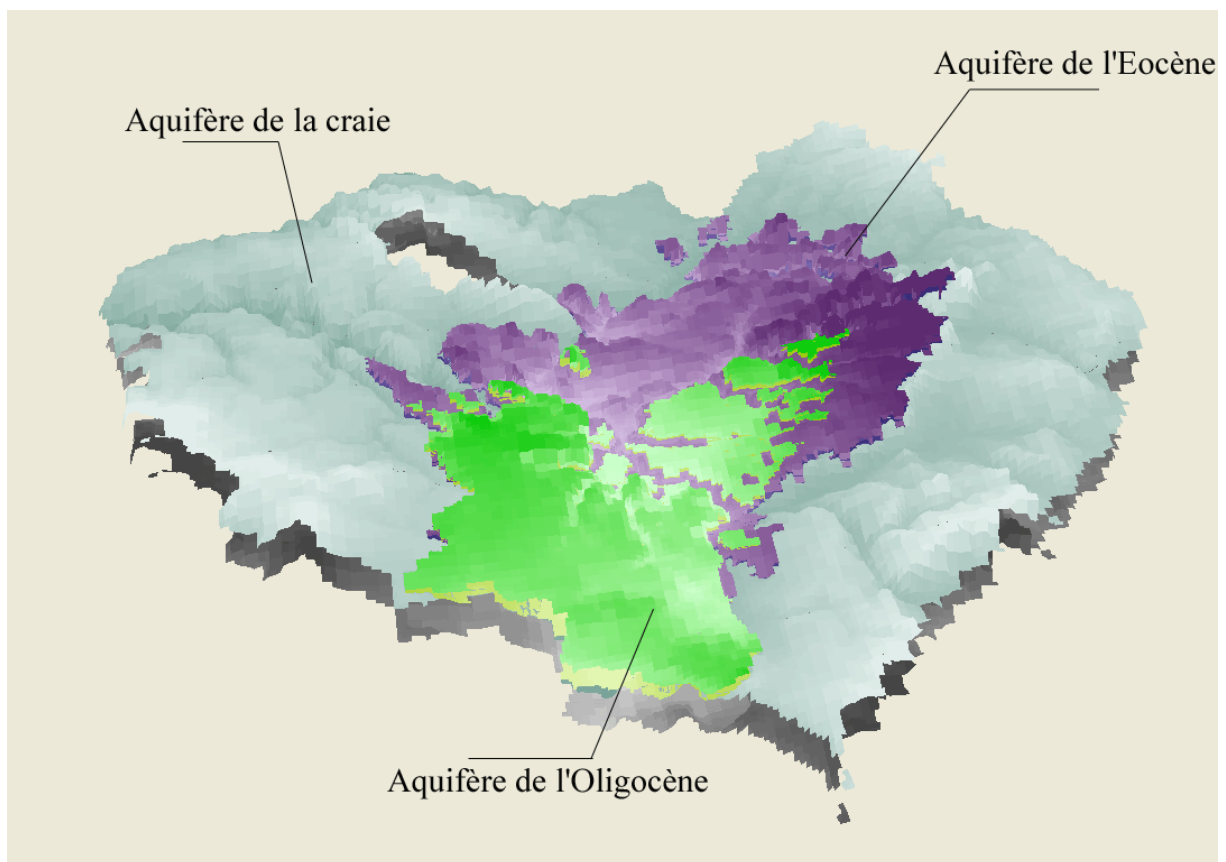


Figure 23 : Vue tridimensionnelle des trois principaux aquifères du bassin

III-1-b Activités agricoles et pollution nitrique

Avec 34% de la production française de céréales, 17% du cheptel bovin et un fort taux d'exportation, l'agriculture du bassin de la Seine est une des plus productives du territoire national. On estime qu'environ 60% de la surface du bassin hydrographique est consacrée à l'agriculture.

Cette agriculture est très régionalisée⁴⁷ avec des départements « périphériques » dominés par des activités d'élevage et une partie centrale spécialisée dans les grandes cultures. Il résulte de ces activités une forte pression polluante en nitrate à l'échelle du bassin de la Seine et on estime ainsi que 65% des surplus azotés sont entraînés vers nappes et rivières (AESN, 2004). Dans le cadre de l'« Etat des Lieux » de la DCE, une cartographie des surplus azotés estimés « à dire d'experts » a été réalisée (figure 24). On constate que la majorité du bassin présente des surplus en azote compris entre 25 kg/ha/an et 100 kg/ha/an avec des maxima en Beauce et à l'Est du bassin. La classification en « zones vulnérables » d'une grande majorité du bassin (cf. figure 18, précédente) confirme les risques qu'engendrent les activités agricoles sur le bassin.

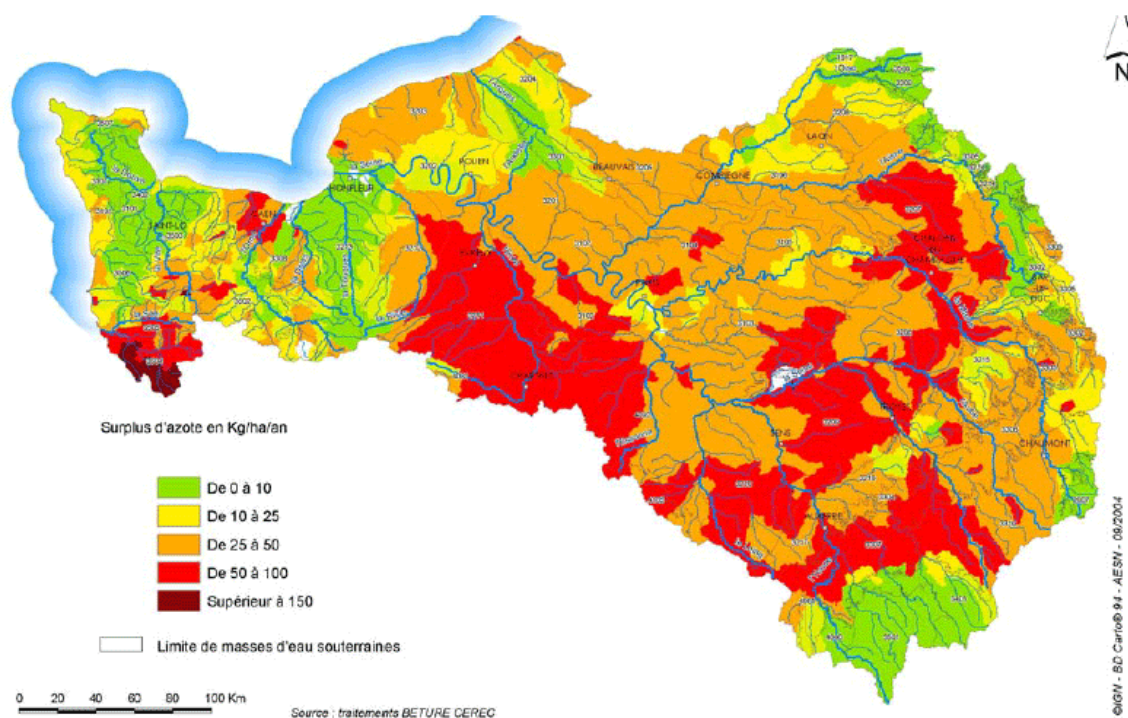


Figure 24 : Surplus d'azote estimé sur le bassin de la Seine (AESN, 2004)

⁴⁷ Cf. Annexe 3 pour des informations plus détaillées sur les zones agricoles.

Il résulte de ces activités une dégradation importante et continue des aquifères vis à vis du paramètre nitrate étendue à l'ensemble du bassin. L'Agence de l'Eau Seine Normandie a dénombré en 2001 que, sur un suivi de 414 captages d'eau potable (eaux souterraines), 33% présentent des teneurs comprises entre 40 et 50 mgNO₃/l et 14% supérieures à 50 mgNO₃/l. Cette dégradation s'accompagne d'un taux d'abandon de captages de l'ordre de 20 captages par an (figure 25). Avec un accroissement en nitrate estimé statistiquement à 0.63 mgNO₃/l /an, et des tendances à l'augmentation des concentrations sur l'ensemble du bassin (figure 26), la situation sur le bassin est des plus préoccupantes face aux enjeux imposés par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE).

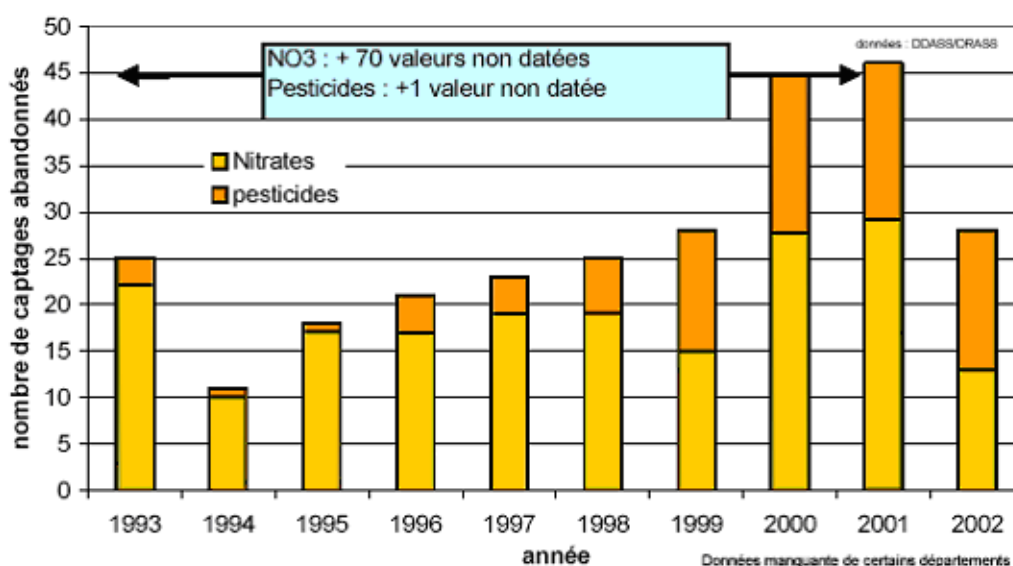


Figure 25 : Nombre de captages abandonnés sur la période 1993-2002 (AESN, 2004)



Figure 26 : Evolution des concentrations en nitrates dans les eaux souterraines sur la période 1998- 2001 (AESN, 2004)

III-2 Mise en œuvre du modèle hydrogéologique couplé MODCOU-NEWSAM

III-2-a Structuration spatiale du modèle

Le modèle du bassin de la Seine est organisé en une structure multicouche (figure 27) utilisant des mailles carrées emboîtées. Chaque maille porte les caractéristiques du domaine correspondant : direction de drainage, altitude et distribution des zones de production pour les mailles de surface ; transmissivité, drainance et coefficient d'emmagasinement pour les mailles des couches profondes.

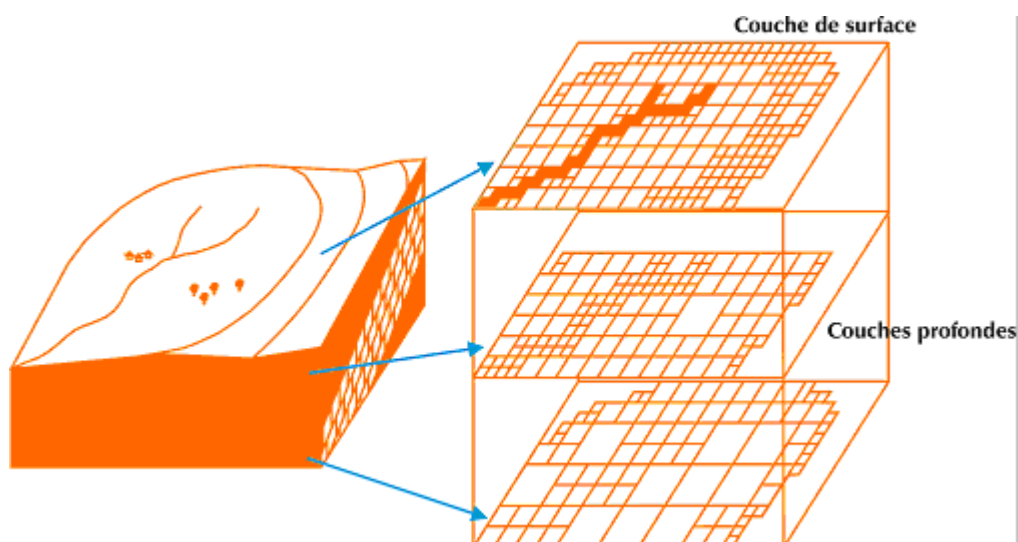


Figure 27 : Principe de la schématisation multicouche du modèle MODCOU

Pour le modèle du bassin hydrographique de la Seine, la couche de surface couvre une superficie totale de 95 560 km² constituée de 35 198 mailles de 1 km à 8 km de côté (figure 28). Les formations aquifères (ou couches profondes) sont au nombre de trois s'organisant de la plus superficielle à la plus profonde en : Oligocène, Eocène et Craie (figure 29).

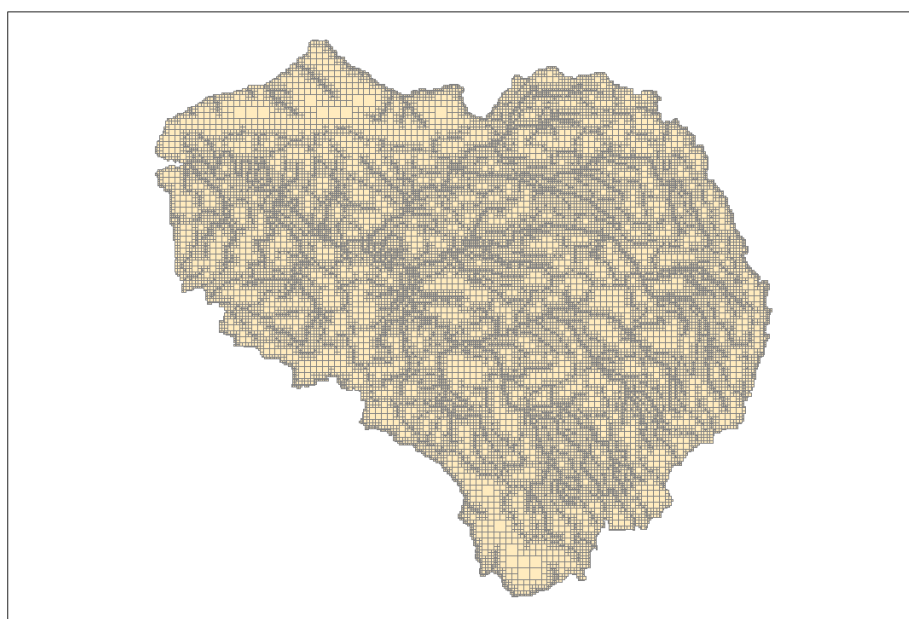


Figure 28 : Maillage de la couche de surface du modèle MODCOU pour le bassin de la Seine.

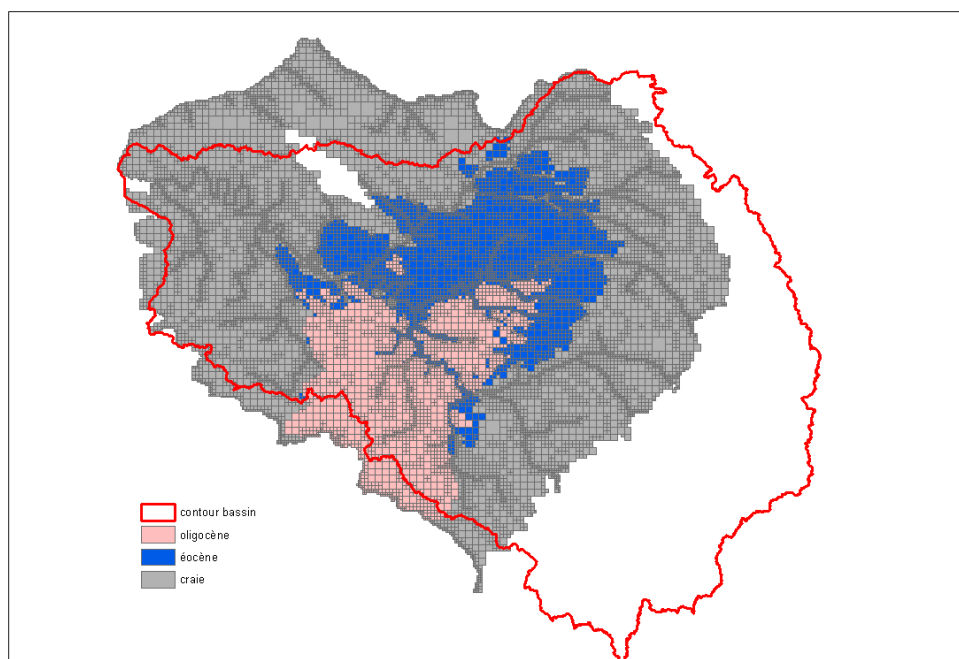


Figure 29 : Maillage des formations souterraines prises en compte dans le modèle MODCOU du bassin de la Seine.

III-2-b Données de forçage météorologique

Les données de forçage, qui permettent d'imposer tout au long d'une simulation la valeur de variables d'entrée, sont essentiellement constituées par les données météorologiques fournies par Météo France sous forme d'une pluviométrie globale (pluie & neige) et de l'évapotranspiration potentielle (ETP) calculée selon la formule de Penman-Monteith. Ces données météorologiques sont organisées sur une grille régulière au pas de 8 kilomètres couvrant l'ensemble du bassin de la Seine (figure 30).

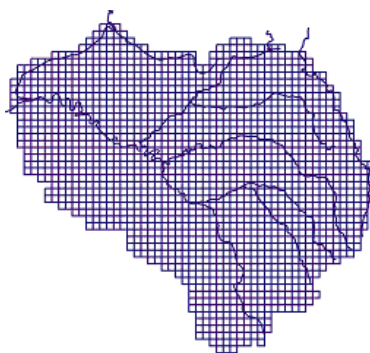


Figure 30 : Grille d'entrée des données météorologiques.

III-2-c Ajustement du modèle souterrain

Suite à l'ajustement du modèle de surface (MODSUR), le calage du modèle souterrain MODCOU permet de reconstituer le débit de base aux stations hydrométriques et de restituer les variations piézométriques observées dans les nappes. Ce calage se déroule en deux étapes. En régime permanent afin d'effectuer un premier ajustement des transmissivités et des coefficients de drainance, puis en régime transitoire afin de préciser les coefficients d'emménagement et régler les échanges entre les nappes et les rivières.

Au final, le modèle hydrogéologique global a été calé sur la période 1985-2004 (Viennot & Ledoux, 2004) et restitue bien les piézométries moyennes annuelles et les variations saisonnières (hautes et basses eaux) observées. A titre d'exemple, la figure 31 présente l'évolution comparée du débit mesuré et calculé de la Seine à Paris Austerlitz et de l'évolution de la piézométrie calculée et mesurée à Vailly (Nappe de la Craie).

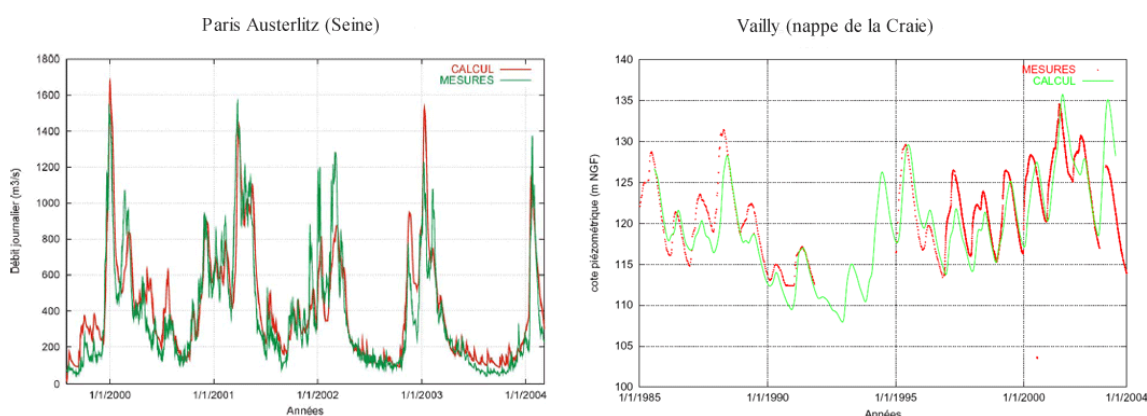


Figure 31 : Evolution comparée du débit mesuré et calculé par MODCOU pour la Seine à Paris Austerlitz et de l'évolution de la piézométrie mesurée et calculée par NEWSAM à Vailly (nappe de la Craie).

Les cartes piézométriques des nappes de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie (figure 32), obtenues après calage en régime permanent, présentent un accord acceptable avec les niveaux piézométriques moyens observés sur la période de calage (figure 33).

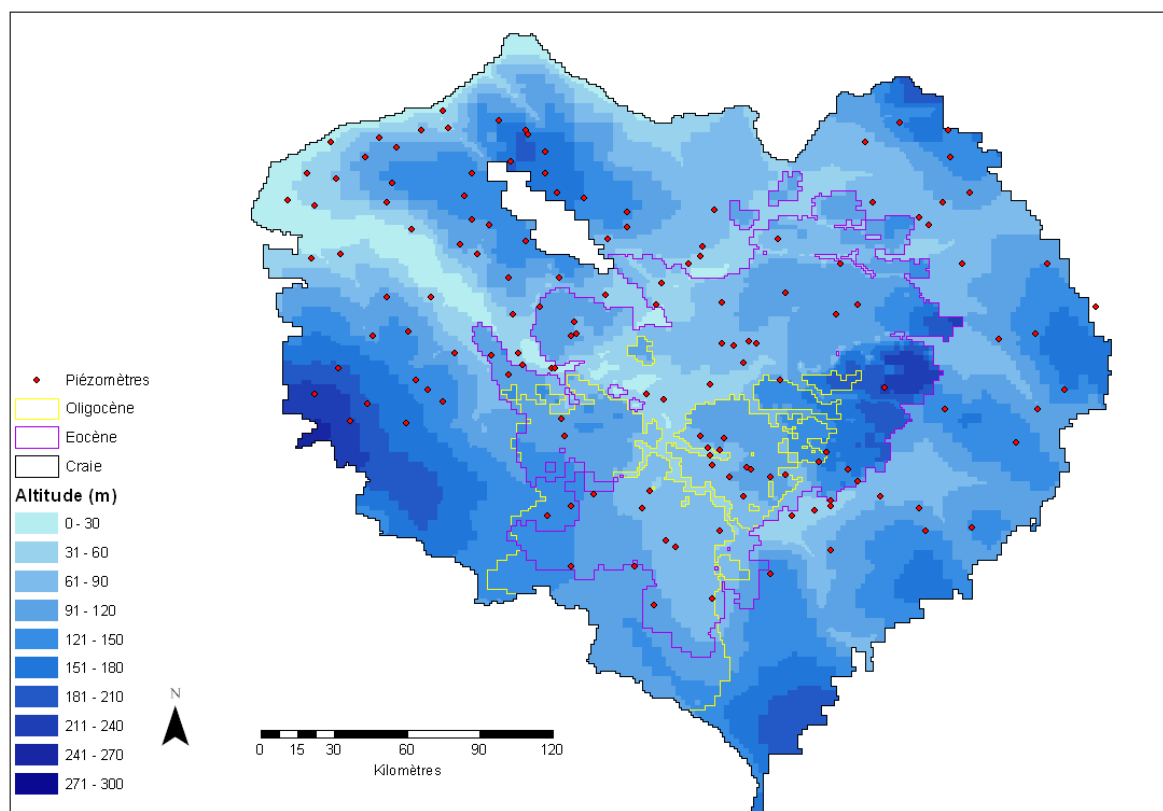


Figure 32 : Piézométrie des nappes en régime permanent calculé par NEWSAM

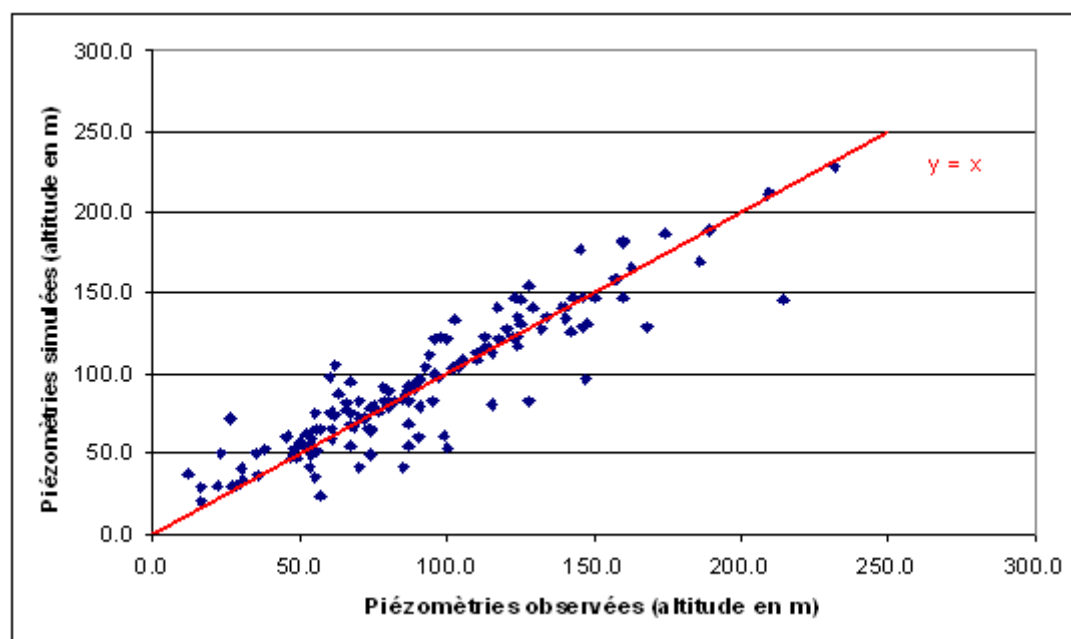


Figure 33 : Comparaison des valeurs piézométriques mesurées et simulées pour tous les aquifères confondus (Oligocène, Eocène et Craie)

III-3 Le modèle agronomique STICS et sa spatialisation

III-3-a Principe du modèle

STICS (Simulateur mulTIdisciplinaire pour les Cultures Standard) est un modèle agronomique destiné à simuler, au pas de temps journalier, le comportement du système sol-plante au cours d'une ou plusieurs années successives (figure 34). Il est développé par l'INRA depuis 1996 (Brisson et al, 1999). La limite supérieure de ce système est l'atmosphère, dont l'état est caractérisé par plusieurs variables climatiques (rayonnement solaire, température minimum et maximum de l'air, précipitation, évapotranspiration potentielle). La limite inférieure correspond à la profondeur maximale accessible au système racinaire qui est fonction du type de sol et de la nature de la plante cultivée.

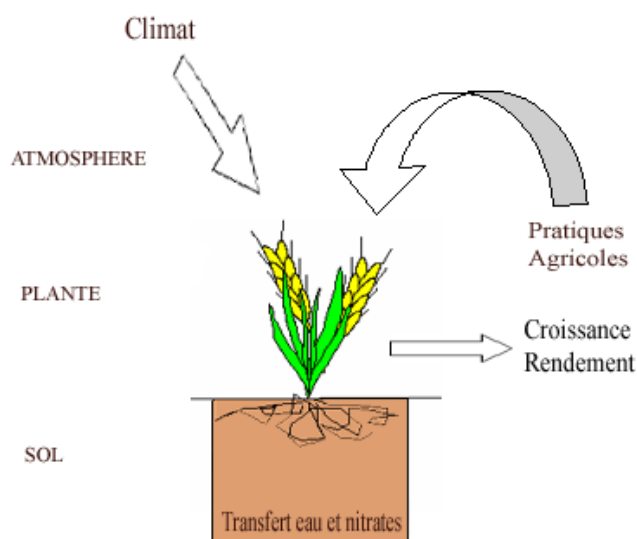


Figure 34 : Principe général des phénomènes pris en compte par le modèle STICS

La mise en œuvre du modèle requière quatre sources de données (figure 35) :

- *données climatiques* : température minimale, maximale de l'air, pluviométrie, évapotranspiration potentielle (ETP) et rayonnement global, au pas de temps journalier.
- *données « sol »* : le sol est décrit comme une succession de couches horizontales caractérisées par certaines propriétés physiques (épaisseur, masse volumique, teneur en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement, teneur en cailloux). La couche de surface, où se concentre l'activité biologique est caractérisée plus précisément par des paramètres physico-chimiques (albédo, teneurs en argile, en calcaire, en azote organique, etc.).

- *paramètres de « culture »* : il s'agit des paramètres relatifs aux différentes phases simulées (germination, levée, développement etc.) incluant la prise en compte de l'effet des stress : hydrique thermique et azoté, sur le fonctionnement de la plante.
- *données sur les « techniques culturales »* : elles déterminent les modalités et les dates des interventions culturales (semis, irrigation, apports d'engrais azotés, apports d'amendements organiques, récolte, travail du sol, incorporation des résidus de culture etc.). En termes de travail du sol, trois techniques sont simulées : le déchaumage, le labour et la préparation superficielle du sol. Les apports en engrais se font sous la forme d'engrais minéraux et organiques. Les engrais organiques modélisés sont entre autres le fumier bovin et les vinasses sucrières exprimés en Tonne/ha. Pour les fertilisants minéraux, le modèle permet de modéliser l'ammonitrate, les engrais ternaires, la solution 39. A titre d'exemple, les quantités appliquées par an d'ammonitrate, engrais le plus couramment utilisé, varient en moyenne entre 50 et 160 kg/ha selon les cultures.

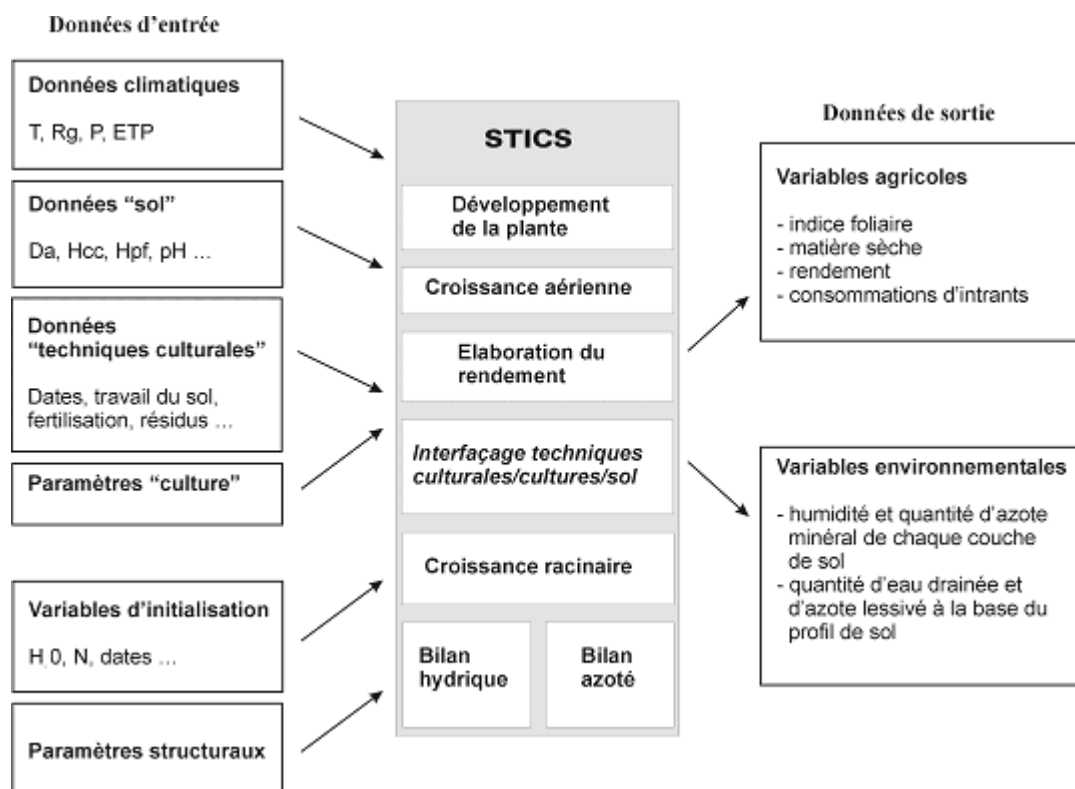


Figure 35 : Organisation générale du modèle agronomique STICS (Gomez, 2002).

A ces données d'entrée, s'ajoutent celles concernant les variables d'initialisation (dates de début et fin de simulation ; humidité et quantité d'azote minéral initiales contenues dans les couches du sol) et des paramètres généraux.

Les données de simulation en sortie de STICS concernent le domaine agronomique (biomasse végétale, rendement en produit récolté, teneur en protéines des grains, bilan azoté de la culture, etc.) et le domaine environnemental (flux d'eau et de nitrate sortant de la zone racinaire).

III-3-b Spatialisation de STICS

Un découpage de l'espace d'étude en zones élémentaires (Gomez, 2002) permet de spatialiser les données d'entrée du modèle STICS. On définit ainsi des zones géographiques « homogènes » à la fois du point de vue climatique, du type de sol et des façons culturales (figure 36). Pour ce dernier facteur, l'espace est découpé en zones agricoles chacune caractérisée par un régime cultural particulier décrit par un certain nombre de paramètres (successions culturales, pratiques, etc.). Ces zones agricoles s'appuient dans notre cas sur le découpage des « petites régions agricoles » (ou PRA) du Ministère de l'Agriculture⁴⁸. Les données climatiques sont quant à elles organisées sur une grille régulière au pas de 8 kilomètres et les sols sont présentés au format vectoriel des Unités Cartographiques de Sol (UCS) de la base de données géographiques des sols de France au 1:1 000 000^{ème} (source : INRA, Unité de Science du Sol – SESCOF), une des composantes de la Base de Données Géographique des Sols d'Europe au 1/1 000 000 (Jamagne et al, 1995).

⁴⁸ Le concept de « petite région agricole » (ou PRA) fut érigé il y a déjà longtemps comme l'échelle privilégiée d'analyse et de compréhension de l'activité agricole (Malassis & al, 1954). Il part de l'idée que les exploitations agricoles sont ancrées dans un territoire participant d'un « tissu » rural défini par les conditions du milieu et les différents écosystèmes auxquels ces exploitations ont accès.

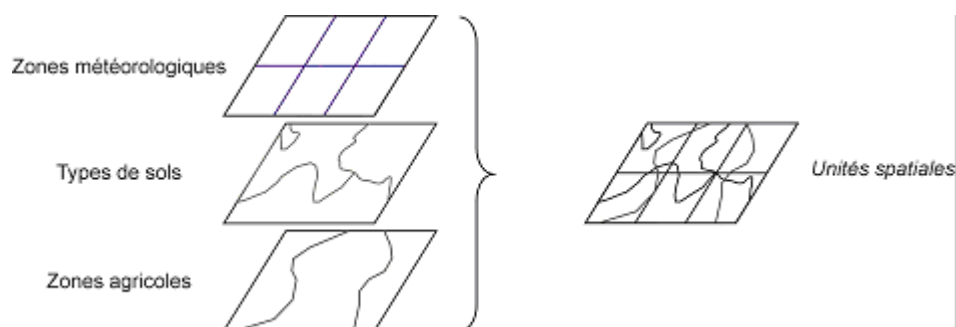


Figure 36 : Organisation spatiale des données météorologiques, pédologiques et agricoles et leur combinaison pour donner un découpage élémentaire en éléments (ou unités spatiales) appelés « Unités Générales de Simulation » (UGSM)

A l'échelle du bassin de la Seine, ce croisement d'entités forme 7 828 Unités Générales de Simulation (UGSM) (figure 37) de surface variable toujours inférieure à 64 km². On remarquera que chacune de ces UGSM représentant une unité de simulation STICS, l'exécution du programme STICS spatialisé est très consommateur de temps : il fallait ainsi compter en 2002 une vingtaine de jours pour réaliser une simulation de 20 ans à l'échelle du bassin de la Seine. Pour réduire ces temps de calcul, le code du modèle a été parallélisé, permettant ainsi l'utilisation simultanée de plusieurs unités de traitement CPU (en anglais, computer processing unit), ce qui a permis de réduire les temps de calcul d'un facteur 20 (Goblet et al, 2005).

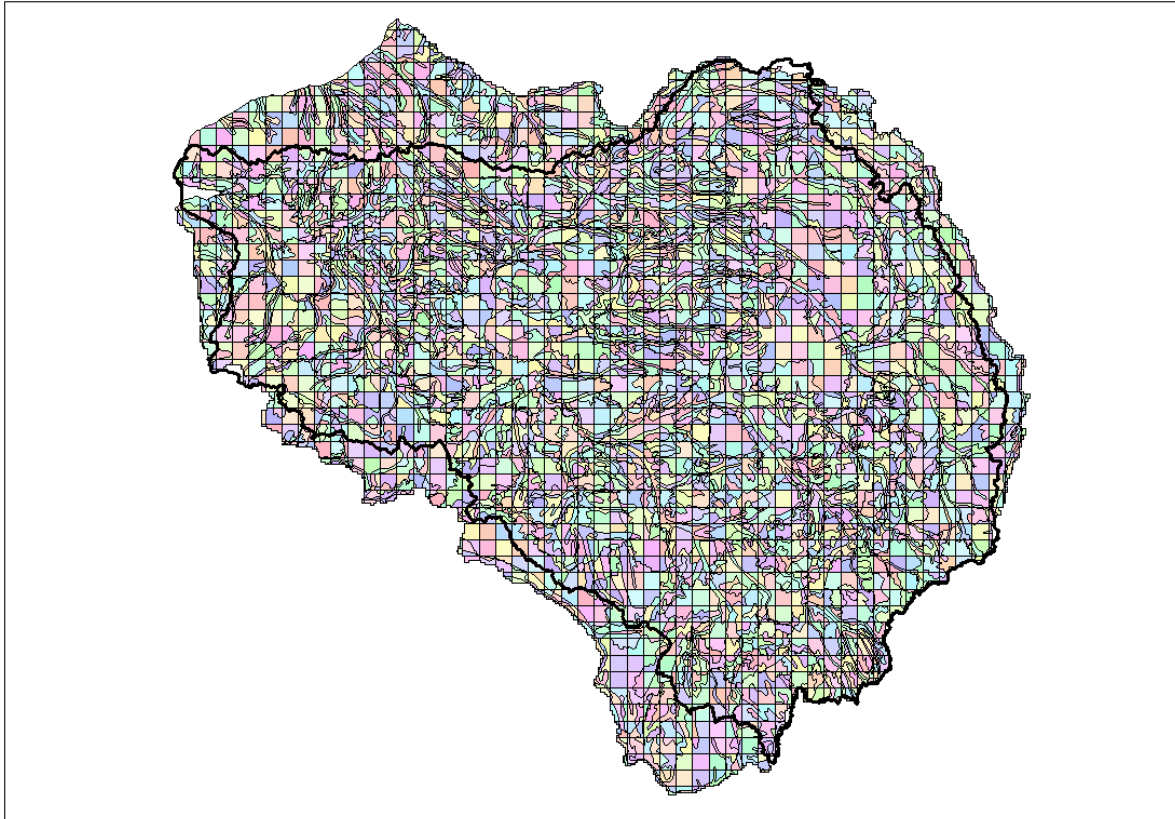


Figure 37 : Unités Générales de SiMulation (UGSM) du modèle STICS spatialisé sur le bassin de la Seine

III-3-c Mise en œuvre de la simulation d'un scénario de « Laisser-faire »

Parmi les objectifs imposés par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), l'une des priorités est de définir l'état qualitatif des eaux souterraines à l'horizon 2015 sous un scénario dit de « Laisser-faire » (« business as usual » scenario, en anglais) pérennisant les pratiques actuelles. Cet exercice de prédiction devant servir à déterminer les « masses d'eau » dites « à risque » a nécessité de renseigner de manière appropriée le modèle STICS spatialisé pour les trois types de données : pédologiques, agricoles et climatiques.

Données pédologiques

Pour chaque Unité Cartographique du Sol (UCS), la base de données géographique des sols de France fournit la distribution des Unités Typologiques du Sol (UTS) la composant sous forme d'un pourcentage d'occupation. Pour chaque UTS, les différentes variables d'entrée nécessaires au renseignement du modèle STICS sont obtenues depuis cette base pour chaque horizon du sol.

Données agricoles

Le bassin de la Seine ne peut être considéré comme un ensemble homogène en termes d'activité agricole. Toutes les études ont montré (Mignolet et al, 2002) une grande hétérogénéité des systèmes de production adoptés par les agriculteurs, se traduisant par des assolements également très variables selon les régions agricoles. Cette grande hétérogénéité résulte, à la fois, de choix économiques (proximité des marchés, industrie agro-alimentaire ou consommateurs), des orientations politiques (de la Politique Agricole Commune (PAC), notamment) et également des contraintes du milieu (Poux et al, 2004). Il se pose donc un problème de caractérisation spatiale de ces activités pour les besoins du modèle.

Dans le cadre du programme PIREN-Seine et du programme GICC (Gestion et Impact du Changement Climatique) (Ducharne et al, 2005), l'équipe de recherche de l'INRA Mirecourt (Mignolet et al, 2004) a procédé à un zonage typologique des activités agricoles sur la base d'un regroupement des Petites Régions Agricoles (PRA) de l'ensemble du bassin de la Seine (figure 38). Cette classification utilise le pourcentage de Surfaces Toujours en Herbe (STH) et les successions de cultures dominantes issues de l'enquête Ter-Uti conduite de 1992 à 1998⁴⁹. Dans certains cas, la carte pédologique et celle des OTEX (Orientations Technico Economiques) dominantes ont-elles aussi été utilisées pour confirmer certains regroupements.

⁴⁹ Ter-Uti est une enquête statistique organisée par le service central des enquêtes et études statistiques (le S.C.E.E.S.) reconduite tous les ans. Cet outil donne des informations sur l'occupation et l'utilisation des sols. Les points de sondage sont répartis à travers un réseau de 4.700 mailles qui couvre le territoire français. Chaque maille est couverte par des photographies aériennes (4) sur lesquels sont disposés 36 points d'enquête. Cet outil donne des informations sur l'occupation et l'utilisation des sols.

Le résultat final de cette opération a abouti à un découpage du bassin de la Seine en 12 zones caractéristiques dont on trouve la description détaillée en Annexe 3 (figure38).

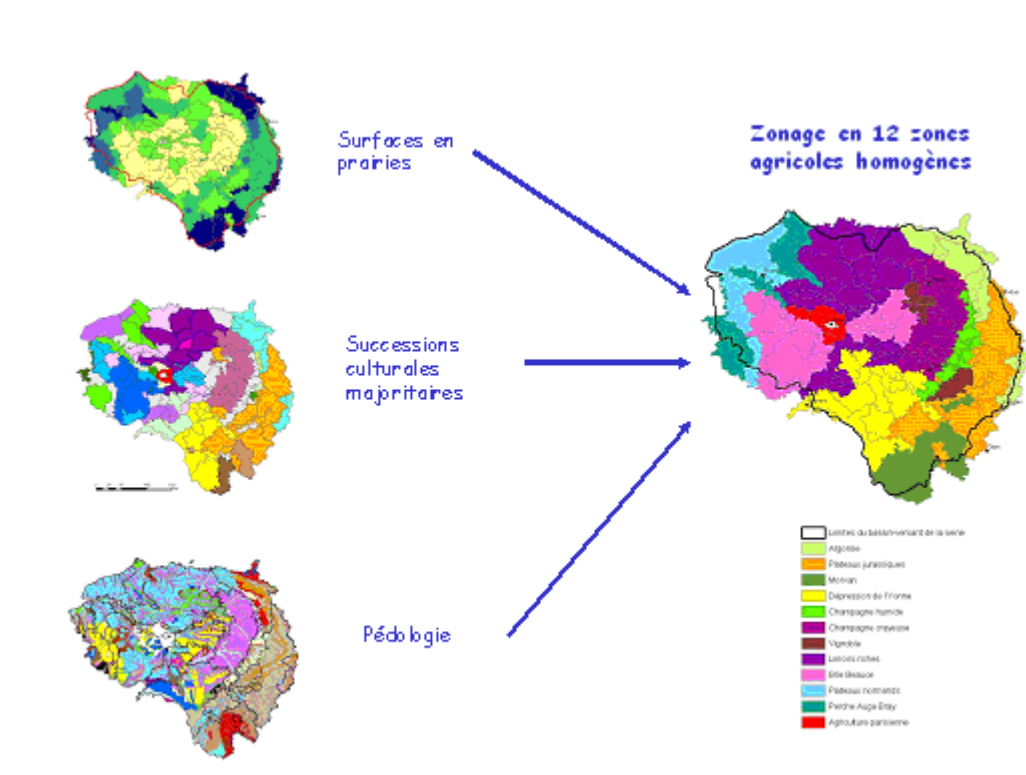


Figure 38 : Caractères mis en jeu dans la détermination des zones agricoles homogènes du bassin de la Seine (Poux et al, 2004).

Données climatiques

Compte tenu du fait que les données agricoles se réfèrent à la période 1990-2000, il aurait paru logique d'utiliser le modèle STICS en se basant sur des données météorologiques correspondant à la même période. Mais l'objectif fixé était de définir des concentrations potentielles en nitrate représentatives des pressions agricoles telles qu'elles ont pu s'établir sous les conditions climatiques « moyennes » des 50 dernières années.

Or on peut penser que la période météorologique 1990-2000 est déjà marquée par le changement climatique. A l'échelle mondiale, le Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC, 2001) a clairement montré l'existence d'un réchauffement climatique au cours du dernier siècle, associé à un probable phénomène d'accélération lors de la dernière décennie. En France, le même constat a été fait par les chercheurs du Centre National de Recherches Météorologiques (CNRM).

La figure 39 montre l'évolution de la variable de détection de changement climatique associée aux tendances moyennes estivales de température pour l'ensemble de la France et illustre un décrochement à partir des années 1990.

Pour cette raison, nous avons décidé de mener les simulations en utilisant les données météorologiques 1970-1990 (figure 40), plus représentatives des conditions « moyennes » du climat constaté dans un passé récent et mieux adapté à l'évaluation des impacts futurs d'une politique de « laisser-faire » dans les conditions climatiques les plus probables compte tenu du passé observé. On notera que cette même hypothèse a été employée comme scénario de référence lors des études sur l'impact du changement climatique sur le fonctionnement hydrologique et biogéochimique du bassin de la Seine dans le cadre du programme de Gestion et Impact du Changement Climatique du MEDD (GICC) (Ducharne et al, 2005). On remarquera néanmoins qu'à l'inverse de l'évolution de la température, aucune étude actuelle ne constate de variation significative des précipitations annuelles sur la période récente.

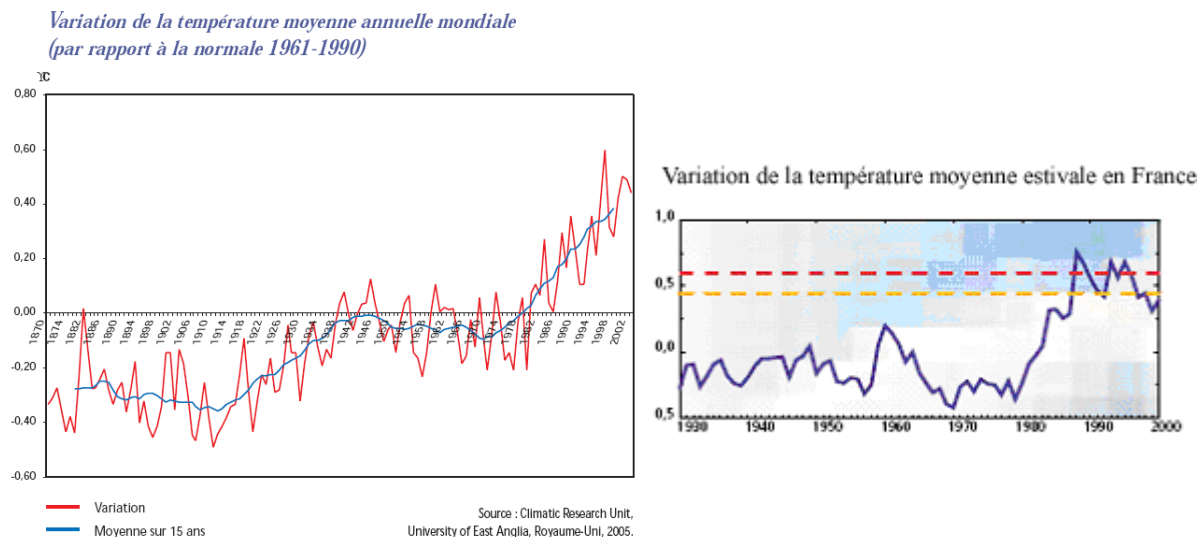


Figure 39 : Variation de la température annuelle à l'échelle mondiale (IFEN, 2005)
et de la France (MétéoFrance, 2001)

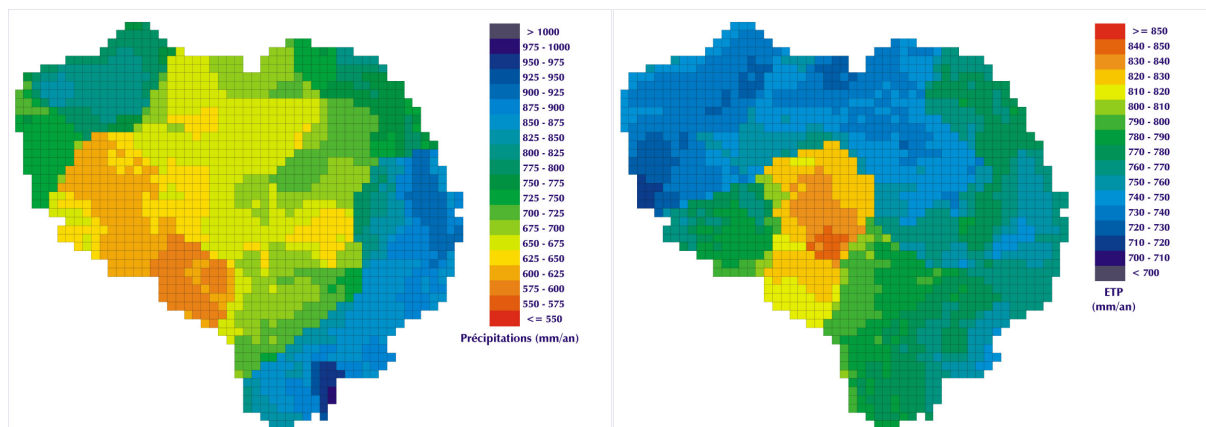


Figure 40: Précipitations et ETP moyenne annuelles sur la période 1970-1990 de référence.

III-3-d Résultats de simulation de la charge potentielle sous-racinaire en nitrates

Afin d'étudier la dynamique du transfert des nitrates à l'échelle du bassin, nous avons d'abord recherché une concentration en nitrates sous-racinaire de référence, c'est à dire représentative des pollutions actuelles du bassin. Des concentrations moyennes sous-racinaires ont donc été calculées à l'aide du modèle STICS en utilisant les données météorologiques 1970-1990 et les données agricoles 1990-2000, ce schéma de dix années de pratiques agricoles étant juxtaposé à l'identique pour couvrir la période 1970-1990.

Sur la figure 41, les résultats STICS sont représentés par UGSM à l'échelle du bassin de la Seine suivant trois paramètres : la moyenne annuelle des reliquats azotés par ha, les lames d'eau drainées (mm) et les concentrations en nitrates sous-racinaires calculées. Dans l'ensemble, on observe des reliquats azotés compris entre 0 et 80 kg d'azote par ha, valeurs conformes à celles estimées dans le cadre de l'« état des lieux » (cf., figure 24, chap. III-1-b). Cependant des valeurs nettement supérieures sont observées dans le Nord du bassin. Le renseignement des pratiques agricoles se faisant à l'échelle de grandes zones agricoles, on peut supposer que certaines successions culturales modélisées ne sont pas adaptées à ces sols et expliquent ces fortes valeurs. Mais en l'absence de mesures « in situ », nous ne pouvons pas nous prononcer plus avant sur ces résultats. Une étude approfondie de ce problème et d'éventuelles modifications dans la base de données nécessite un lourd travail qui n'a pu être effectué dans le cadre de cette thèse mais constitue une piste de recherche intéressante.

Associées aux lames d'eau calculées, les concentrations en nitrates sous-racinares se situent dans la partie centrale du bassin entre 100 et 250 mgNO₃/l avec des valeurs pouvant atteindre les 350 mgNO₃/l. Sur les parties Est et Ouest du bassin, des concentrations plus faibles témoignent d'activités agricoles moins intensives associées à des prairies, ainsi qu'à des quantités d'eau infiltrées importantes. Pour évaluer les pressions polluantes, les concentrations moyennes en nitrates ont été calculées pour chaque zone (figure 42). Le modèle STICS spatialisé représente bien l'hétérogénéité spatiale des pressions polluantes à l'échelle des grandes zones (« Limons riches », « Brie-Beauce » et « Champagne crayeuse » pour les régions les plus polluantes⁵⁰). On pourra noter que les écarts types sont les plus grands en zone de « Limons riches » et en « Brie-Beauce » en raison des fortes variations de reliquats azotés liées aux conditions pédologiques locales. Par précaution, nous soulignerons que les résultats de ces figures représentent uniquement les concentrations sous-racinares simulées pour les parcelles agricoles et aucunement les concentrations résultant de la prise en compte de l'occupation du sol qui contaminent les aquifères.

⁵⁰ Cf. Annexe 3 pour des informations plus détaillées sur les zones agricoles.

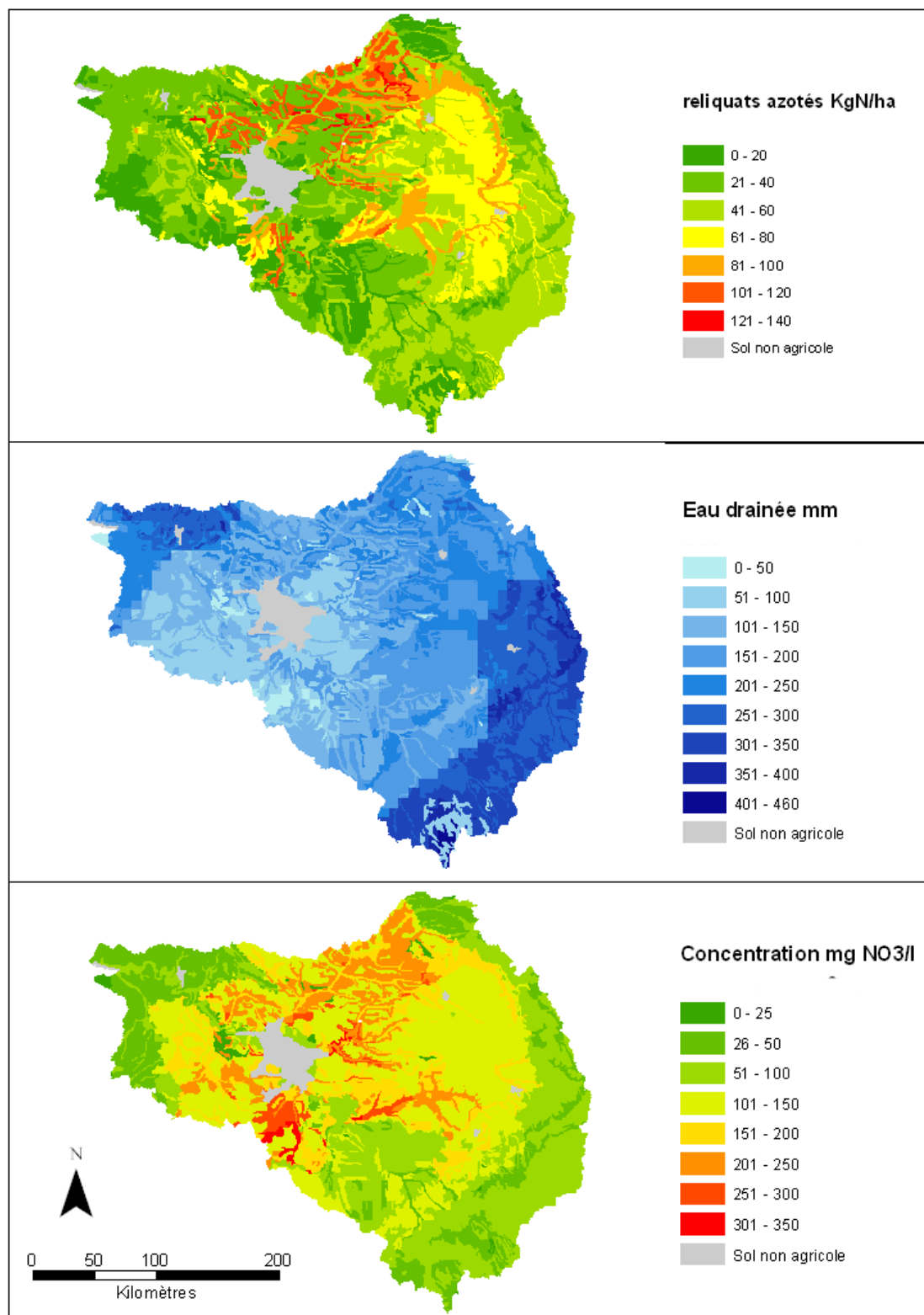


Figure 41 : Résultats STICS par UGSM des reliquats azotés, lames d'eau drainées et des concentrations en nitrates sous racinaires

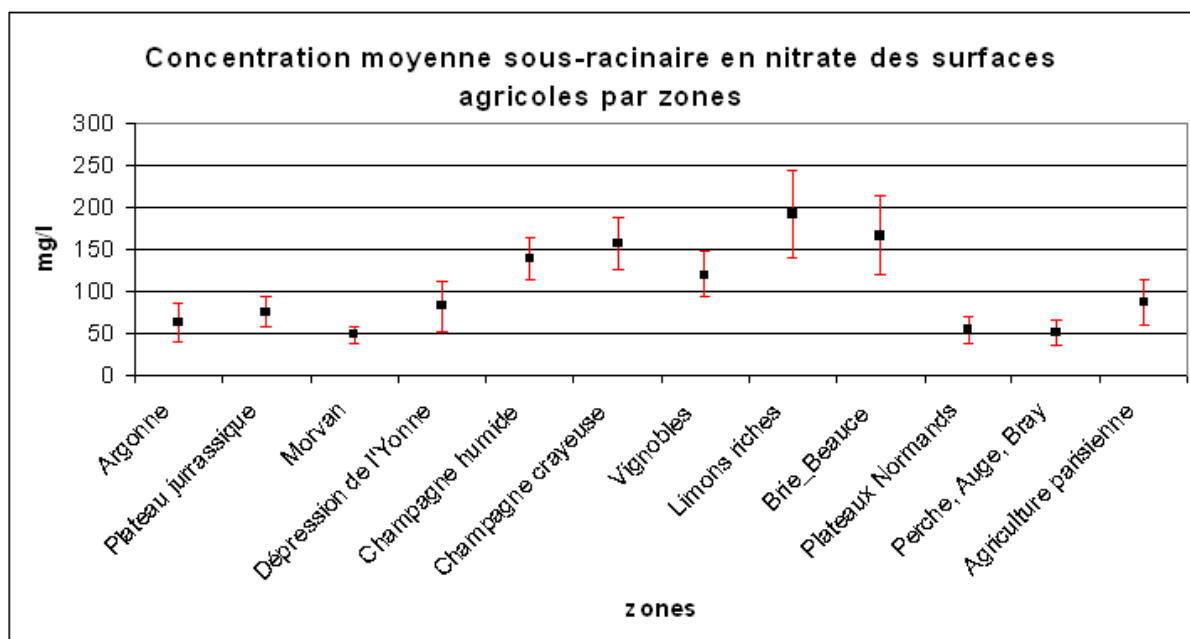


Figure 42 : Distribution des concentrations en nitrates sous-racinaires calculées pour chaque zone

III-4 Le modèle couplé MODSUR-STICS-NEWSAM

III-4-a Description générale du modèle

Le modèle couplé MODSUR-STICS-NEWSAM est constitué d'une cascade de modèles distribués sur la même grille d'appui formée d'éléments carrés. Il se décompose principalement en : MODSUR pour l'hydrologie de surface, STICS spatialisé pour les bilans d'azote au niveau du fonctionnement du système « eau-plante » et NEWSAM pour le transport dans le domaine souterrain (figure 43).

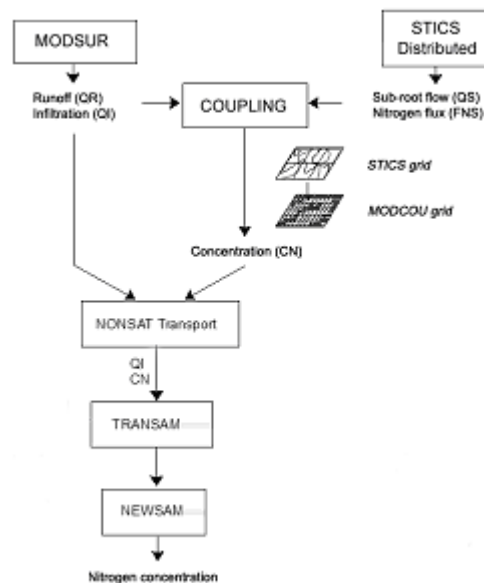


Figure 43 : Représentation schématique des couplages existant dans MODSUR-STICS-NEWSAM.

Le calcul du bilan hydrique, effectué par le module MODSUR, fournit les débits ruisselés (QR) et infiltrés (QI) sur chaque maille de la grille régulière couvrant le domaine de surface, le calcul se faisant au pas de temps des données météorologiques. STICS spatialisé calcule parallèlement des flux d'azote sous-racinaire (Fns) et des débits drainés à la base de la zone sous-racinaire (Qs) pour chaque élément du réseau des UGSM défini par la combinaison de contraintes météorologiques, pédologiques et agronomiques. Dans la figure 44, les concentrations en nitrates sous racinaires résultantes du couplage des deux modèles sont représentées. Lors de ce couplage, une répartition des quantités d'azotes calculées par UGSM est effectuée au prorata de la proportion de surface agricole de chaque maille. On notera de fait que, sur la bordure Est et Sud Est du bassin ainsi que sur certains secteurs de la Beauce (Ouest) et des limons riches (Sud), les concentrations sous racinaires sont sous le seuil des 50 mgNO₃/l. Les concentrations restent très fortes sur la partie Nord-est du bassin et au cœur de la Beauce avec des concentrations supérieures à 100 mgNO₃/l pouvant dépasser les 300 mgNO₃/l par endroits. On remarquera aussi la spécificité de la région Champagne crayeuse qui présente une nette homogénéité des concentrations en nitrates comprises entre 100 et 150 mgNO₃/l.

Après réconciliation spatiale des résultats des deux modèles prenant appui sur la grille régulière utilisée dans MODSUR, l'eau d'infiltration (QI) est chargée d'une concentration en nitrates (CN) (figure 43 précédente) et acheminée vers les nappes souterraines, à travers la zone non saturée, grâce au module NONSAT Transport. Les flux de nitrates sont ensuite répartis sur les mailles des différentes grilles utilisées dans NEWSAM pour couvrir la partie à l'affleurement de chacun des aquifères souterrains. On remarquera que lorsqu'une maille de surface n'est pas connectée à une maille souterraine représentée par le modèle NEWSAM, les nitrates sont transportés par un modèle à réservoir TRANSAM. Ce cas se rencontre sur la bordure Est du bassin de la Seine.

Enfin, le modèle de transport en milieu souterrain NEWSAM simule l'évolution des concentrations nitriques dans les aquifères. On notera que NEWSAM permet également de quantifier les flux de nitrates échangés entre les aquifères et les rivières. Les cours des principales rivières sont représentés par un certain nombre de mailles de la grille de surface, appelées mailles « rivière ».

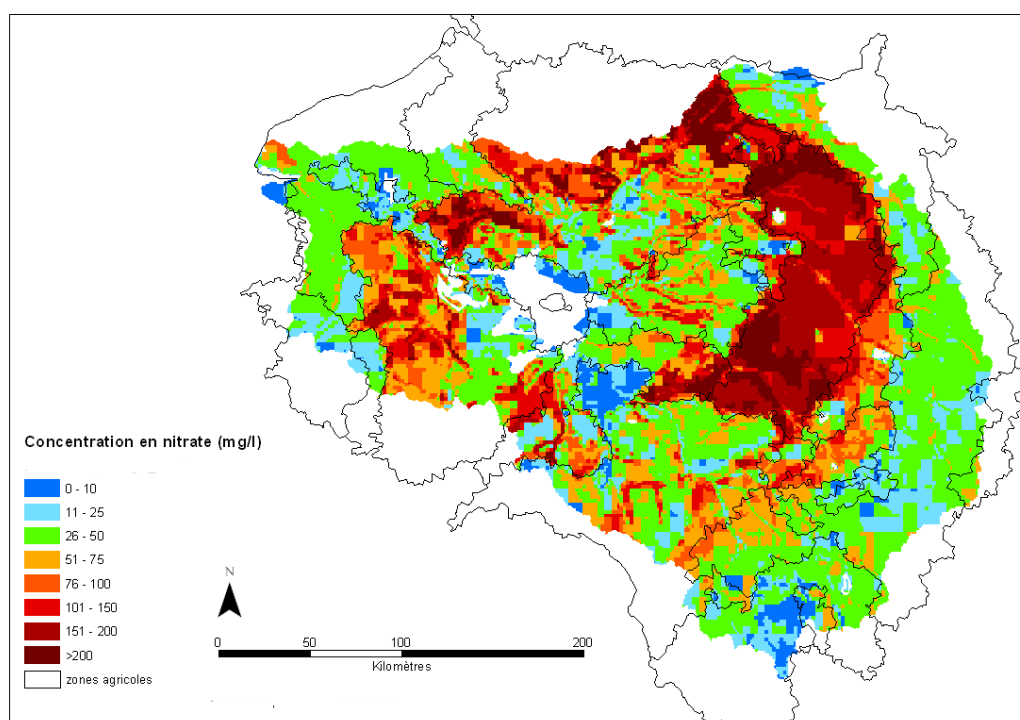


Figure 44 : Concentrations en nitrates sous-racinaires potentielles de référence ramenées à la grille de calcul MODSUR pour l'ensemble du bassin de la Seine

III-4-b Caractérisation statistique de la contamination nitrique souterraine observée

La base de donnée ONQES

Caler un modèle régional à l'échelle d'un grand bassin versant nécessite un grand nombre d'observations représentatives des caractéristiques spatiales et temporelles de la contamination nitrique. Pour répondre à ce problème, nous avons utilisé la base de données ONQES (Observatoire National de la Qualité des Eaux Souterraines). La création de cette base a été décidée par le Ministère de l'Environnement en 1984 et sa maîtrise d'œuvre a été confiée 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 entiers qui traite essentiellement des données de la qualité des eaux souterraines brutes. Cette base de données présente deux intérêts : elle comporte un très grand nombre de points de mesures (environ 6 500 points de mesure) bien répartis sur l'ensemble du bassin (figure 45) et s'étend sur une période d'observation comprise entre 1972 et 1995. Cette base présente néanmoins des interruptions de mesures au niveau de chaque forage et une relative pauvreté d'information après 1990 (figure 46). Une première étude phénoménologique portant sur l'évolution des nitrates sur l'ensemble du bassin a donc été conduite sur la période 1975-1988 pour un ensemble relativement homogène de 4 442 points de captage.

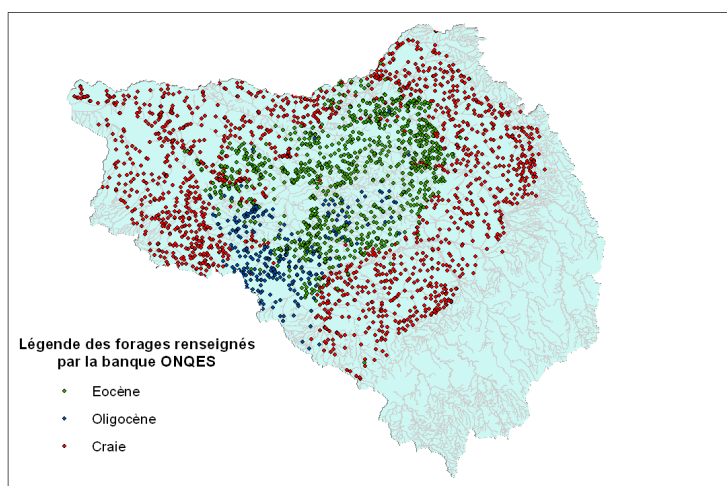


Figure 45 : Couverture géographique de l'ensemble des 6 500 forages disponibles dans la base ONQES sur le bassin de la Seine

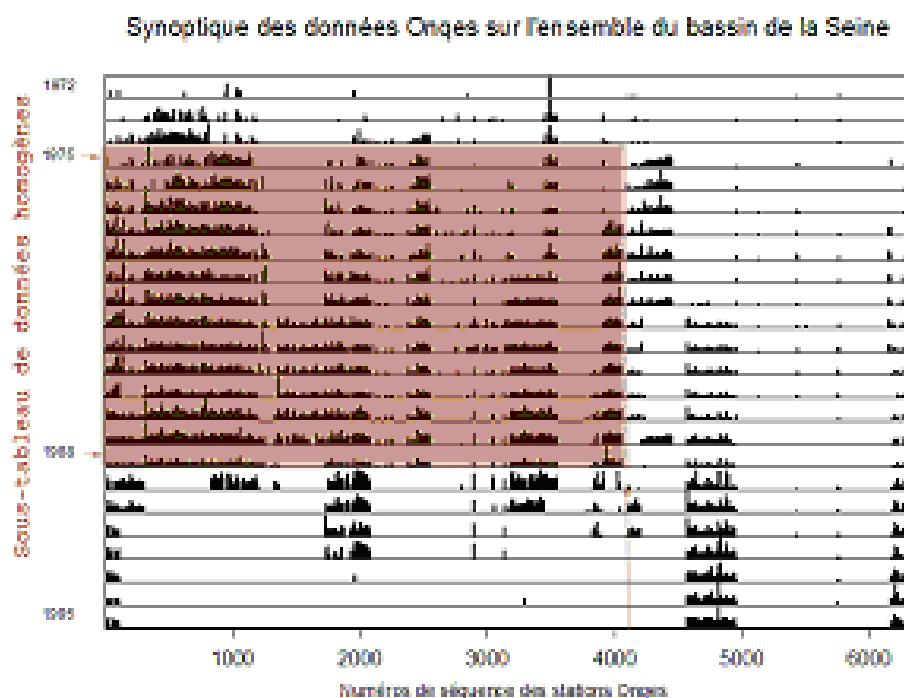


Figure 46 : Tableau synoptique faisant un bilan des périodes de mesures disponibles pour l'ensemble des 6 500 forages disponibles dans la base ONQES sur une période s'étalant de 1972 à 1995

Caractérisation de la contamination nitrique du bassin de la Seine à l'aide des données ONQES

Un tel nombre d'observations permet une caractérisation statistique de la pollution des ressources en eau souterraine du bassin. Dans un premier temps, on a étudié l'évolution des histogrammes de concentrations en nitrates, mesurées en mgNO_3/l , sur une période de 5 ans allant de 1980 à 1984, tous aquifères confondus (figure 47). On remarque que ceux-ci présentent une forme stable au cours du temps comportant un pic initial caractérisant les forages peu contaminés (id., concentration allant de $0.1 \text{ mgNO}_3/\text{l}$ à $5 \text{ mgNO}_3/\text{l}$) suivi d'une distribution unimodale de caractère lognormal présentant un étalement important.

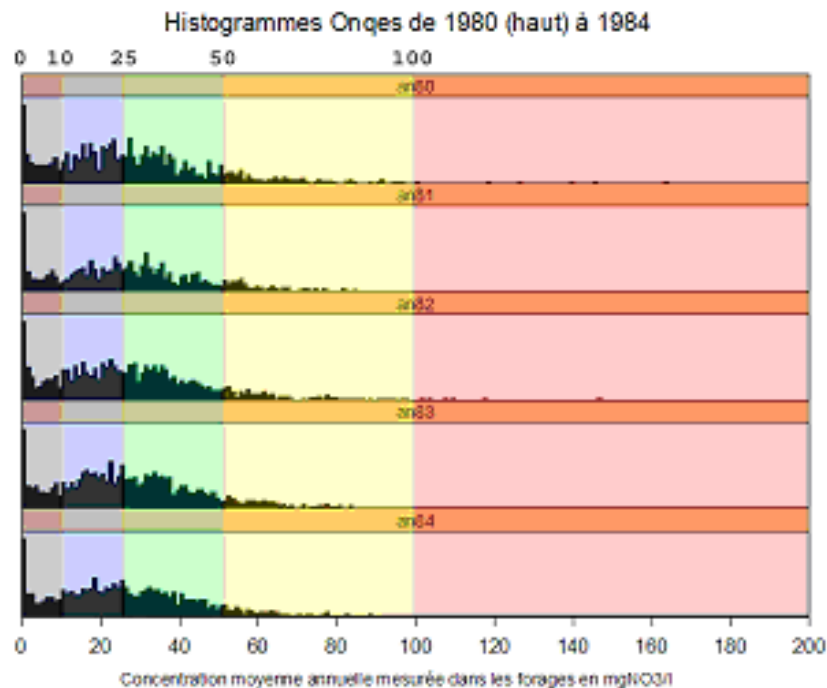


Figure 47 : Evolution annuelle des histogrammes de concentrations en nitrates pour la population des forages recensés dans la base ONQES

La recherche d'indices globaux pouvant caractériser l'état de dispersion d'un traceur au travers de la loi de distribution statistique de sa concentration dans l'espace considérée comme invariant physique a fait l'objet de nombreux travaux dans le domaine de la dispersion des contaminants ou traceurs contenus dans les panaches se libérant dans l'atmosphère (Munro, 2001). Si l'on fait l'hypothèse souvent utilisée selon laquelle la concentration se répartit dans l'espace sous la forme d'une gaussienne dont l'étalement augmente avec l'état de dispersion, les formes d'histogrammes des concentrations varient selon le schéma présenté en figure 48. Des résultats similaires peuvent être observés dans le domaine de l'eau à l'échelle des aquifères en faisant intervenir le concept de macro-dispersion des polluants (en anglais, macrodispersivity) (McLaughlin et al, 2001)

On peut noter la remarquable similarité de forme entre celle du cas (B) caractérisant un état de dispersion moyenne et celle de l'histogramme des valeurs de nitrates mesurées dans les captages de la base de données ONQES (figure 47, précédente). Fort de cette analogie, on a admis par la suite de caractériser l'état annuel global de dispersion des nitrates dans chaque aquifère par la distribution statistique (ou histogramme) des concentrations observée sur ce domaine.

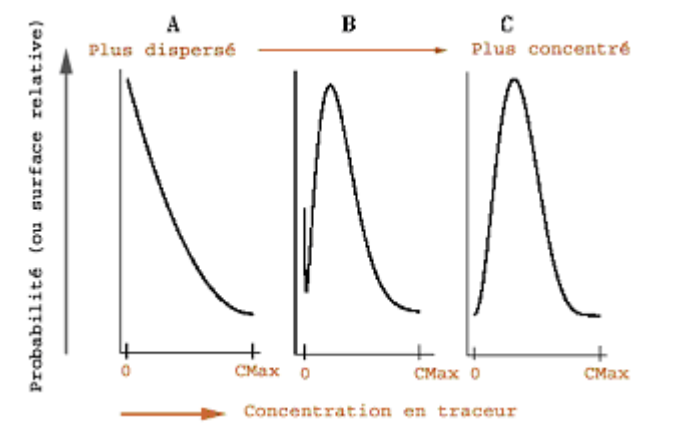


Figure 48 : Schéma théorique montrant l'évolution de la densité de probabilité des concentrations d'un traceur dans un domaine où la dispersion est gaussienne.

Comme on peut le constater, les distributions statistiques observées pour les valeurs des concentrations en nitrate des aquifères du Bassin Parisien ne présentent pas de forme gaussienne du fait qu'elles ne sont pas symétriques et qu'elles présentent une grande dispersion vers les valeurs élevées. Recherchant un indice statistique global permettant de caractériser statistiquement la population des valeurs de concentrations en nitrates dans chaque aquifère à une année d'observation particulière, nous avons donc été conduit à choisir la médiane de leur distribution comme indice. La médiane est en effet connue comme un indice plus « robuste » que la moyenne qui est un indice connu pour être peu fiable pour caractériser des distributions asymétriques et pour être très sensible aux valeurs élevées présentes en « queue » d'histogramme.

L'évolution de la médiane et celle des deux premiers quartiles de la distribution statistique annuelle des concentrations en nitrates montre (figure 49) une augmentation régulière remarquablement continue et quasi-linéaire des trois indices. L'augmentation constatée pour la médiane est d'environ 0,64 mgNO₃/l/an, valeur obtenue par ajustement aux moindres carrés d'une droite de régression calculée en fonction du temps. On remarque que l'intervalle interquartile Q1-Q3 (équivalent de l'écart type de la distribution dans le cas gaussien) est stable quelle que soit l'année d'observation et se maintient à une valeur d'environ 10 mgNO₃/l.

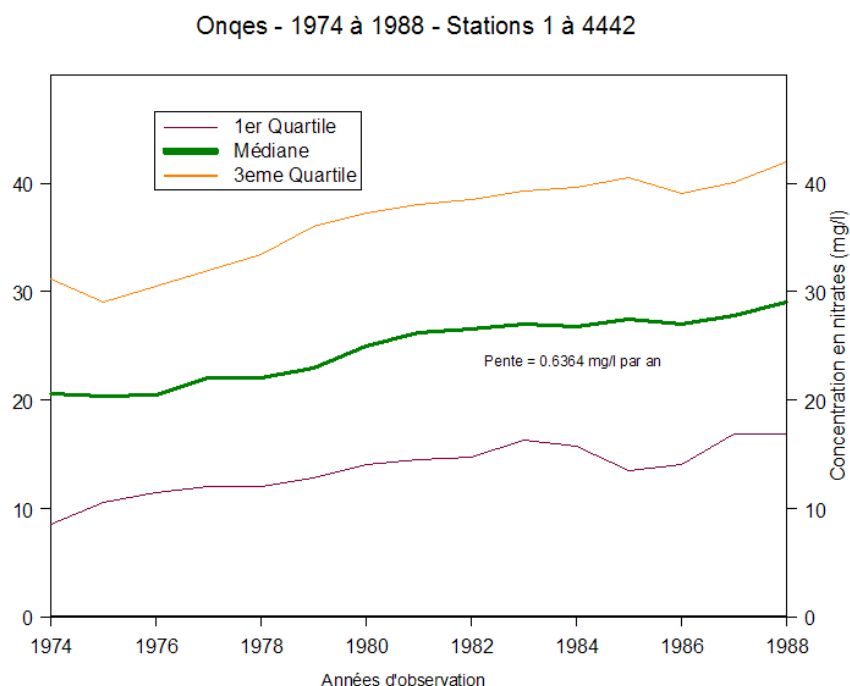


Figure 49 : Evolution constatée des concentrations en nitrates dans les captages sur l'ensemble du bassin de la Seine, tous aquifères confondus (données ONQES)

Lissage structurel des données ONQES

Les données ONQES présentent deux inconvénients à même de limiter l'efficacité d'un calage statistique basé sur la médiane: l'absence marquante de donnée après 1990 et des interruptions d'observation pour chaque captage sur des périodes variables. Pour tenter de corriger ces problèmes, nous avons d'abord recherché de nouvelles données nous permettant de compléter les observations. La base de données SISE-Eaux (DRASS) nous a en particulier permis de couvrir la période 1996 - 2003. Afin de ne pas modifier la population des captages servant au calcul des indices statistiques, seuls les captages dont le code BSS⁵¹ était commun aux deux bases ont été retenus.

⁵¹ Le code national de la Banque du Sous-Sol (BSS) est attribué par le Bureau de Recherche Géologique et Minière (BRGM) aux ouvrages souterrains dont les captages d'eau potables. La nomenclature est de type 08035X0398 et est établi selon le principe de positionnement du point sur une carte géologique au 1/ 50 000.

Pour réduire l'effet des variations annuelles erratiques des valeurs de la médiane des concentrations en nitrates mesurées, nous avons ensuite procédé à une régression linéaire de la série annuelle des concentrations observées pour chacun des 3 297 points de captage pris en compte (300 pour l'Oligocène, 1 118 pour l'Eocène et 1 879 pour la Craie) nous inspirant d'une technique déjà utilisée par ailleurs dans les études de risques de non atteinte des objectifs de la DCE (Garnier et al, 2004). De par ce lissage structural, l'évolution annuelle des médianes calculées par aquifère s'est révélée plus régulière et plus apte à une comparaison directe avec celle provenant des données simulées (figure 50).

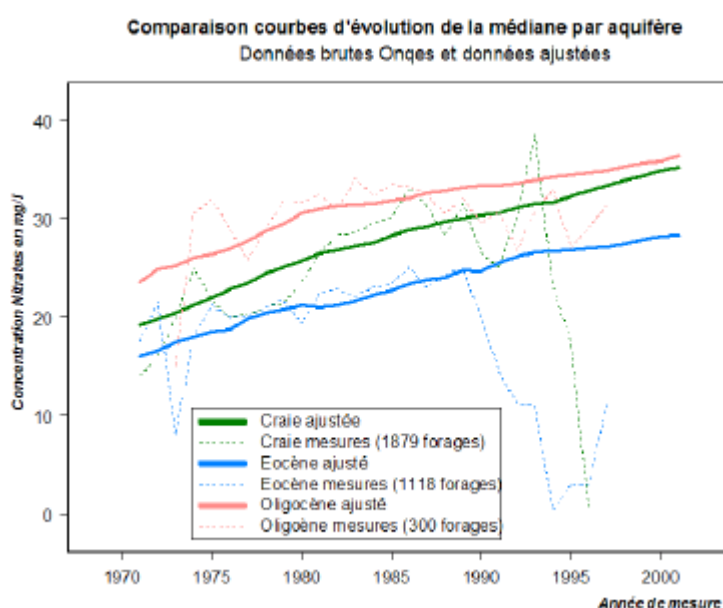


Figure 50 : Courbes d'évolution de la médiane par aquifère calculée sur les données observées brutes et sur les données lissées.

III-4-c Ajustement et validation du modèle couplé

A l'initialisation du couplage MODSUR-STICS-NEWSAM, les concentrations en nitrates dans le domaine non saturé et les aquifères sont nulles. L'utilisation en donnée d'entrée dans NEWSAM d'une pollution potentielle de référence fournie par le couplage MODSUR-STICS pour une période limitée dans le temps (ici la situation agraire 1990-2000 répétée sur les 20 ans de données météorologiques 1970-1990) ne permet pas de reproduire fidèlement le passé agricole et en particulier la période de montée de l'utilisation des engrais azotés depuis 1950.

On doit se contenter ici d'ajuster les paramètres du modèle de façon à valider sa capacité à reproduire les données observées pour la période 1970-2000 sans préjuger de sa représentativité pour les périodes antérieures. Une fois démontrée la capacité du modèle MODSUR-STICS-NEWSAM à reproduire, après calage, le comportement des nitrates sur la période 1970-2000, on conviendra de l'utiliser pour prédire ce comportement dans les périodes ultérieures (ex : typiquement 2000-2015).

Conformité des résultats du modèle au schéma statistique

Bien que dans le module NEWSAM, la dispersion locale soit négligée par rapport aux termes convectifs de transport, il n'en reste pas moins qu'à l'échelle macroscopique, celle de l'aquifère, des propriétés de type « macro-dispersif » peuvent être observées dans l'établissement progressif des concentrations en nitrates en fonction du temps. On remarque ainsi la similitude de forme des histogrammes des concentrations produites par le modèle MODSUR-STICS-NEWSAM au cours des simulations (figure 51) avec celle du schéma théorique de dispersion déjà cité (figure 48 précédente).

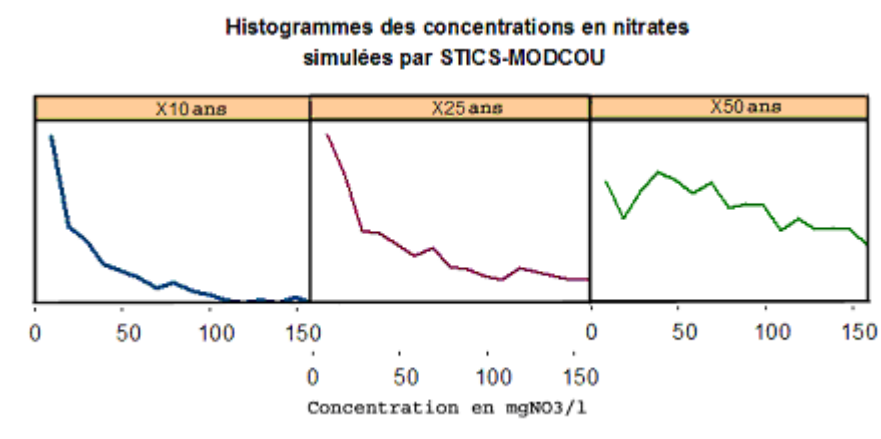


Figure 51 : Histogramme des concentrations en nitrates simulées

On a donc convenu comme dans le cas des données mesurées, de caractériser l'état de la concentration des nitrates dans un aquifère donné, à une période donnée, par la médiane de sa distribution statistique (idem, histogramme). L'évolution annuelle de cette médiane sert de base à l'évaluation des capacités du modèle à reproduire les données observées et à l'ajustement de ses paramètres si nécessaire.

Calage statistique des concentrations en nitrates calculées sur les données observées après lissage structural

La chronologie de la médiane calculée sur les données ONQES ajustées (figure 50 précédente) sur une période de 30 ans (1970-2000) et pour chacun des aquifères a été comparée à la chronologie de la médiane des concentrations fournies par MODSUR-STICS-NEWSAM pour le même aquifère.

Il est apparu que deux paramètres pouvaient être choisis de manière à permettre le meilleur ajustement possible entre ces deux chronologie : l'année correspondant à la date t_0 de démarrage du modèle et le taux d'accroissement moyen (ou pente) en nitrates sur la période 1970-2000. Après expérimentation, on a choisi de régler ce taux d'accroissement en modulant les concentrations sous-racinaires avant transfert dans NONSAT Transport à l'aide d'un coefficient multiplicateur ou diviseur différent pour chaque aquifère plutôt que de moduler les porosités utilisées dans NEWSAM pour chaque aquifère. En effet, les valeurs des porosités qui auraient pu être choisies pour ajuster le taux d'accroissement se situaient hors de tout réalisme physique.

Le résultat final du calage (figure 52) est d'une excellente qualité, la variance des écarts entre médiane observée et médiane calculée sur les résultats MODSUR-STICS-NEWSAM ne dépassant pas 1 mgNO₃/l. La valeur intrinsèque de ce résultat doit être nuancée en constatant que la méthode de calage employée, permet à MODSUR-STICS-NEWSAM d'être un excellent estimateur de l'évolution de la médiane des concentrations en nitrates par aquifère, ceci se fait sans précision sur la fiabilité du modèle à l'échelle locale de chaque forage.

Les facteurs correctifs de calage du modèle couplé appliqués à ce niveau aux concentrations sous-racinaires avant transfert dans NONSAT Transport sont :

- pour l'Oligocène : une division de 1.7
- pour l'Eocène : une division par 2.0
- pour la Craie : une multiplication par 1.3.

Le calage temporel de l'année de référence 1970 donne le temps nécessaire au modèle pour s'établir au niveau des concentrations observées pour cette année de référence. Il est respectivement de 51 ans pour l'Oligocène, 43 ans pour l'Eocène et de 39 ans pour la Craie. Ces durées n'ont pas de signification physique intrinsèque hormis le fait que leur ordre de grandeur semble compatible avec les temps d'établissement communément admis pour la mise en pratique massive des techniques modernes d'assolement. On note cependant une légère désynchronisation du fonctionnement des 3 aquifères simulés par MODSUR-STICS-NEWSAM.

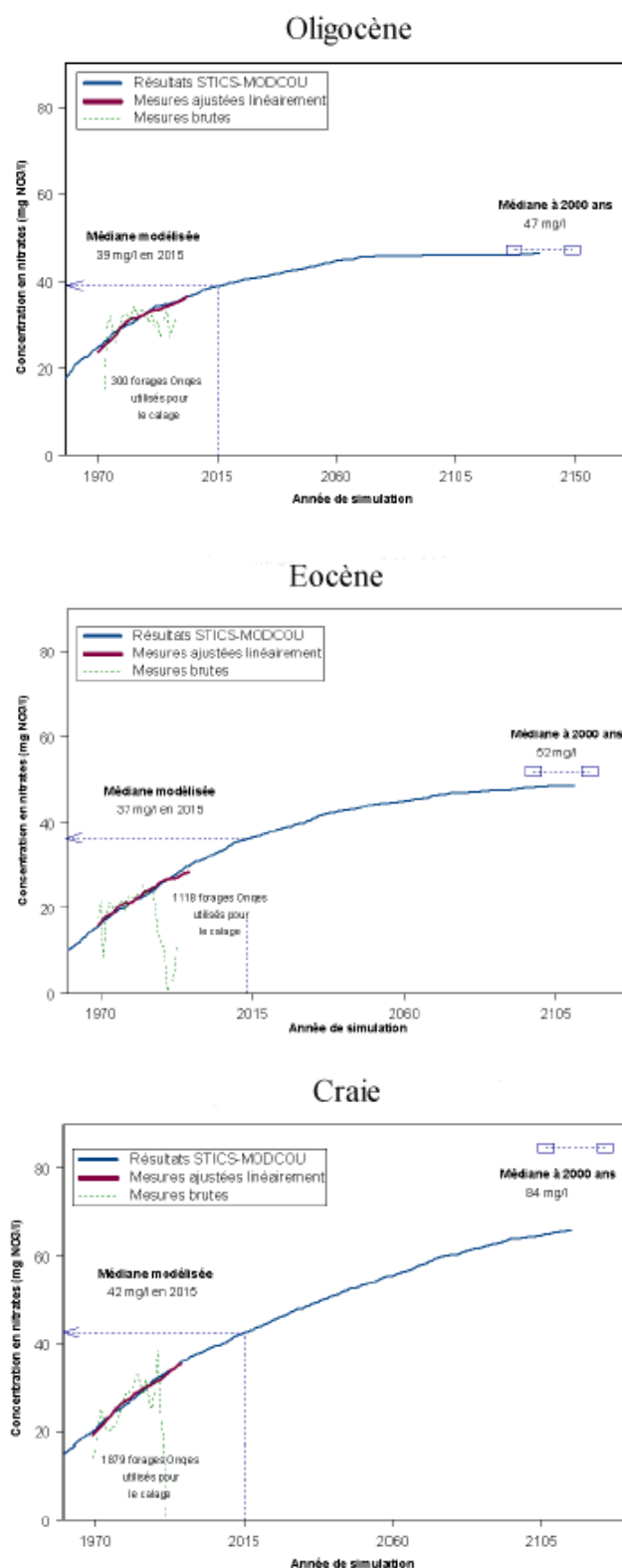


Figure 52 : Comparaison entre les résultats fournis par MODSUR-STICS-NEWSAM et les valeurs observées in situ pour la médiane des concentrations en nitrates pour l'Oligocène, l'Eocène et la Craie

Conclusion du chapitre III

Avec une activité agricole d'importance, la lutte contre les pollutions diffuses azotées constitue un enjeu majeur quant à la reconquête de la qualité des eaux du bassin de la Seine. Les trois grands principaux aquifères du bassin, à savoir ceux de la Craie, de l'Eocène et de l'Oligocène, largement exploités pour leur qualité de réserve en eau potable sont continuellement et suffisamment dégradés vis-à-vis du paramètre nitrate pour détériorer la qualité de l'eau potable distribuée et entraîner des modifications conséquentes des réseaux de distribution en eau potable.

Notre premier travail de recherche a consisté à simuler avec le modèle couplé MODSUR-STICS-NEWSAM la contamination actuelle des pollutions azotées d'origine agricole des aquifères de la Craie, de l'Eocène et de l'Oligocène. Le modèle STICS spatialisé a été renseigné à partir d'une base de données recensant les pratiques agricoles observées à l'échelle de douze grandes zones sur la période 1990-2000. Associées aux données météorologiques de la période 1970-1990 pour se détacher des changements climatiques observables sur la dernière décennie (1990-2000), le modèle permet d'évaluer la concentration en nitrates de référence pour chaque maille du modèle de surface.

Ne disposant pas d'une approche historique de l'évolution des pratiques agricoles et de leur impact sur la ressource en eau, il nous a été nécessaire de caler les résultats de notre simulation sur l'état actuel observé de cette contamination. Pour caractériser cet état, les bases de données ONQES et SISE-Eaux ont été utilisées. Elles renseignent sur la concentration en nitrates mesurée pour plus de 3000 captages sur la période 1970-2000, tout aquifère confondu. Nous avons démontré de l'intérêt et de la pertinence de l'utilisation de la médiane de la distribution statistique des données observées ou simulées comme indice pour caractériser l'état des aquifères. Sur la base de cet indice nous constatons une augmentation de l'ordre de 0.64 mgNO₃/l/an des concentrations en nitrates quelque soit l'aquifère sur les trente dernières années. Nous nous sommes servis de cet indice pour caler le modèle et en évaluer les capacités à reproduire les données observées. On a ainsi pu conclure que ce modèle constitue un excellent estimateur de l'évolution de la médiane des concentrations en nitrates par aquifère, en d'autres termes qu'il nous permet de caractériser l'évolution de la contamination à une échelle régionale.

IV – EXPLOITATION PROSPECTIVE DES RESULTATS DE SIMULATION

IV-1 Résultat des simulations pour les aquifères à différents horizons temporels

Le modèle MODSUR-STICS-NEWSAM permet de rendre compte du régime transitoire du transfert des nitrates dans la zone non saturée et dans les aquifères. Les simulations dans le domaine du souterrain ont été menées au pas de temps annuel sur une période de 200 ans en partant d'une situation initiale t_0 pour laquelle la concentration en nitrates dans les aquifères est nulle. Les résultats après 10 ans, 50, 100 et 200 ans de fonctionnement du modèle sont présentés sur la figure 53 en se restreignant aux parties à l'affleurement des trois aquifères : Oligocène, Eocène et Craie.

On constate que le temps d'établissement d'un régime stable est relativement long pour certains secteurs géographiques notamment à l'Ouest du bassin, où après 50 ans de temps de simulation les valeurs maximales ne sont toujours pas atteintes dans les aquifères libres. Pour rendre compte des valeurs qui pourraient être atteintes dans le cas d'un régime « quasi-permanent » stabilisé, l'exploitation du modèle a été prolongée sur une durée de 2000 ans (figure 54).

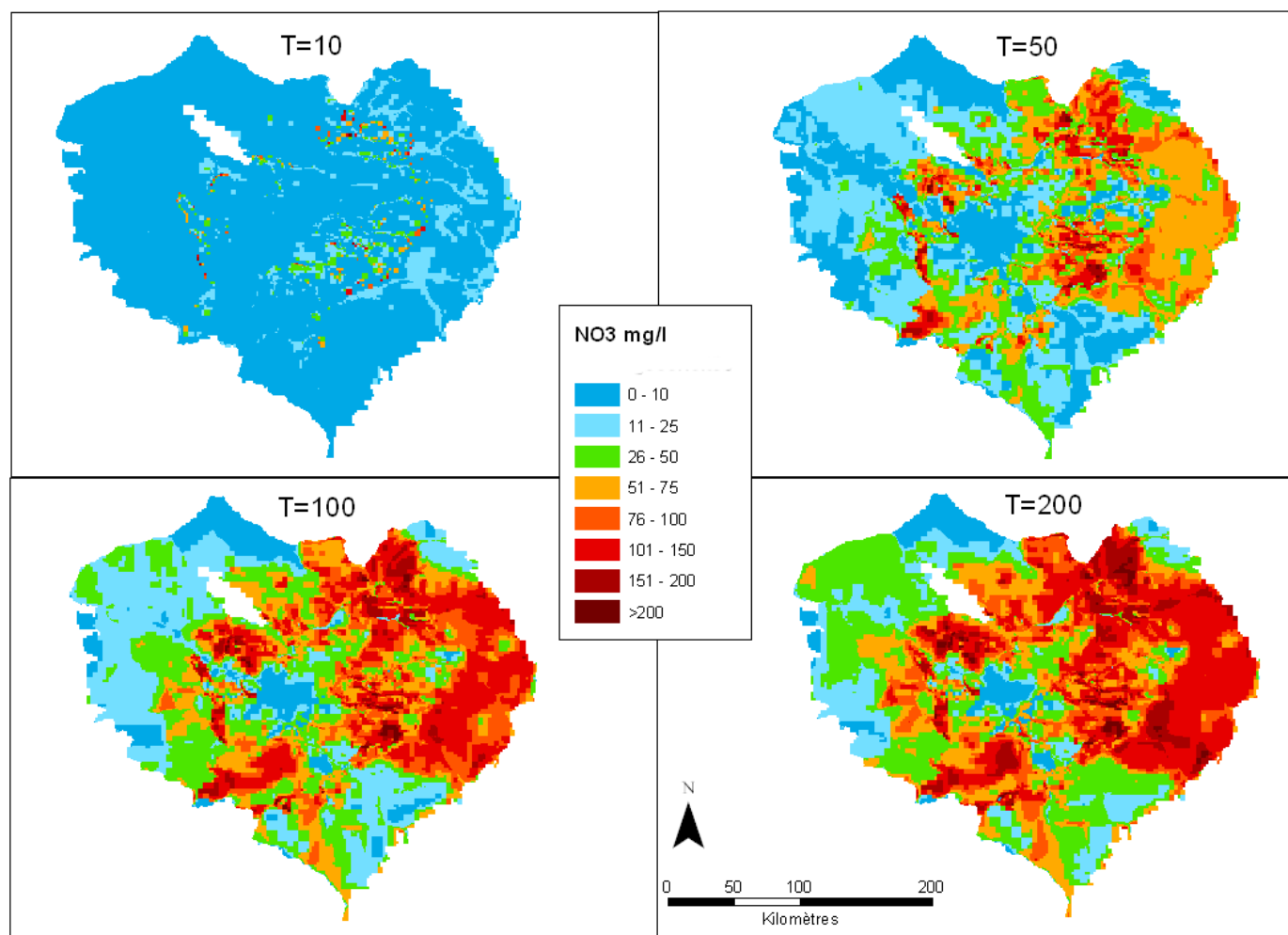


Figure 53 : Concentration dans les parties libres des aquifères (Oligocène, Eocène, Craie) à différents temps de simulation

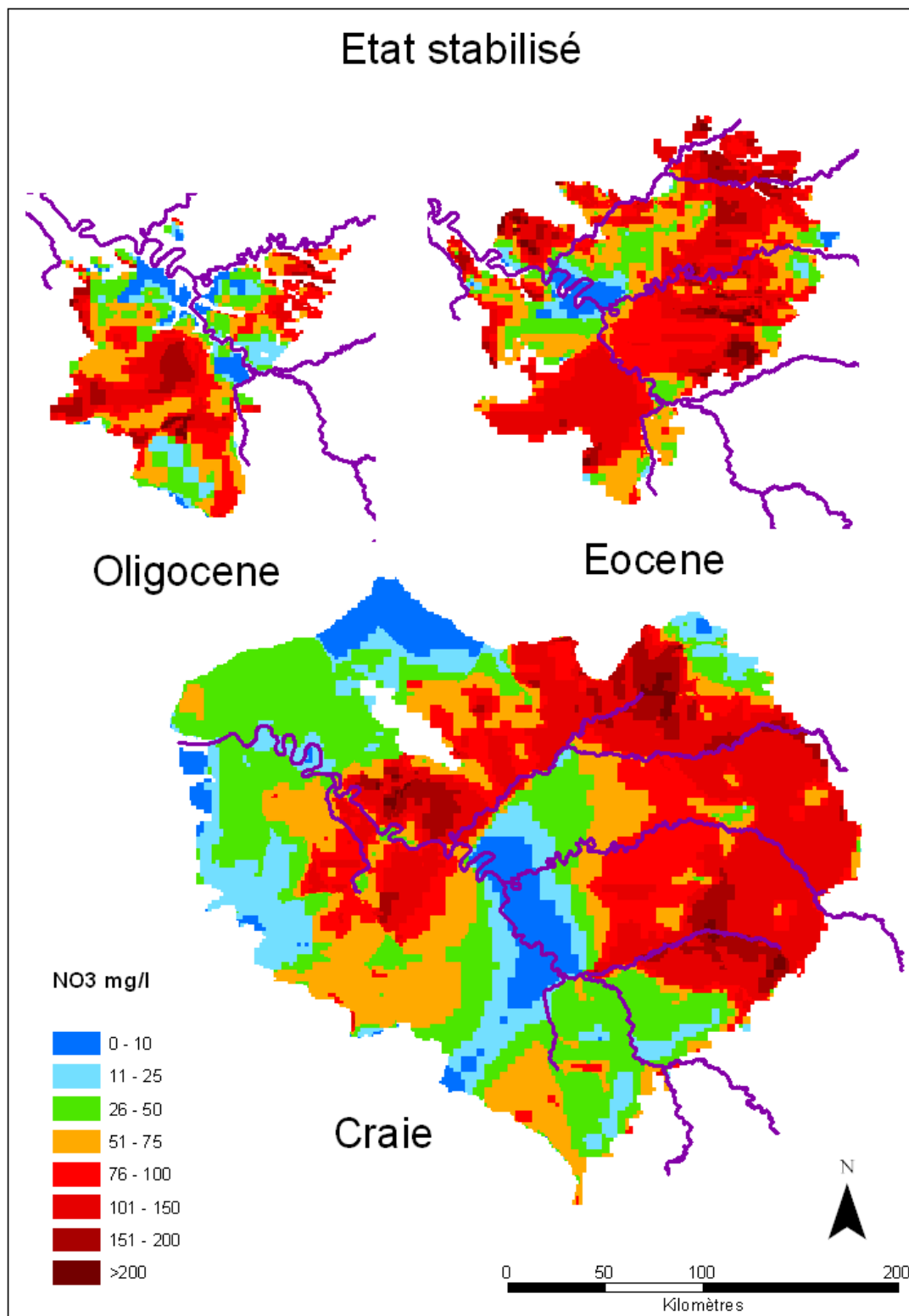


Figure 54 : Concentrations en nitrates à l'état stabilisé (2000 ans de simulation) dans les aquifères libres de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie

IV-2 Construire un prédicteur des niveaux de nitrates en tout point

IV-2-a 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 chaque forage. 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.

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 (figure 55) 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 mgNO₃/l. Le même constat a pu être fait pour chacun des aquifères.

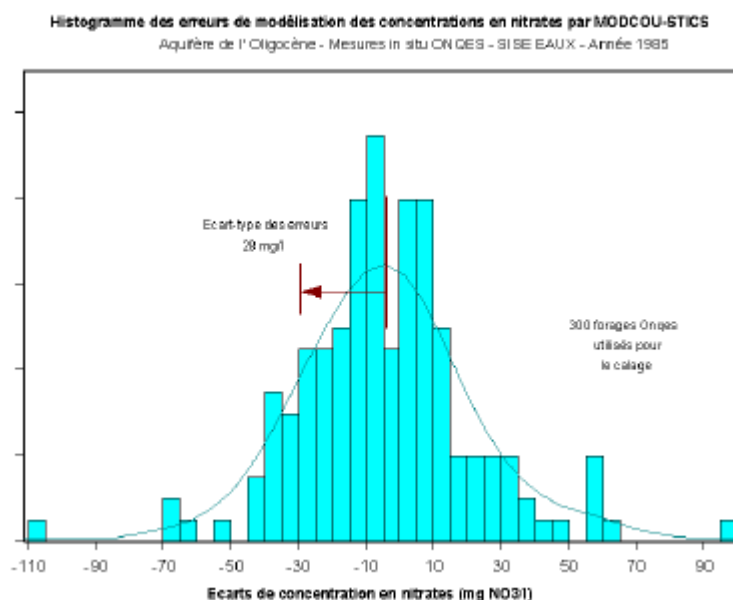


Figure 55 : Histogramme des erreurs de modélisation pour les forages de l'Oligocène

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 56 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 mgNO₃/l pour l'Oligocène et la Craie et de 22 mgNO₃/l pour l'Eocène.

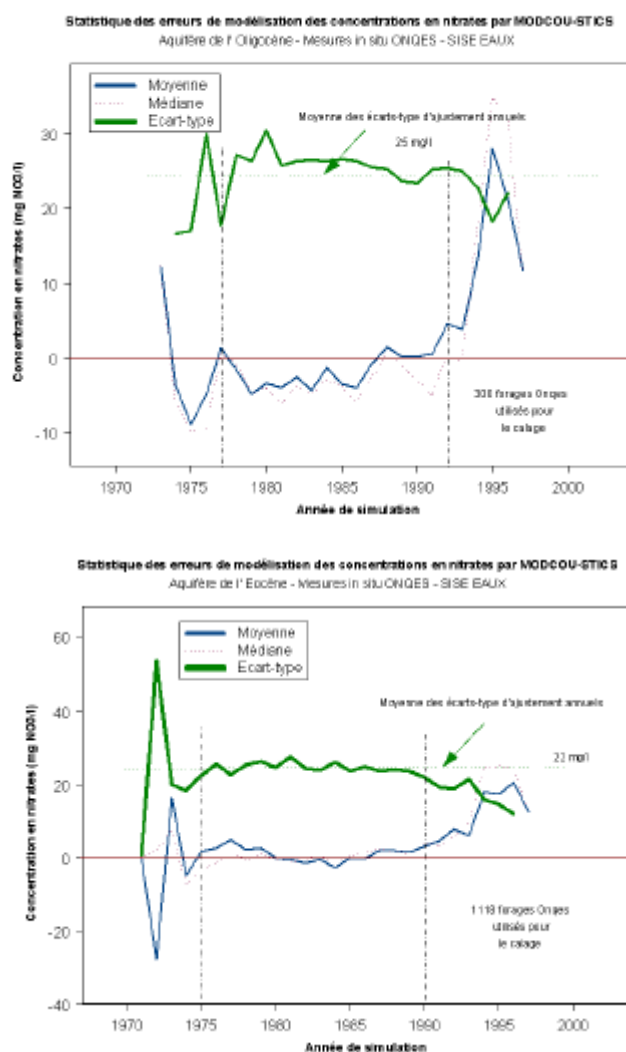


Figure 56 : Evaluation annuelle de la moyenne et de l'écart-type de la distribution des écarts existant entre valeurs mesurées et valeurs simulées par MODSUR-STICS-NEWSAM au droit des forages des aquifères de l'Oligocène et de l'Eocène

La figure 57 présente la répartition 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 mgNO₃/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 50 mgNO₃/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.

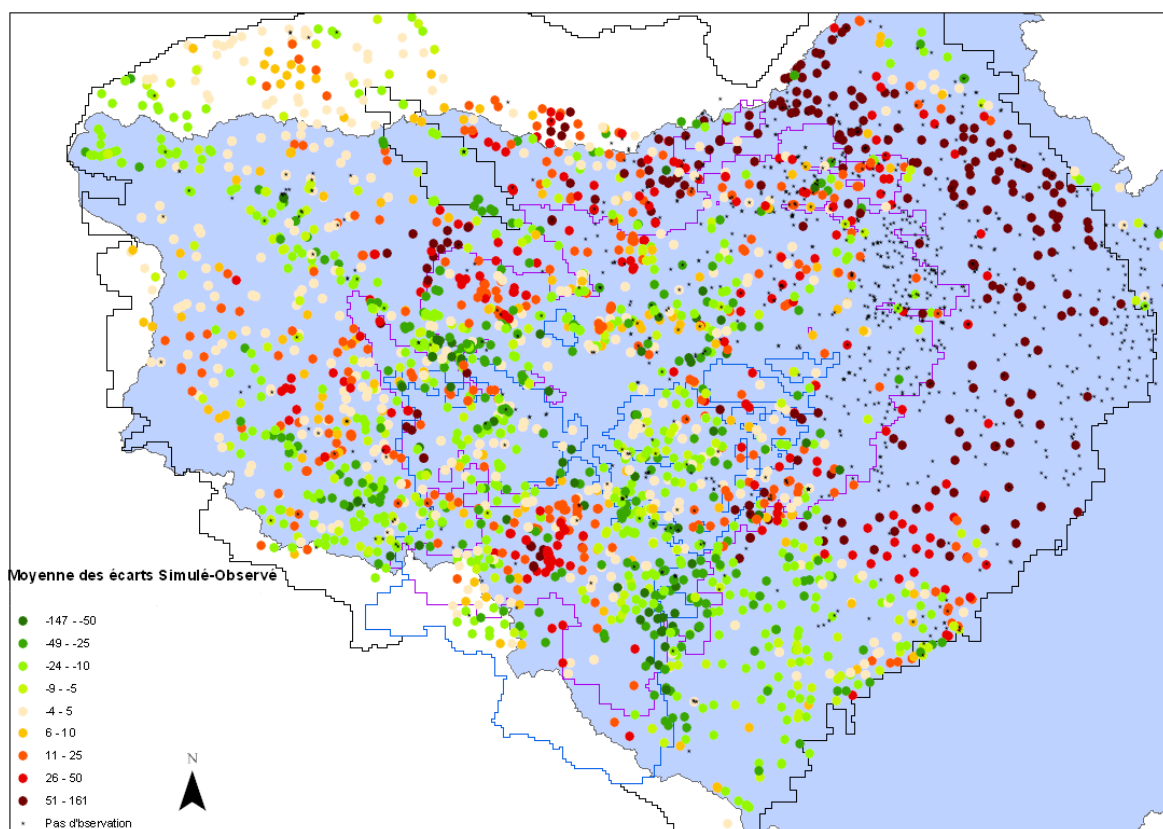


Figure 57 : Moyenne des écarts entre concentrations en nitrates observées et simulées sur la période 1970-2003 tous aquifères confondus

Rappelons que les facteurs correctifs appliqués sur les concentrations sous-racinaires pour caler le modèle l'ont été de manière homogène sur l'étendue de chacun des grands aquifères. A la lumière de ces constatations faites sur la régionalisation des écarts, il serait plus pertinent d'appliquer dans de futurs travaux des coefficients correctifs plus adaptés aux conditions physiques locales.

IV-2-b 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 homogènes⁵². Mais cette simplification agro-géographique n'explique pas tout.

En effet, le modèle souterrain 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 ou des phénomènes de battement de nappe, 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. Le lissage structural appliqué aux données de chaque captage ne permet qu'en partie de corriger ce problème et peut expliquer que le modèle une fois calé puisse surestimer ou sous-estimer les concentrations de certains secteurs.

Enfin, les aquifères étudiés présentent généralement une structure multicouche interne. Or, la mesure des concentrations n'intéresse souvent qu'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.

⁵² Cf. Annexe 3 pour des informations plus détaillées sur les zones agricoles.

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.

On constate ainsi, 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. Voilà pourquoi on a choisi de se borner à en faire une modélisation statistique.

IV-2-c Calcul des probabilités de dépassement de seuil

Compte tenu de la forme de leur distribution statistique (figure 55 précédente), 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 mgNO₃/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 mgNO₃/l) à un horizon temporel donné (par exemple, l'année 2015) pour chaque maille du modèle.

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_0 fournie par MODSUR-STICS-NEWSAM, et d'écart type constant S (fonction de l'aquifère), la probabilité P_1 de dépassement d'une valeur de seuil X_1 est la probabilité cumulée calculée sur l'intervalle $[X_1, +\infty]$ (figure 58).

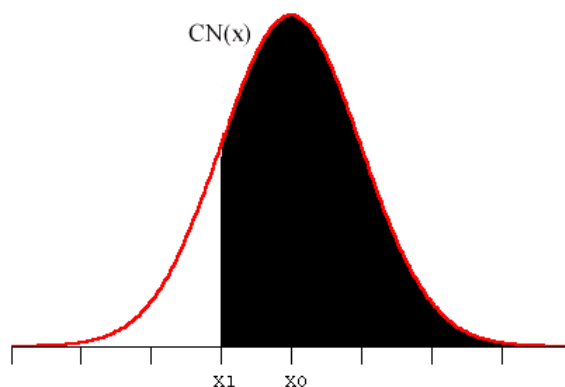


Figure 58 : Probabilité de dépassement du seuil de X_1 dans le cas où la valeur de concentration en nitrates donnée par le modèle MODSUR-STICS-NEWSAM est X_0

Pour chaque maille du modèle, la probabilité de dépassement est calculée en utilisant le module FORTRAN : MAP_UTIL_DAERF⁵³ développé au Département des Sciences des Matériaux et de la Métallurgie de l'Université de Cambridge.

IV-3 Résultats des simulations à l'horizon 2015

IV-3-a Résultats par aquifère maillé

Les résultats de la simulation à l'horizon 2015 pour chacun des aquifères sont présentés en figure 59. On remarque, que dans l'ensemble, les concentrations simulées à cette date ne dépassent que rarement la norme des 100 mgNO₃/l avec des halos de pollution plus forte représentatifs des secteurs d'agriculture intensive du bassin. La situation sur la section Nord-Est du bassin située dans la Champagne crayeuse est cependant préoccupante puisqu'on y observe régionalement une réponse « rapide » et des concentrations très fortes voire excessives en nitrates. Comme nous l'avons déjà mentionné, il reste que ces derniers résultats doivent être pris avec précaution en raison d'une possible surestimation du modèle sur la zone de Champagne dans son ensemble.

⁵³ <http://www.msm.cam.ac.uk/map/utilities/functions/daerf-b.html>

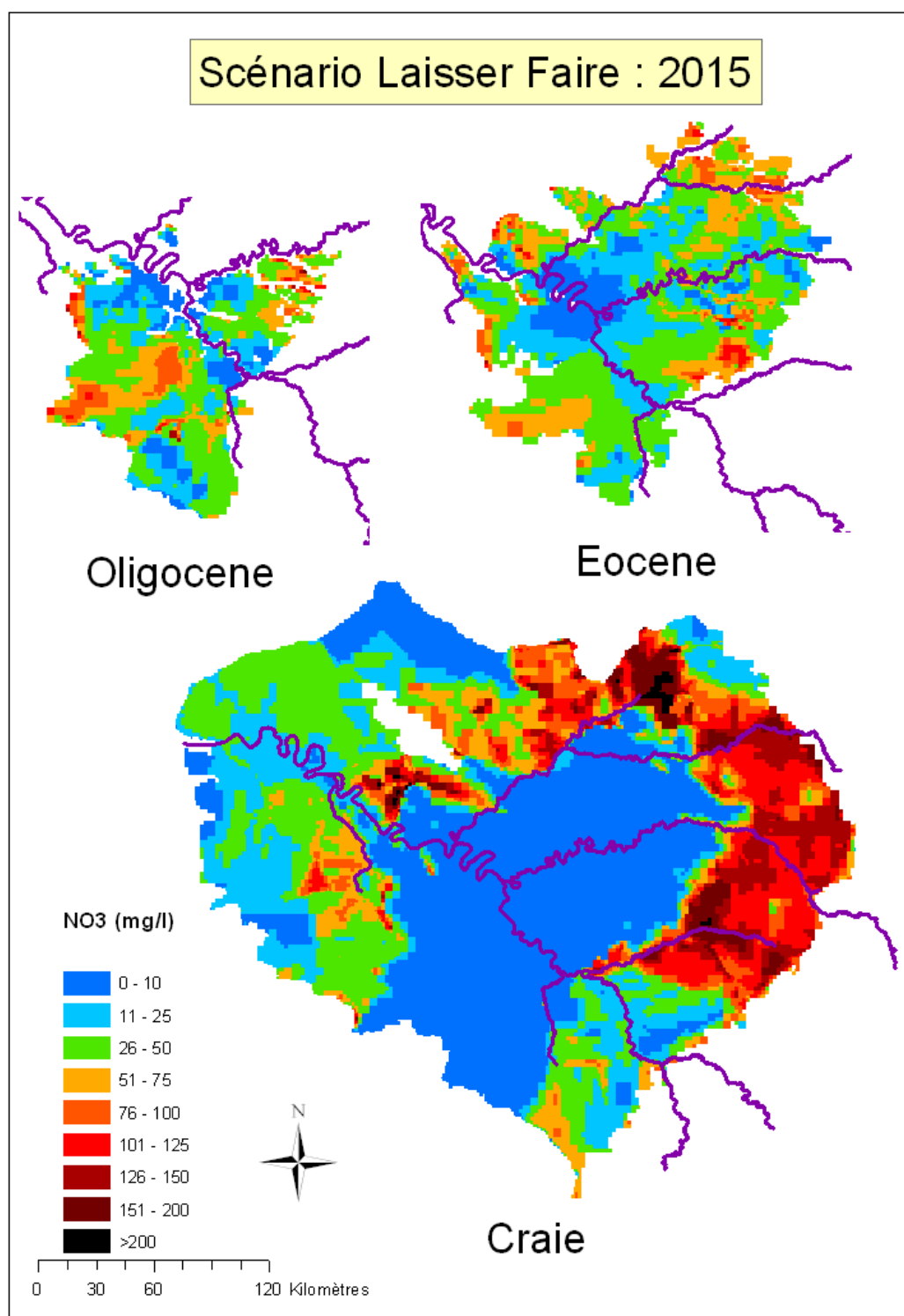


Figure 59 : Résultats de la simulation « A : Laisser-faire » à l'horizon 2015 fournie par MODSUR-STICS-NEWSAM

IV-3-b Résultat par masses d'eau et risque de dépassement de seuils

Dans le cadre de la DCE, les institutions publiques se doivent de fournir des bilans par « masses d'eau ». Ainsi, l'agrégation des résultats a été effectuée en utilisant un système d'information géographique en respectant la géométrie des « masses d'eau » spécifiée par la DIREN Ile de France et l'Agence de l'Eau Seine Normandie. Ceci permet de fournir par « masses d'eau » et par aquifères, des statistiques des concentrations en nitrates évaluées suivant différents indices : moyenne, médiane, minimum et maximum (figure 60).

Cependant, les résultats présentés jusqu'ici n'intègrent aucunement les incertitudes de prédiction relatives au modèle et ne permettent pas de répondre à la question de l'évaluation du risque de non atteinte du bon état chimique des « masses d'eau ». Or, cet indice est au centre des exigences de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), notamment en ce qui concerne l'évaluation des mesures de lutte contre la pollution par les nitrates. Pour répondre à ce besoin, il est préférable d'utiliser le modèle de probabilité de dépassement de seuil déjà établi pour présenter par aquifère des cartes plus adaptées aux demandes de la DCE (figure 61).

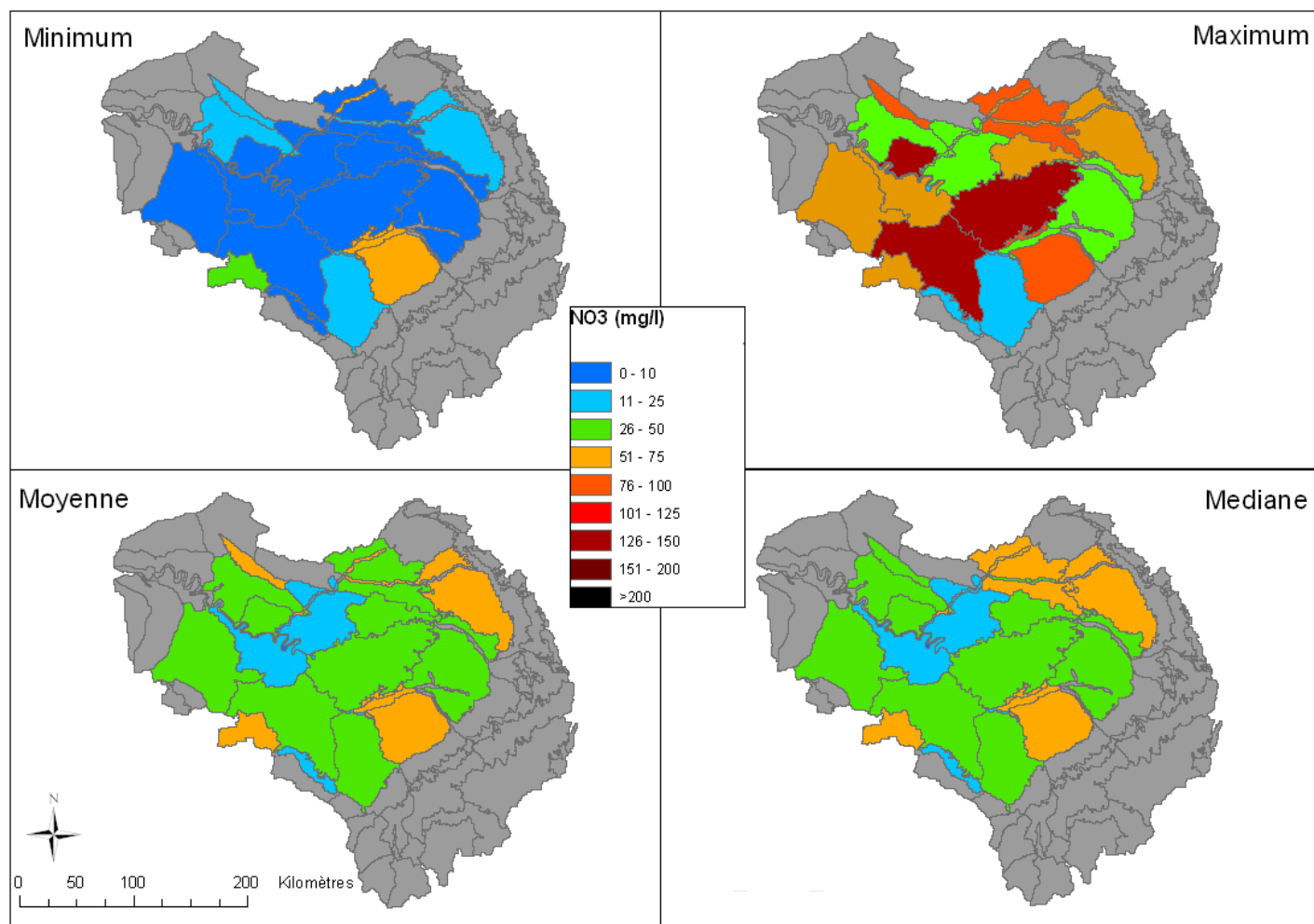


Figure 60 : Projection des concentrations en nitrates par masse d'eau à l'horizon 2015 pour l'aquifère de l'Eocène sous scénario « A : Laisser-faire » (Simulation MODSUR-STICS-NEWSAM)

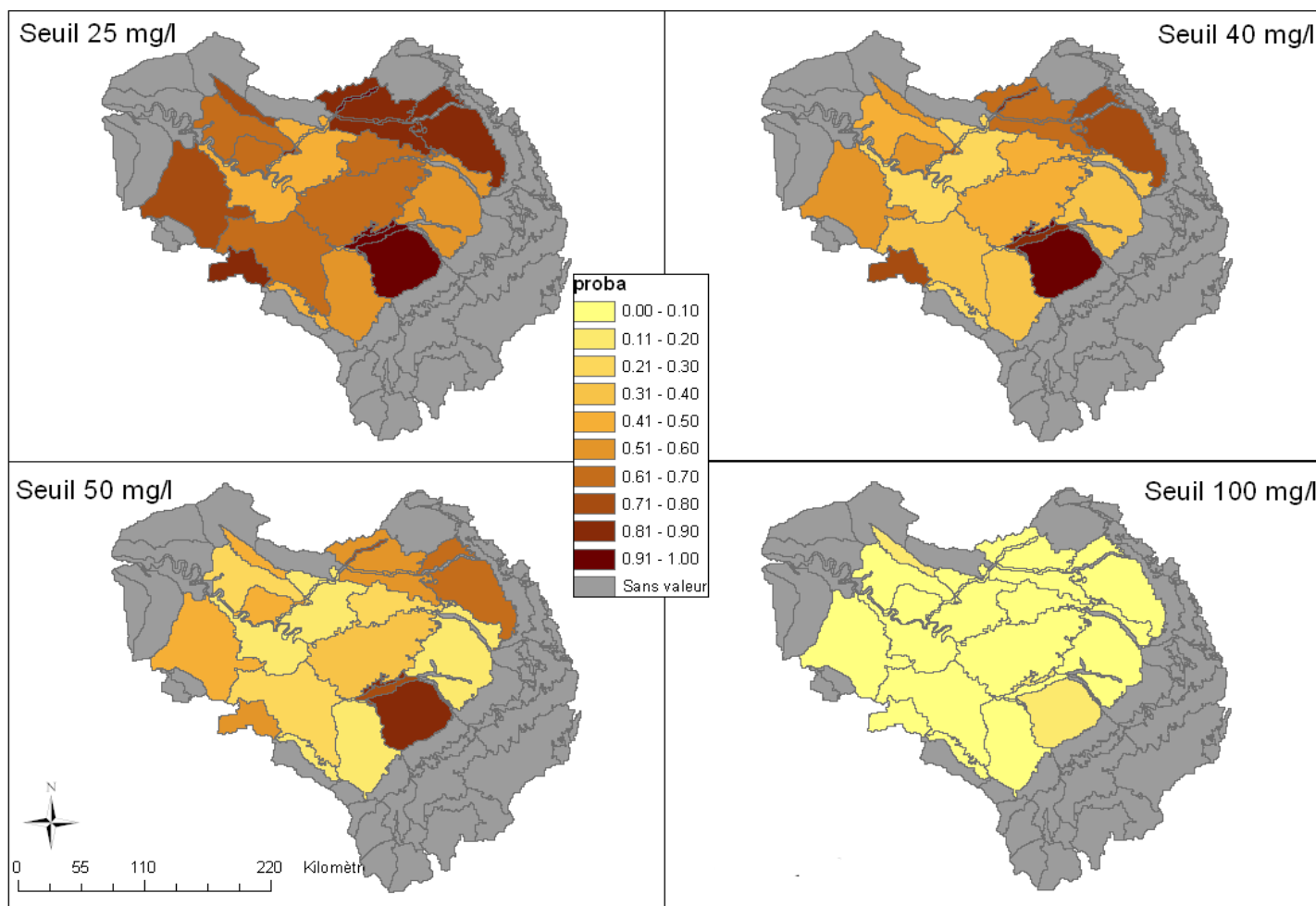


Figure 61 : Probabilité de franchissement de seuil par masse d'eau à l'horizon 2015 pour l'aquifère de l'Eocène sous scénario « A : Laisser-faire » (Simulation MODSUR-STICS-NEWSAM)

IV-4 Simulation des effets de scénarios agricoles prospectifs

Pour répondre aux exigences de la Directive Cadre sur l'Eau, les Etats Membres se doivent de planifier la mise en place de mesures conduisant à une inversion significative des tendances à la dégradation des « masses d'eau souterraine » dites « à risque de non atteinte du bon état chimique ». Un modèle de type MODSUR-STICS-NEWSAM permet de comparer l'efficacité des différentes solutions possibles en étudiant leurs effets dans le temps tout en permettant un transfert des effets d'une nouvelle politique de l'échelle de la parcelle agricole à celle de l'aquifère. Dans ce chapitre, nous évaluerons les résultats que l'on peut obtenir à partir de scénarios prospectifs portant sur l'évolution des pratiques culturales dans le bassin de la Seine tout en les comparant au scénario de référence de type « A : Laisser-faire ».

IV-4-a Les scénarios prospectifs choisis

En France, en ce qui concerne la pollution par les nitrates d'origine agricole, les mesures de protection des eaux souterraines sont basées sur trois approches : le conseil en fertilisation, la mise en place de bandes enherbées ou la mise en place d'inter-cultures de type CIPAN.

Compte tenu de l'échelle spatiale kilométrique du modèle adopté, l'effet de la mise en place de bandes enherbées n'a pu être intégré dans nos simulations. Pour améliorer la fertilisation, les actions généralement conseillées consistent en un fractionnement des apports et à un suivi des reliquats azotés pour réguler l'utilisation d'engrais. Mais comme l'intégration dans STICS d'un module d'optimisation de l'utilisation d'intrants pour limiter les apports en fonction des reliquats azotés dans le sol avant culture, posait trop de problèmes informatiques, nous nous sommes contentés d'une approche simplifiée en appliquant une réduction de 20% des apports en fertilisants minéraux conformément aux mesures agro-environnementales sur l'avis de la DIREN Île de France. Enfin, suivant les conseils de l'INRA Laon, la base de données a été modifiée pour intégrer des inter-cultures de moutarde (CIPAN) en respectant le calendrier suivant : présence de sol nu après le 20 août suite à la culture du pois ou après le 5 septembre suite à une autre culture, suivie d'une période de sol nu supérieure à 50 jours.

Compte tenu des contraintes, trois scénarios agricoles prospectifs ont ainsi été générés en modifiant les pratiques à compter de l'année 2005 à savoir : réduction de 20% des apports en fertilisants minéraux et l'usage des CIPAN (scénario B dit « Raisonné »⁵⁴), réduction de 20% des apports seuls (scénario C dit « Réduction seule ») et usage exclusif des CIPAN (scénario D dit « CIPAN seul »). On a ajouté un quatrième scénario (E dit « Arrêt ») qui consiste à ne plus injecter dans le modèle de concentration en nitrates. Bien que celui-ci ne puisse représenter en aucune manière un scénario équivalent à un arrêt des pratiques agricoles⁵⁵, il permet tout de même d'évaluer les capacités maximales de vidange des nitrates qu'il serait possible d'attendre de chaque aquifère. Un état optimum vers lequel pourrait tendre le modèle.

L'élaboration de scénarios prospectifs plus complexes tenant compte des évolutions possibles de l'agriculture du bassin soumise aux influences nationales, européennes et internationales permettrait d'établir des images futures plus contrastées de l'hydrosystème Seine. Dans le cadre du programme GICC-Seine, un tel travail a été élaboré sur la base d'expertises pour construire des scénarios macro-économiques de l'agriculture en images spatialisées des systèmes agraires du bassin de la Seine et définir des pertes nitriques dans l'hydrosystème Seine en 2050 (Poux et al, 2004). Cette étude n'a pu être achevée en raison d'une incompatibilité entre les bases de données élaborées et le modèle STICS, notamment en raison de l'inaptitude actuelle du modèle à représenter certaines plantes. Pour éviter de tels écueils, une autre possibilité consisterait à coupler le modèle STICS à des modèles économiques d'offre agricole. Nous nous référons ici aux récents travaux de C. Godard (2005). Ainsi le modèle MIRAJE (Modèle Intégré de Régulation Agri-environnementale)⁵⁶, orienté vers l'analyse et l'évaluation des impacts des activités agricoles, consiste en un couplage de deux modèles, le modèle micro-économique AROPAj (Jayet, 2004) et le modèle agronomique STICS. Il permet, entre autre, de délivrer des informations sur l'évolution de l'occupation des terres agricoles, sur les productions ainsi que sur un certain nombre d'indicateurs environnementaux. Il est actuellement dédié à la problématique des gaz à effets de serres. Un couplage des modèles MIRAJE et MODSUR-NEWSAM pourrait offrir dans le futur des perspectives de recherche pertinentes sur la problématique des nitrates.

⁵⁴ Le terme de scénario « raisonné » ne sous entend pas ici celui « d'agriculture raisonnée » puisque nous réduisons ici les apports en fertilisant au risque de réduire les rendements.

⁵⁵ Un tel scénario nécessiterait de simuler avec STICS une période de 20 ans de pratiques agricoles suivi de 20 ans de simulation avec comme seules pratiques des prairies permanentes ou de la forêt (non réalisable sous STICS).

⁵⁶ Inra Grignon. Site Internet : <http://www.grignon.inra.fr/economie-publique/MIRAJE/>

IV-4-b Efficacité des mesures à l'échelle de chaque UGSM de STICS spatialisé

Après la création des jeux de données STICS appropriés, le module STICS spatialisé a été exécuté pour chaque scénario en gardant les mêmes conditions météorologiques que celles utilisées pour le scénario initial « A : Laisser-faire ». On peut ainsi comparer les concentrations moyennes sous-racinaires en nitrates calculées pour chaque zone agricole (figure 62). On remarque l'extrême efficacité des mesures combinées (idem, scénario « B : Raisonné ») mises en place notamment sur les régions à fort potentiel polluant comme par exemple les zones « Brie-Beauce » ou « Limons riches »⁵⁷.

On constate que l'utilisation de CIPAN est l'action la plus efficace dans tous les cas et que pour ce type de mesure, l'ensemble des régions passe ainsi sous la valeur seuil des 100 mgNO₃/l tout en se maintenant cependant au-dessus des 50 mgNO₃/l pour la moitié d'entre elles. Néanmoins, sur certains secteurs, l'écart type des concentrations reste important soulignant une hétérogénéité spatiale importante. Ce phénomène est illustré par la carte présentée sur la figure 63 où l'on a représenté la réduction relative des reliquats azotés, c'est-à-dire la différence entre les résultats des scénarios « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné » rapportée aux résultats du seul scénario « A : Laisser-faire ».

On note que les réductions les plus faibles s'observent pour les sols les plus polluants (figure 63). Sur les zones agricoles « limons riches » et « Brie Beauce », par exemple, on constate que la réduction varie entre 20 et 100%. En outre les réductions les plus faibles s'observent pour les surfaces les plus polluantes. En effet les surfaces pour lesquelles on observe une réduction de 40 à 60% de la quantité d'azote correspondent aux surfaces pour lesquelles on obtient sous scénario « laisser-faire » des valeurs de l'ordre de 80 à 120 kgN/ha (cf. figure 41, précédente, chap. III-3-d), alors que pour une réduction de 80 à 100 les valeurs obtenues étaient inférieures à 40 kgN/ha.

Ceci s'explique par le fait que la croissance limitée des CIPAN sur certains sols ne permet pas d'absorber l'azote au-delà d'une certaine quantité et que donc cette mesure ne suffit pas dans le cas de fortes pertes azotées à réduire efficacement l'azote contenu.

⁵⁷ Cf. Annexe 3 pour des informations plus détaillées sur les zones agricoles.

Les concentrations résultantes s'infiltrant à la base du sol sous scénario B : « Raisonné » ont été cartographiées en figure 64. A titre de comparaison, les résultats obtenus sous scénario A : « Laisser-faire » ont aussi été représentés. Dans l'ensemble, la mise en place des pratiques permet de ramener les concentrations sous-racinares sous le seuil des 50 mgNO₃/l. On constate néanmoins localement sur les régions à l'origine les plus polluantes, le maintien de concentrations supérieures au 50 mgNO₃/l. La situation la plus préoccupante concerne la zone agricole Champagne crayeuse, où les concentrations simulées sont supérieures à 75 mgNO₃/l sur l'ensemble de la zone. Dans ce cas, les objectifs environnementaux de retour au « bon état » ne peuvent être atteints.

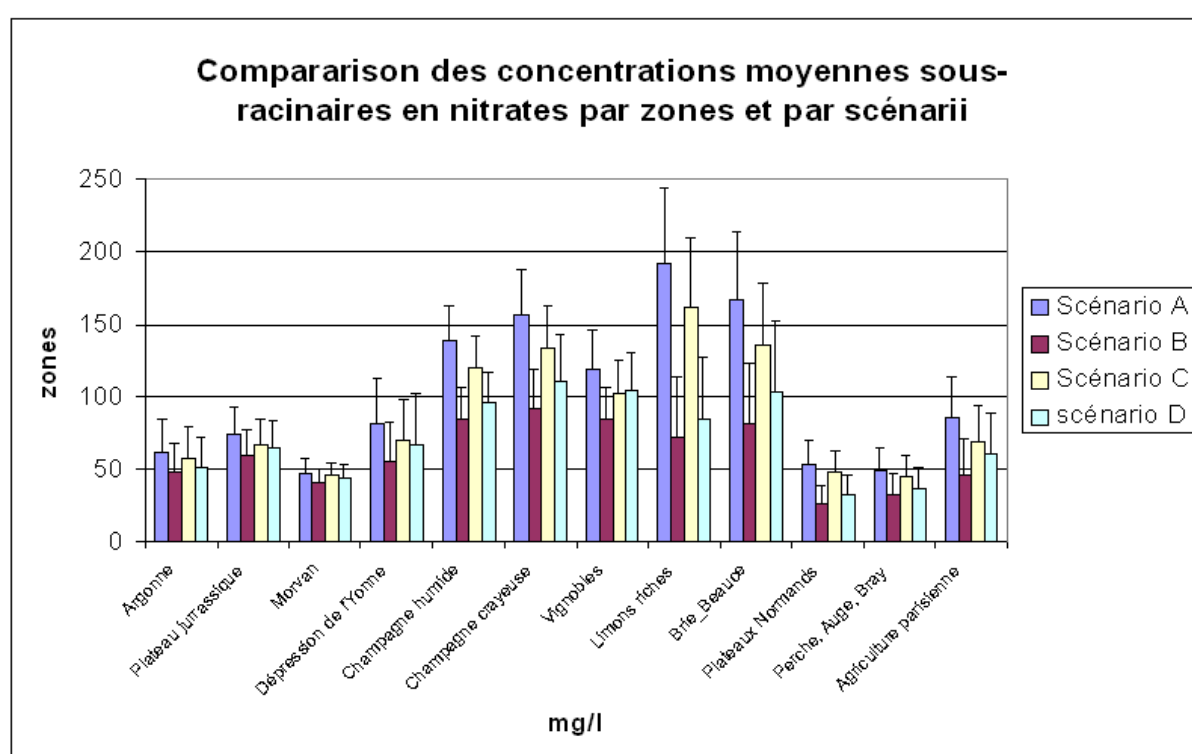


Figure 62 : Comparaison des concentrations sous-racinares simulées par zone agricole et par scénario (Scénarios - A : Laisser-faire, B : Raisonné, C : Réduction seule, D : CIPAN seul) simulés par STICS spatialisé

La représentation en « box-plot » asymétrique, montre pour chaque zone, la valeur moyenne en barre colorée, surmontée d'une « moustache » correspondant à l'écart type des concentrations

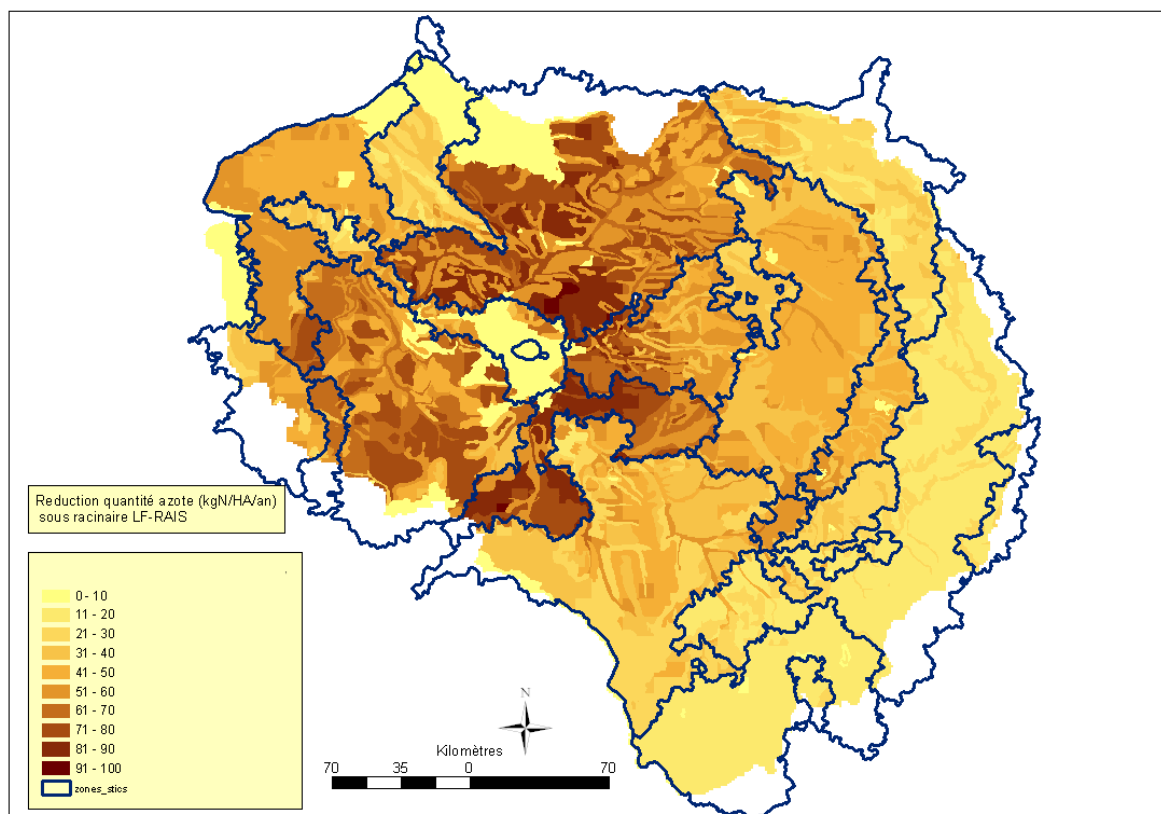


Figure 63 : Réduction relative des reliquats azotés sous scénario « B : Raisonné » simulé par STICS spatialisé

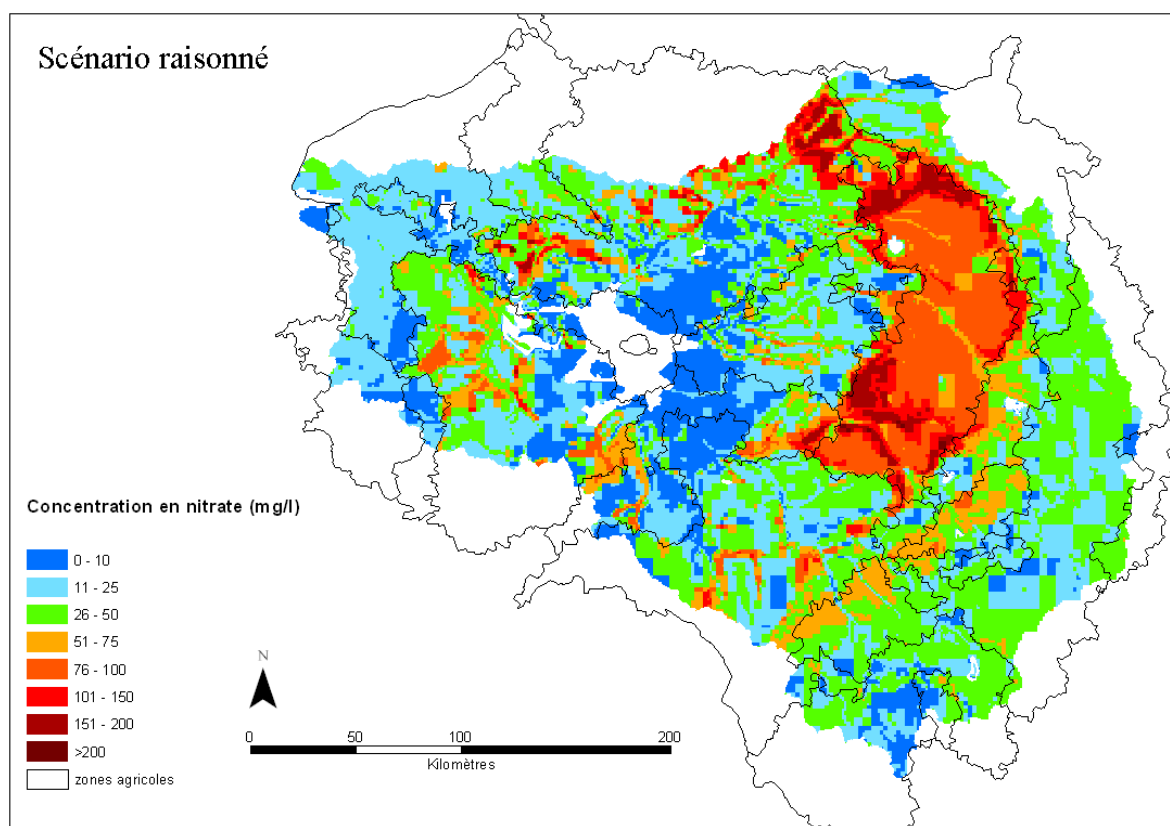
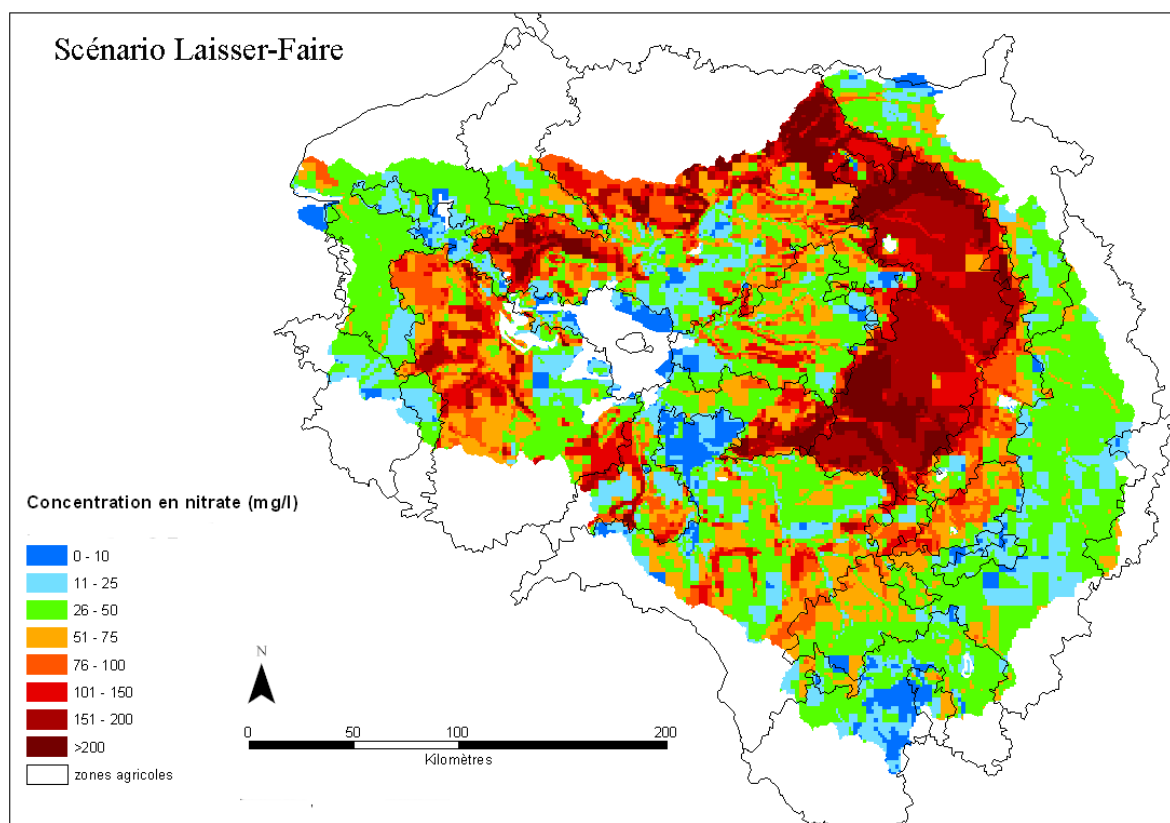


Figure 64 : Comparaison des concentrations sous-racinaire en nitrates pour les scénarios « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné » simulés par STICS spatialisé

IV-4-c Evolution comparée des résultats des scénarios à l'échelle des aquifères

Nous avons précédemment illustré l'efficacité des mesures agricoles proposées sur la concentration en nitrates mesurée à la base du sol et constaté des résultats plus ou moins efficaces suivant les régions. Qu'en est-il de l'état des aquifères compte tenu de leur temps de réponse respectif ? Au niveau de l'entrée dans le module souterrain NEWSAM, les intrants calculés pour le scénario « A : Laisser-faire » sont utilisés jusqu'en 2005, année à partir de laquelle chacun des autres scénarios est mis en œuvre pour être comparé.

L'évolution comparée en fonction du temps des médianes caractérisant les concentrations en nitrates dans chaque aquifère nous permet de définir les tendances observables pour chaque scénario (figure 65) conformément aux demandes de l'article 17 de la Directive Cadre sur l'Eau (Directive Cadre 2000/60/CE). On remarque tout d'abord que les premiers signes d'une évolution divergente entre scénarios apparaissent en moins de 5 ans après leur application quelque soit l'aquifère considéré. L'évolution de ces tendances est ensuite radicalement différente.

Pour l'Oligocène, les réponses assez rapides du système entraînent une inversion de tendance immédiate de l'évolution de la médiane pour les scénarios B, D, et E. Pour le scénario « C : Réduction seule de 20% », les concentrations montrent dès 2010 une stabilisation de la médiane aux environs de 33 mgNO₃/l, aucune amélioration de l'état actuel ne pouvant être obtenu compte tenu des concentrations atteintes. En 2015, on obtient une valeur médiane de 31.5 mgNO₃/l pour le scénario « B : Raisonné » contre 35.3 en « A : Laisser-faire ». Les courbes initient en 2015 leur inflexion et il faut encore attendre quelques années pour mesurer de réels écarts entre les scénarios. A plus long terme, en 2050 par exemple, l'efficacité de chaque mesure apparaît plus clairement avec des écarts importants entre chaque médiane, les valeurs suivantes étant simulées : 38.8 mgNO₃/l pour le scénario A, 20.8 mgNO₃/l pour le scénario B et 9.4 mgNO₃/l pour E. On peut donc s'attendre, avec le scénario « B : Raisonné », à atteindre un bon état de la ressource en eau pour l'aquifère de l'Oligocène pris dans son ensemble.

Concernant l'Eocène, en 2005, la valeur médiane obtenue est de l'ordre de 30 mgNO₃/l. Les effets des mesures sont ici moins marqués. Aucune inversion de tendance n'est observable d'ici 2015 et seule une lente stabilisation apparaît pour les scénarios B et D. Avec une simple réduction de 20% des apports en fertilisant (scénario C), les concentrations continuent de croître pour atteindre en 2050 une valeur de l'ordre de 35 mgNO₃/l. D'ici à 2050, les améliorations en terme de tendance sont peu marquées mais le scénario « B : Raisonné » atteint néanmoins une valeur de 28.1 mgNO₃/l nettement inférieure à celle du scénario « A : Laisser-faire » qui est de 38.5 mgNO₃/l. Pour cet aquifère, les temps de réponse restent relativement longs, puisqu'en absence de tout intrant en nitrates la médiane ne descend pas en dessous de 19 mgNO₃/l en 2015.

L'aquifère de la Craie présente à l'évidence la situation la plus critique. Aucune inversion de tendance n'est observable pour les scénarios préventifs. Partant d'une valeur médiane de l'ordre de 28 mgNO₃/l en 2005, les concentrations en 2015 continuent à s'accroître avant de se stabiliser, tout au moins pour le scénario « B : Raisonné », aux environs de 32 mgNO₃/l. Seule la vidange totale des nitrates (scénario E) permet d'observer une inversion de tendance pour atteindre en 2050 une valeur médiane de 23 mgNO₃/l.

Une lecture statistique plus fine de l'état des aquifères est présentée dans le tableau 6 où l'on a reporté les médianes, premiers et derniers quartiles pour chaque scénario en 2015, 2050 et à l'état stabilisé atteint après 2000 ans de simulation. On remarquera que pour l'Eocène et l'Oligocène, les valeurs du quartile supérieur des concentrations en nitrates sont inférieures à 50 mgNO₃/l pour le scénario « B : Raisonné » dès 2015. A l'inverse, l'aquifère de la Craie présente des valeurs au-dessus de ce seuil quelque soit la période considérée.

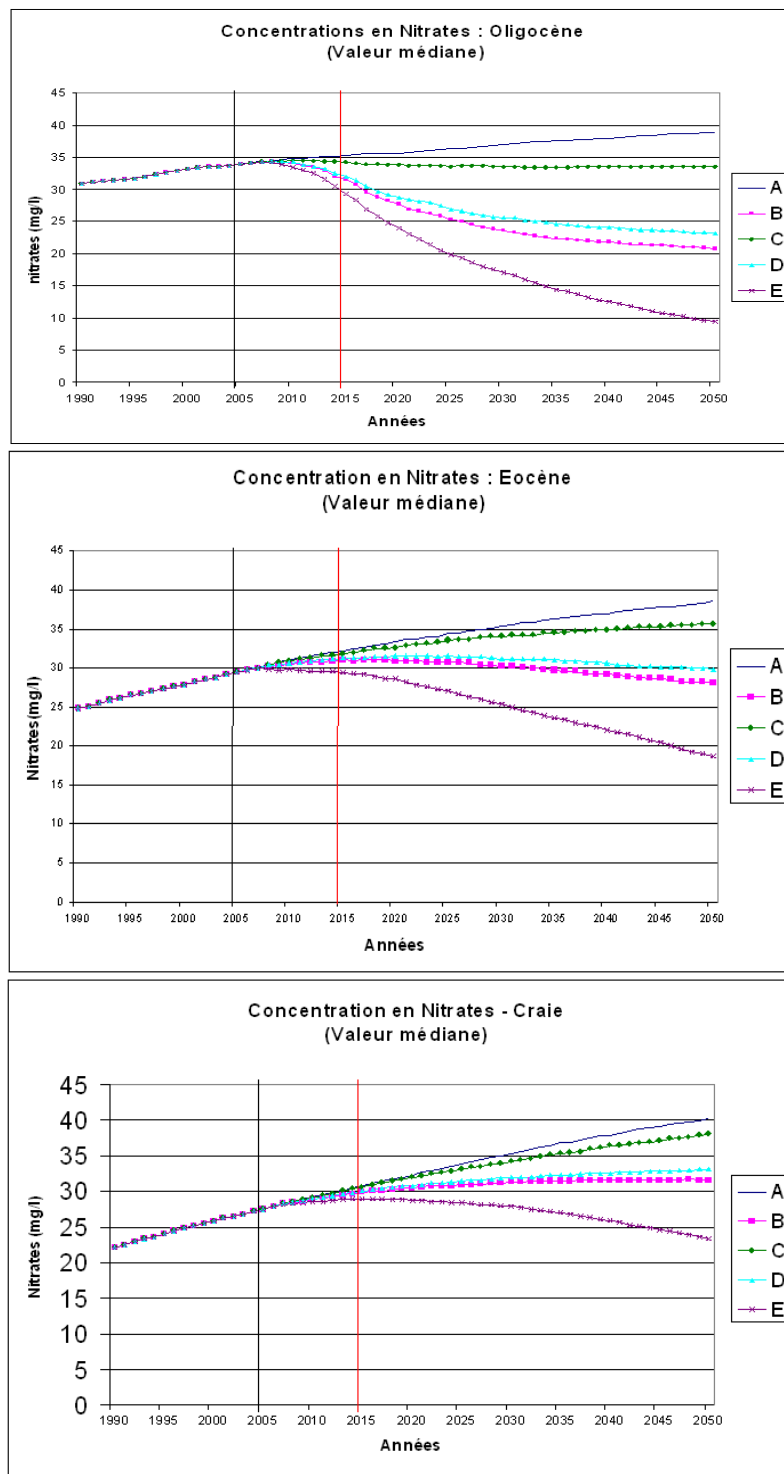


Figure 65 : Evolution comparée de la médiane de chaque scénario par aquifère au travers des simulations de MODSUR-STICS-NEWSAM

(Scénarios - A : Laisser-faire, B : Raisonné, C : Réduction seule, D : CIPAN seul, E : Arrêt)

Tableau 6 : Tableau comparatif des médianes, premiers et derniers quartiles de la distribution des nitrates simulés par aquifère par MODSUR-STICS-NEWSAM
(Scénarios - A : Laisser-faire, B : Raisonnable, E : Arrêt)

Aquifère	Scénario	Indice	2005	2015	2050	Etat stabilisé
Oligocène	A	premier quartile	17	18	20	55
		médiane	34	35	39	42
		troisième quartile	50	52	56	62
	B	premier quartile		15	9	8
		médiane		31.5	21	15.5
		troisième quartile		49	37	28.5
	E	premier quartile		13	0.5	0
		médiane		29	9.5	0
		troisième quartile		47	22.5	0
Eocène	A	premier quartile	15.5	18	25	31
		médiane	29.5	32	39	48
		troisième quartile	46	48.5	55	63
	B	premier quartile		18	18	12
		médiane		31	28	19.5
		troisième quartile		45.5	39	31.5
	E	premier quartile		16.5	9.5	0
		médiane		29.5	19	0
		troisième quartile		43.5	28	0
Craie	A	premier quartile	9.5	11.5	17.5	37
		médiane	27.5	31	40	71
		troisième quartile	76.6	83.5	102	136
	B	premier quartile		11	14	19
		médiane		30	31.5	33.5
		troisième quartile		80.5	76	66
	E	premier quartile		11	10	0
		médiane		29	23	0
		troisième quartile		77	51.5	0

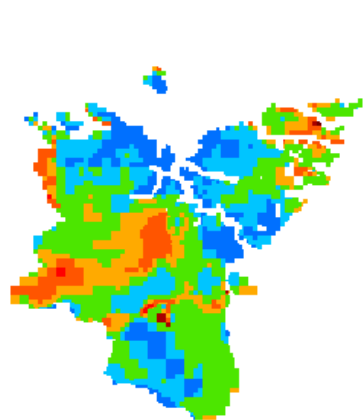
Spatialement, l'impact des mesures préventives (figure 66) à l'horizon 2015 sur les aquifères du bassin de la Seine reste faible. En comparaison avec la carte de la figure 59 (cf. chap. IV-3-a), on n'observe aucun changement pertinent entre les deux cartes. Sans contredire les résultats observés précédemment, cet état explique que bien que les changements soient effectifs, ils ne modifient pas la perception cartographique que l'on peut avoir via les outils de caractérisation de l'état chimique des aquifères par les indices du système « SEQ-Eaux Souterraines ».

Rappelons que le « SEQ-Eaux Souterraines » propose de classer l'état qualitatif des eaux souterraines en 5 classes de qualité pour le paramètre nitrate selon les concentrations suivantes (Agences de l'eau, 2003) :

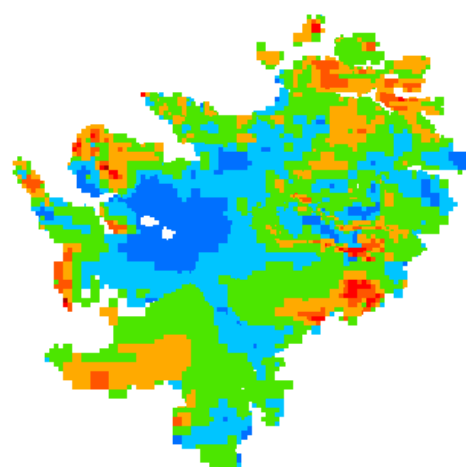
- « Très bonne » si les concentrations sont inférieures à 10 mgNO₃/l
- « Bonne » si elles sont comprises entre 10 et 20 mgNO₃/l
- « Moyenne » si elles sont comprises entre 20 et 50 mgNO₃/l
- « Médiocre » si elles sont comprises entre 50 et 100 mgNO₃/l
- « Mauvaise » si elles sont supérieures à 100 mgNO₃/l

Pour de faibles variations annuelles de concentration telles que celles que l'on a pu obtenir dans nos simulations, les changements de classe peuvent ainsi paraître peu fréquents car ils ne peuvent s'opérer que si les concentrations franchissent les bornes inférieures des seuils de qualité. Les cartes annuelles de concentrations colorées selon cet indice semblent donc très peu changer d'une année sur l'autre.

Scénario Raisonné : 2015

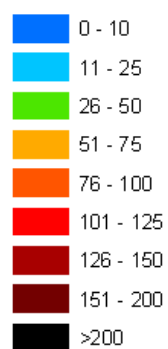


Oligocène



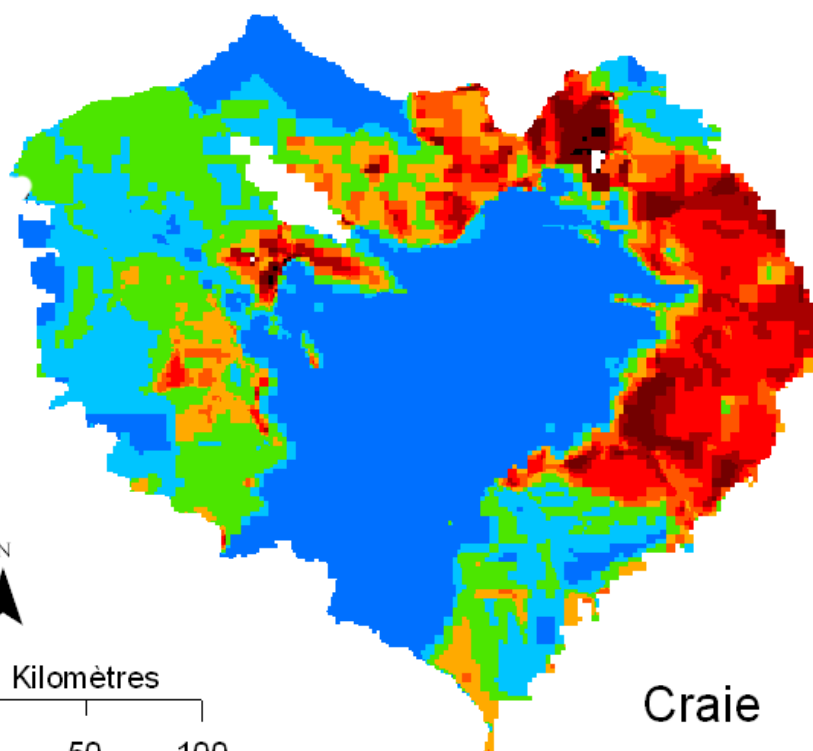
Eocène

NO3 (mg/l)



Kilomètres

0 50 100



Craie

Figure 66 : Etat de la ressource en eau à l'horizon 2015 sous scénario « B : Raisonné » simulé par MODSUR-STICS-NEWSAM

Conclusion du chapitre IV

Notre première démarche a été d'analyser la fiabilité locale du modèle, c'est-à-dire d'évaluer sa capacité à reproduire les concentrations observées au droit des captages par une approche statistique. Nous avons montré que la statistique des écarts entre données observées et simulées est une distribution de forme quasi-gaussienne centrée avec un écart-type d'environ 28 mgNO₃/l, quelque soit l'aquifère ou l'année considérée. Sur la base de ces constatations, nous utilisons cette distribution comme modèle d'incertitude afin de définir la probabilité de dépassement d'un seuil en chaque maille du modèle. Une application concrète a ainsi été de déterminer pour chaque masse d'eau du bassin les probabilités de dépassement des seuils 25, 40, 50 et 100 mgNO₃/l. Par l'étude de la répartition spatiale des erreurs, nous avons globalement constaté une hétérogénéité locale des erreurs avec la présence de surestimations et de sous-estimations des données observées par le modèle. Néanmoins sur les secteurs les plus polluants nous avons remarqué une surestimation excessive et homogène des concentrations témoignant d'une surévaluation par le modèle STICS des reliquats azotés. Les origines possibles de ces écarts sont multiples : base de données agricoles trop régionalisée, incertitudes sur les données ONQES et SISE-eaux, hypothèses et uniformité des paramètres de modélisation.

Les tendances futures à la dégradation des aquifères ont été évaluées sous différents scénarios prospectifs, notamment un scénario dit « laisser-faire » et un scénario « raisonné ». A l'échelle de la parcelle agricole, nous avons pu constater que la mise en place de CIPAN et la réduction de la fertilisation permettait de réduire considérablement les concentrations sous-racinaires pour les secteurs les plus intensifs avec des valeurs comprises entre 50 et 100 mgNO₃/l. A l'échelle du bassin, compte tenu de l'occupation des sols, ces mesures permettent globalement d'obtenir des concentrations inférieures à 50 mgNO₃/l dans l'eau s'infiltrant vers les aquifères. Selon les temps de transfert au sein de la zone non saturée et des aquifères, les temps de réponse de chaque aquifère modélisé différent témoignant à plus ou moins long terme de l'efficacité des réductions obtenues en surface par les changements de pratique. Ainsi pour l'aquifère de l'oligocène, on constate une inversion de tendance significative de la médiane de la distribution des concentrations simulées d'ici 2015 sous scénario « raisonné ». Pour l'aquifère de l'éocène, cette inversion de tendance n'apparaît qu'à plus long terme suite à une stabilisation de la concentration autour de 30 mgNO₃/l. Enfin pour l'aquifère de la Craie, on obtient au mieux une stabilisation à l'horizon 2050 de la valeur médiane.

V - EXPLOITATION SOCIO-ECONOMIQUE DES SCENARIOS TENDANCIELS

V-1 L'économie de l'environnement en application

Les sciences économiques sont apparues en tant que discipline propre au cours du XVIII^{ème} siècle avec l'avènement de la révolution industrielle. A l'origine, chez les Physiocrates tels que Quesnay et son tableau économique publié en 1759, seule la Terre est productive. La gestion du capital naturel tout du moins en ce qui concerne l'agriculture est alors bien installée dans la « philosophie économique ». Une rupture avec les sujets de la Nature s'installe vers 1870, une fois acceptée l'hégémonie de l'école néoclassique britannique dite « Marshaliennne » (Marshall, 1890). Il faut attendre la fin des années 1960 pour que les sciences économiques redécouvrent les ressources naturelles et rejoignent les sciences environnementales naissantes pour fonder les bases de l'économie de l'environnement. La raison en est simple : les sciences économiques ne s'intéressent qu'à ce qui est rare et nécessite donc une gestion.

Or les ressources naturelles et en particulier l'eau ont longtemps été considérées comme « ressources libres » car supposées disponibles en quantité illimitée et de nature inaltérable. La crise de l'environnement constatée au cours des années 1960 ainsi que la prise de conscience de l'épuisement des ressources (The Limits to Growth, Club de Rome, 1972) a suscité une réflexion morale sur la nature et a conduit à la recherche d'une nouvelle définition de ses rapports avec la société (Vallée, 2002). De nombreux domaines ont dès lors intégré l'environnement dans leur champ d'analyse, sa rareté impliquant sa prise en compte dans celle des sciences économiques. Dans le domaine de l'eau en France, dès la loi sur l'eau de 1964, des éléments économiques sont intégrés dans la gestion de l'eau via les instruments économiques de type « redevance ». Parmi les dispositions économiques, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) impose quant-elle 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 (WATECO, 2002).

Dans ce chapitre, nous nous attachons à expliquer le principe de ces analyses et les méthodes adoptées pour les conduire, puis nous nous intéressons à la mesure des différentes valeurs économiques associées à la ressource en eau afin de les appliquer à différents scénarios de lutte contre les pollutions diffuses azotées.

V-1-a 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 nitrates 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 alternatifs 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'évaluation monétaire directe de ces coûts et avantages n'étant pas toujours possible, ceci nécessite parfois le recours à des artifices comme l'usage de fonctions d'utilité.

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.

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 cas de l'analyse « coût-efficacité », on calcule un ratio (idem, quotient) comparant chaque projet alternatif à une situation de référence correspondant à la solution à moindre coût (Berland et al, 2003) :

$$\text{Ratio CE} = \frac{(\text{Coût}_{\text{nouvelle stratégie}} - \text{Coût}_{\text{situation de référence}})}{(\text{Efficacité}_{\text{nouvelle stratégie}} - \text{Efficacité}_{\text{situation de référence}})}$$

Pour l'analyse « coût-bénéfice », deux indicateurs peuvent être calculés, le ratio « coût-bénéfice » ou la valeur normalisée « coût-bénéfice » :

$$\text{RatioCB} = \frac{\left(\sum_{t=0}^T \frac{B_t}{(1+d)^t} \right)}{\left(\sum_{t=0}^T \frac{C_t}{(1+d)^t} \right)} \quad (\text{V-1})$$

$$\text{ValeurNormaliséeCB} = \frac{\left(\sum_{t=0}^T \frac{B_t}{(1+d)^t} \right) - \left(\sum_{t=0}^T \frac{C_t}{(1+d)^t} \right)}{\left(\sum_{t=0}^T \frac{C_t}{(1+d)^t} \right)} \quad (\text{V-2})$$

Avec : t pour le pas de temps annuel, T pour la durée totale de la durée d'évaluation, B pour les bénéfices, C pour les coûts et d pour le taux d'actualisation

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 ».

V-1-b Valeur environnementale de la ressource en eau

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 (idem, consommation) 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 direct 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).

L'évaluation économique de ces différents termes est plus ou moins difficile. Deux grands types de méthodes permettent de les évaluer qu'elles soient basées sur des comportements observés (dite méthode d'évaluation indirecte) ou qu'elles correspondent à des dépenses consenties ou à des intentions de dépense (dite méthode d'évaluation directe).

Les méthodes d'évaluation indirecte estiment les valeurs d'usage à partir des comportements des individus, chaque comportement étant ensuite traduit en valeur marchande. On compte parmi celles-ci, la méthode des prix hédonistes, la méthode des coûts de transport et la méthode des dépenses de protection. La méthode des prix hédonistes se réfère en général à la valeur foncière et consiste à comparer les prix du marché pour deux biens aux caractéristiques identiques mais soumis à une dégradation environnementale différente, la différence étant affectée à la valeur de l'environnement. La méthode du coût des transports est plutôt utilisée pour estimer la valeur des activités récréatives en évaluant la valeur d'un site (ex : étang, rivière) par le coût de transport supporté par les personnes venant profiter du site ou encore par le nombre de visiteurs enregistrés par an. Enfin, la méthode des dépenses de protection consiste à mesurer la valeur de l'environnement par celle des biens marchands achetés par les consommateurs pour se protéger d'une dégradation de l'environnement (ex : achat de bouteilles d'eau minérale dans le cas d'une pollution de l'eau potable).

Les méthodes d'évaluation directe ou d'intention consistent, quant à elles, à estimer les valeurs environnementales à partir d'opinions directement exprimées par les individus. La plus couramment utilisée est la méthode d'évaluation contingente qui porte le plus souvent sur la valeur de non-usage. Elle est basée sur l'évaluation du consentement à payer ou à recevoir par les individus si la ressource venait à se dégrader. Elle se fait par le biais d'enquêtes mais il se vérifie souvent que les résultats sont très variables selon l'objectif (consentement à payer ou recevoir), le type de questionnaires, le type d'individus enquêtés et l'information des individus.

La méthode d'évaluation physique dite « dose-réponse » (Wielgus, 2002) se situe entre ces deux points de vue. Elle consiste à évaluer le lien de causalité pouvant exister entre un dommage physique et la dégradation des biens économiques subie par l'individu (par exemple, une pollution et son impact sur la santé). Cette corrélation est ensuite transformée en valeur monétaire grâce le plus souvent à l'usage d'une fonction d'utilité.

Le calcul de la Valeur Economique Totale (VET) ou celui des ratios utilisés dans les analyses « coût-bénéfice » (Ratio CB ou Valeur Normalisée CB) posent aussi le problème de l'actualisation des montants monétaires. L'actualisation permet de comparer des valeurs s'échelonnant sur différentes périodes de temps et ainsi de traduire la préférence monétaire pour le présent par rapport au futur. Plus le taux d'actualisation est fort plus le présent est privilégié face à l'avenir, une valeur nulle mettant sur le même plan passé et futur. Ainsi dans le cadre de l'évaluation de la VET, un taux d'actualisation fort favorise les valeurs d'usage immédiat par rapport aux valeurs d'existence qui pour leur part se développent sur des temps extrêmement longs. Notons qu'une dégradation ou une amélioration de ressources environnementales s'échelonne souvent sur le long terme.

Dans le cadre d'une analyse « coût-bénéfice », le choix d'un taux d'actualisation trop fort peut conduire à surestimer les coûts immédiats de préservation aux dépens des bénéfices attendus à long terme et ainsi nuire à la préservation de l'environnement (Abdelmalki, 1997). Cela conduit à être incompatible avec un objectif de développement durable (Vallée, 2002). Plusieurs propositions ont aussi été faites par les spécialistes dans le traitement des coûts et des avantages environnementaux : ne pas appliquer de taux ou appliquer un taux d'actualisation décroissant dans le temps ou enfin choisir un taux d'actualisation faible (Vallée, 2002). Mais le choix de telle ou telle formule de taux révèle alors déjà une préférence quant aux choix du type de projet. A l'opposé, certains économistes minorent ces effets en considérant que, si les valeurs environnementales sont bien estimées, elles auront tendance à s'accroître au cours du temps avec des taux supérieurs à ceux de l'actualisation, ce qui a pour conséquence directe de masquer les effets négatifs de l'actualisation.

V-1-c Le couplage économie-physique appliqué aux cas des pollutions diffuses

Un système complexe à représenter

Comme nous l'avons vu précédemment, les nitrates proviennent principalement des activités agricoles et dans une moindre mesure des rejets ponctuels industriels et des stations d'épuration (STEP). Ce type de pollution touche les captages d'eau potable, les activités de loisirs, la pêche et l'écosystème (figure 67). La pollution par les nitrates concerne donc potentiellement l'ensemble du domaine aquatique. Aussi une gestion de la pollution en nitrates nécessite une approche globale de l'hydrosystème (eaux souterraines, superficielles et littorales) pour évaluer l'ensemble des impacts issus de cette pollution et obtenir une gestion efficace de la ressource en eau au sens du meilleur compromis « coût-efficacité » (Rhur University Bochum, 2002). Comme le souligne, Y. Le Bars (1998), il faut en particulier soumettre 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.

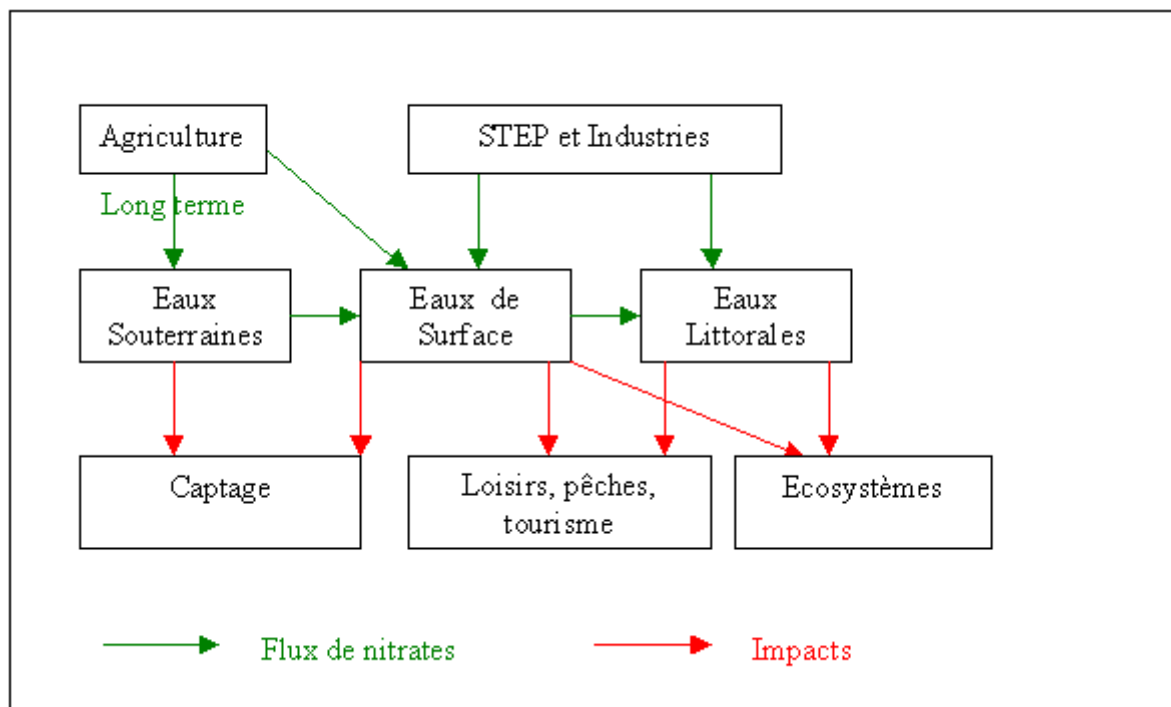


Figure 67 : Schématisation des pollutions en azote dans un bassin

Différentes étapes sont en général nécessaires à l'évaluation économique des mesures de protection des eaux souterraines (figure 68). 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.

Les fonctions ou services rendus par la ressource en eau souterraine sont multiples. L'Environmental Protection Agency (EPA), agence de protection de l'environnement aux Etats-Unis (EPA, 1995), en fait la synthèse en indiquant pour chaque fonction ses effets et les techniques d'évaluation permettant d'en mesurer les valeurs économiques. En ce qui concerne les bénéfices proprement dits, 12 fonctions peuvent être directement attribuées aux eaux souterraines et 16 fonctions à leur rôle de soutien aux eaux de surface.

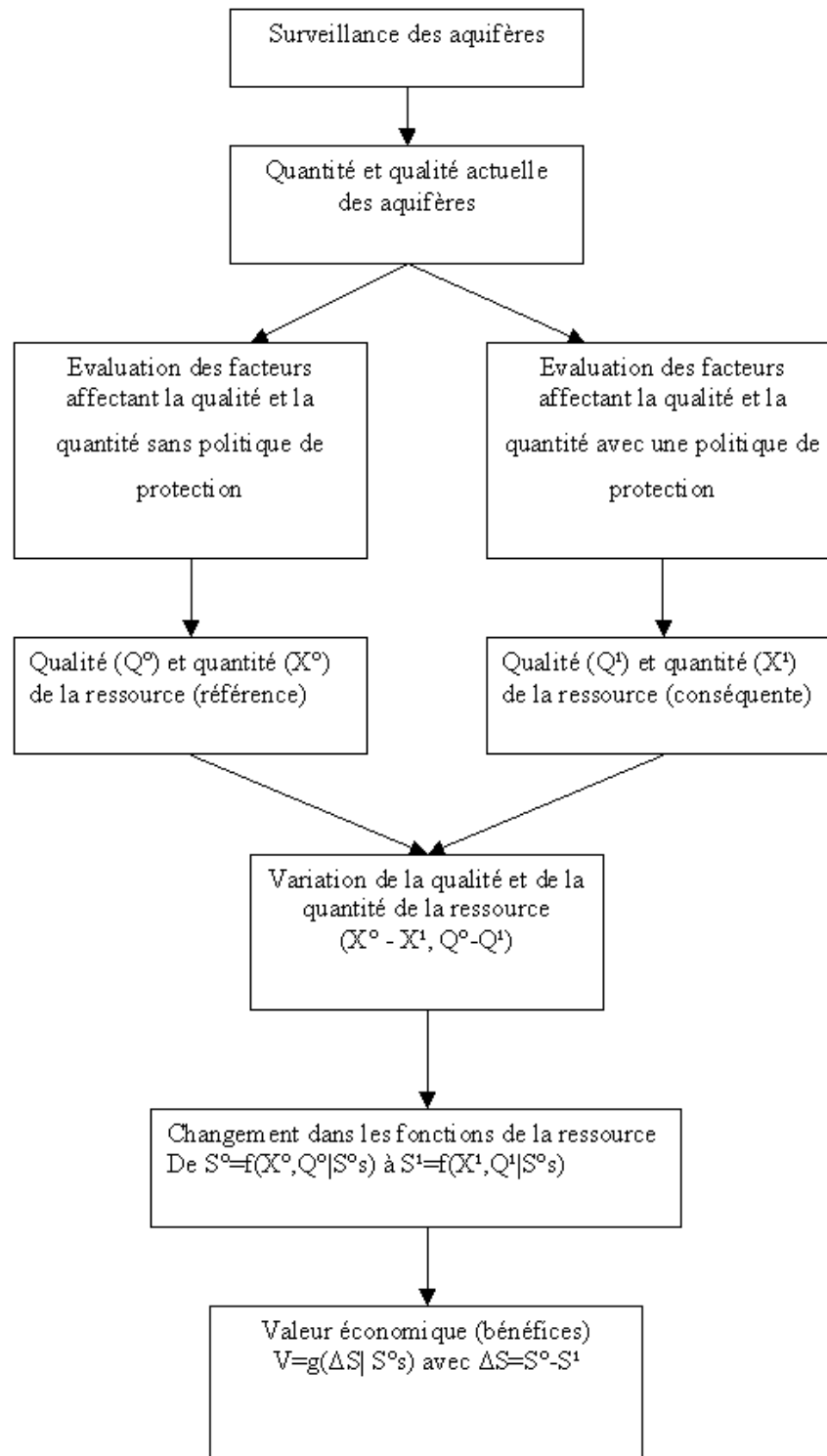


Figure 68 : Evaluation des bénéfices lors de l'amélioration de la qualité et la quantité des ressources en eau souterraines (EPA, 1995)

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. Mais ceci nécessite le couplage de multiples modèles numériques élémentaires représentant le comportement des différents compartiments du système en jeu et intégrant une grande variété de données socio-économiques. Le couplage entre ces différents modèles physiques élémentaires est une tâche déjà souvent complexe. L'ajout d'une modélisation économique constitue une difficulté supplémentaire.

Le couplage entre modèles économiques et physiques pour la gestion des ressources en eau

Sur le plan de la gestion des ressources en eau, on a souvent constaté dans le passé une séparation entre la sphère économique traitant des usages de l'eau et la sphère naturelle, traitant de la ressource en eau et plus généralement du milieu aquatique. Ce cloisonnement a souvent conduit à retenir des politiques de gestion sur des critères purement économiques qui ont abouti à une surexploitation et une dégradation de la ressource. L'objectif du couplage entre les modèles économiques et modèles physiques est de mieux prendre en compte les interactions entre ces deux sphères et de traiter simultanément des conséquences respectives de chaque projet de gestion (figure 69).

Le modèle économique a pour objectif de rendre compte du comportement des agents économiques soumis à des facteurs exogènes à la consommation d'eau proprement dite et adaptant en conséquence leur comportement et leur production. L'activité de production de chaque agent est modélisée selon ses usages de l'eau en tenant compte de l'utilisation de la ressource en termes de prélèvement nécessaire à sa conduite et du stock de polluants qui en résulte. Par leur prélèvements et leurs rejets, ces activités modifient par la même les caractéristiques de la ressource. Le modèle doit donc prendre en compte les conséquences directes qui en découlent sur la production des autres usagers (« les externalités ») ainsi que les contraintes qui peuvent leur être appliquées par la mise en place de nouvelles réglementations.

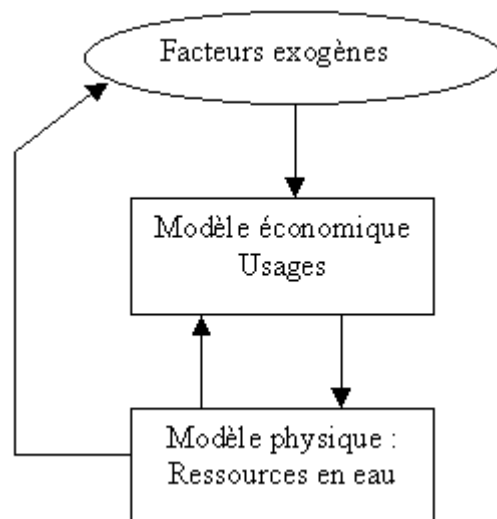


Figure 69 : Représentation schématique du couplage entre modèle économique et physique dans la gestion des ressources en eau

Modèles de simulation et modèles d'optimisation

Dans les analyses à l'échelle d'un bassin versant, les modèles utilisés dans l'aide à la décision sont principalement de deux types : modèles de simulation et modèles d'optimisation. Dans le premier cas, on simule le comportement de la ressource en eau en fonction d'un jeu prédéfini de règles (actuelles ou hypothétiques) gouvernant les allocations en eau, les pressions polluantes et l'usage des infrastructures. Ultérieurement, les résultats de la simulation peuvent aider au choix des solutions au travers de l'utilisation d'un système d'aide à la décision multicritère (Ganoulis, 2003). Dans le second cas, on optimise sous contraintes économiques et physiques les meilleures allocations et les infrastructures associées à l'aide d'une fonction « objectif » (économique ou autre) (WaterStrategyMan, 2005). Dans certains cas, les systèmes d'aide à la décision peuvent aussi inclure simultanément les capacités de simulation et d'optimisation (MacKinney et al, 1999).

Les modèles de simulation sont essentiellement utilisés pour répondre aux approches dites « de scénarios ». Une des caractéristiques qui les différencie des modèles d'optimisation est leur capacité de prospective au long terme tant que les conditions qui gouvernent le fonctionnement hydrologique peuvent être considérées comme stables.

De fait la simulation est la technique la plus appropriée pour évaluer la réponse d'un hydrosystème à des conditions extrêmes, non équilibrées et donc pour identifier les compartiments à risque du système hydrologique ou pour évaluer ses performances de durabilité sur des périodes pouvant dépasser plusieurs décades. En particulier, les modèles de simulation hydrologique jouent un rôle essentiel dans l'évaluation de la réponse des hydrosystèmes aux scénarios de changement climatique global, de sécheresse ou de rapide changement dans les priorités d'allocation des ressources en eau (MacKinney et al, 1999).

Par contre, un des avantages des modèles d'optimisation réside pour certains dans leur capacité à intégrer des valeurs sociales dans l'allocation de la ressource comme l'équité ou la qualité environnementale dans la mesure où celles-ci peuvent être quantifiées (MacKinney et al, 1999).

Les difficultés du couplage économie-hydrologie

On distingue deux approches dans la réalisation du couplage entre les modèles économiques et hydrologiques : une approche dite par compartiment et une approche dite holistique. Dans l'approche par compartiment, chaque module est conçu de manière séparée, un réseau de liaison permettant l'échange entre eux des données et des résultats produits par chaque compartiment. Dans l'approche holistique, il n'y a qu'une seule unité comprenant l'ensemble des composants étroitement connectés en un seul modèle (idem, algorithme). A l'exception d'un certain nombre de cas simplifiés, l'approche par compartiment domine pour l'instant, mais le transfert synchrone et efficace de l'information entre les composantes économiques et hydrologiques reste un obstacle technique. Des recherches poussées sont nécessaires sur le développement de connections dynamiques tout particulièrement dans le cas où un certain niveau d'interactivité avec l'utilisateur est introduit (MacKinney et al, 1999).

Le degré d'intégration entre modèles économiques et hydrologiques est souvent aussi entravé par les différences d'échelles spatiales et temporelles qu'ils doivent prendre en compte. Dans le cas d'un bassin versant, par exemple, l'impact économique des mesures de gestion porte en effet sur une aire qui diffère du bassin hydrologique lui-même. Cette aire peut être une limite administrative ou intéresser une zone géographique plus vaste définissant le « territoire de la demande » (Mermet et al, 2001).

Les échelles de temps à prendre en compte pour les modèles économiques sont généralement longues (annuelles ou décennales) alors que le pas de temps pris en compte par les modèles hydrologiques est journalier ou mensuel (Schultz G.A., 2001).

En général le couplage implique l'utilisation d'un SIG (Système d'Information Géographique) qui assure la gestion des données spatialisées géoréférencées. Dans certains cas, l'utilisation du SIG dépasse la simple représentation cartographique pour s'impliquer dans le traitement lui-même. Dans le cas des études hydrologiques, il est utile au post-traitement et à la cartographie des résultats obtenus par les modèles, mais il peut aussi aider à la génération des données d'entrée, notamment en permettant leur exportation et importation sous différents formats (texte ASCII par exemple). Sans être impliqué dans les algorithmes de calcul eux-mêmes, le SIG peut aussi être utilisé comme interface de contrôle et d'échange entre les modules tout en assurant de manière automatique les transformations spatiales nécessaires à leur communication (ex : agrégation et désagrégation).

Il existe de fait plusieurs stratégies pour coupler les modèles socio environnementaux avec les SIG allant d'un couplage lâche à un couplage étroit. Un couplage lâche est basé sur plusieurs projets ou systèmes SIG séparés et gérant des bases de données différentes dont les échanges s'effectuent en format standard de type texte ASCII ou XML. Par contre, un couplage étroit est basé sur une gestion intégrée des données dans lequel le SIG et les modèles partagent la même base de données (MacKinney et al, 1999).

Un couplage « fort » surtout appliqué au problème de gestion quantitative de la ressource en eau

Dans les modèles de gestion quantitative de la ressource en eau, la modélisation géographique de l'hydrosystème constitue le canevas sur lequel l'ensemble des usagers et des ressources est rattaché afin de procéder à une allocation optimale de la ressource. Ce type de modèle n'est pas nouveau et s'est développé dès le début des années 1970. On citera en particulier les trois modèles Prophète, Prolo et Prolosim développés à l'Ecole des Mines de Paris pour une planification à long terme de l'aménagement hydraulique du bassin Adour Garonne (CIG, 1973 ; P. Hubert, 1976). La ressource en eau superficielle est généralement représentée par un modèle en réseau hydrographique simplifié et les ressources en eau souterraine par des modèles « réservoir ».

Le réseau hydrographique est formé de tronçons de rivière, et à chaque nœud du réseau, les demandes et les rejets des différents usagers (industries, population, agriculture, hydroélectricité) sont modélisés ainsi que les apports des tronçons précédents. Les travaux récents de M.W. Rosegrant, D.C. MacKinney et X. Cai utilisent cette approche⁵⁸.

Les modèles de réservoirs souterrains alimentent le réseau hydrographique au niveau des nœuds. Un modèle climatique exogène permet de simuler les apports en précipitation et un modèle agronomique permet de calculer le bilan en eau et les pollutions salines résultant de l'irrigation pour alimenter le modèle nodal. Il peut aussi être utilisé pour calculer le rendement des cultures et estimer le profit des sites agricoles. Les bénéfices des populations et des usines hydroélectriques et des autres industries sont calculés par le bénéfice de l'utilisation d'eau diminué du coût d'approvisionnement. Enfin, une méthode d'optimisation permet de maximiser une fonction « objectif » (idem, somme des bénéfices des usagers) sous des contraintes qui peuvent être ajoutées pour prendre en compte les lois institutionnelles par exemple (minimum d'eau par site, débit réservé, salinité maximale permise).

A l'origine, pour le bassin Adour Garonne (1973 à 1976), cette approche a été utilisée sur des scénarios annuels avec un pas de temps mensuel. Plus récemment, dans les travaux de X. Cai, en 2002, ce type de modèle est utilisé dans un objectif de long terme en combinant les décisions prises à court terme et à long terme pour gérer le plus durablement possible des bassins versants fortement irrigués. Pour cela chaque décision optimisée sur l'année est accompagnée de critères (de risques, environnementaux, économiques, etc.) dont les tendances cumulées à long-terme servent à optimiser le système sur toute la période en contraignant les décisions à court terme.

Pour les modèles de gestion de la qualité en rivière ou pour la modélisation des nappes soumises aux intrusions salines par exemple, le même type d'approche est aussi possible (Caussade et al, 2000), les réponses du système étant suivies à l'année.

⁵⁸ Voir [Rosegrant et al, 2000], [Cai et al, 2001], [Cai et al, 2002], [Cai et al, 2003]

Prédominance des analyses « coût-efficacité » dans le cas des pollutions diffuses. Quelques exemples.

Pour les études portant sur les pollutions diffuses, la structure du système de modélisation est souvent beaucoup plus complexe. Le couplage entre modèles hydrogéologique et économique exige d'estimer un grand nombre de valeurs environnementales et économiques. Compte tenu de ces difficultés, la grande majorité des études existantes se limite à mener une analyse « coût-efficacité » à la base du sol à l'aide de modèles agronomiques. Nous en présentons quelques exemples afin de comparer les méthodes et indices utilisés.

En France, l'équipe du C3ED (Centre d'Economie et d'Ethique pour l'Environnement et le Développement) a travaillé sur le problème des pollutions diffuses liées à l'agriculture en Bretagne. Leur objectif était de simuler sur une période de 20 ans (2000-2020) quatre scénarios agricoles grâce au modèle M3ED-AGRI et de réaliser une analyse « coût-efficacité » mêlant dimensions économiques et environnementales (Douguet et al, 2000). Le modèle AGRI utilisé est un modèle agricole multi produit⁵⁹ (module production végétale et module production animale) qui permet de calculer la production régionale en effectuant entre autre des calculs de bilan d'azote, de phosphore et de potasse.

Les scénarios agricoles qui ont été testés par le C3ED sont : un scénario tendanciel intensif productiviste de type « laisser-faire », un scénario intensif productiviste d'agriculture « raisonnée », un scénario d'agriculture « économe » et un scénario d'agriculture biologique. Un indicateur économique (ici, le PIB) et un indicateur environnemental (émissions de polluants) sont calculés par différence entre le scénario tendanciel et un scénario alternatif. Pour l'analyse « coût-efficacité », un coût d'adaptation⁶⁰ et une performance environnementale⁶¹ liés au passage du scénario tendanciel à un scénario alternatif ont aussi été évalués (Douguet et al, 2000). En divisant ces résultats par la valeur du produit agricole et celle des émissions d'azote du scénario tendanciel de type « laisser-faire », le coût d'opportunité et l'amélioration pour l'environnement de chaque scénario alternatif sont calculés.

⁵⁹ Voir [Douguet, 2000] pour de plus amples détails.

⁶⁰ Produit agricole du scénario tendanciel moins le produit agricole du scénario alternatif

⁶¹ Émissions nettes d'azote du scénario alternatif moins les émissions nettes d'azote du scénario alternatif

A partir de ces indices, deux critères de classification ont été élaborés. Le premier consiste à calculer le rapport entre le coût d'opportunité et la performance environnementale (indice « coût-efficacité » standard). Le second critère est un critère dynamique permettant de mettre en lumière l'importance des délais de mise en application des modes d'ajustement choisis et le coût économique qui leur est associé (Douguet et al, 2000). Ceci se fait en calculant l'évolution dans le temps du premier critère rapporté à sa valeur « objectif ».

Dans d'autres travaux en France (Flichman, 2000), les solutions apportées à la pollution agricole par les nitrates ont été étudiées grâce à un modèle de programmation linéaire couplé avec EPIC-PHASE. Le modèle EPIC-PHASE fournit les données de rendement et de pollution potentielle (quantité de nitrates lessivés) pour différents niveaux de fertilisation azotée permettant d'estimer la production et la pollution en fonction de la fertilisation azotée ainsi que la pollution en fonction de la production agricole. Cet outil est utilisé pour simuler les impacts des politiques choisies (ex : application de taxe ou abandon d'activité) et pour alimenter les modèles économiques. Il permet de tenir compte de relations pouvant exister entre la production agricole et ses impacts environnementaux (Flichman, 2000), en utilisant des fonctions de production des externalités négatives non convexes⁶². Il permet aussi de simuler l'effet de progrès techniques émergeants ou d'isoler l'effet de la variabilité des rendements due au climat.

Aux Pays-Bas (Jansen, 1999), une étude comparable a été menée avec le système PREPLAN (Procedures for ex-ante evaluation of REgional PLAns for Nitrate Reduction). Cet outil est constitué d'un SIG, d'un modèle agronomique et d'un modèle de programmation linéaire. Le SIG permet la construction d'unités homogènes selon trois critères (sol, occupation du sol et profondeur de la nappe aquifère). Celles-ci sont ensuite regroupées en unités socio-économiques. Le modèle agronomique calcule, pour différents types de pratique agricole, le surplus d'azote et les coûts subdivisés en coûts variables (travaux supplémentaires, baisses de rendement) et en coûts d'investissement obtenus dans la littérature. Le module de programmation linéaire recherche ensuite la solution optimale en minimisant les coûts sous contraintes portant sur la concentration en nitrates dans les eaux souterraines superficielles. Pour cela on sélectionne pour chaque unité socio-économique un type de pratique en déterminant les coûts à l'échelle régionale et en calculant la concentration en nitrates résultante.

⁶² Ainsi l'application d'une taxe peut au-delà d'un certain seuil accroître la pollution.

On itère ensuite jusqu'à obtenir une solution optimale. Différents scénarios peuvent ainsi être testés en faisant varier les informations relatives à la concentration en nitrate tolérée, au climat et aux activités agricoles. Les résultats sont présentés sous forme de coûts annuels en fonction de la concentration en nitrates au niveau régional, selon un indice « coût-efficacité » des pratiques par type d'exploitation agricole et enfin sous forme d'une carte correspondant à chaque scénario.

Avec le modèle intégré CEEPES (Comprehensive Environmental Economic Policy Modeling System), les travaux de modélisation de l'Université du Wyoming (USA) portant sur la problématique pesticide vont plus loin (Archer, 2001). Basé sur un élément central appelé RAMS (Resource Adjustment Modeling System), CEEPES permet d'évaluer l'impact d'une politique de restriction de l'usage des pesticides via différents critères. RAMS est un module de programmation linéaire maximisant le profit des productions culturales d'un exploitant agricole type, représentatif d'une aire homogène de production (ex : équivalent d'un état américain). Pour réaliser son calcul, RAMS est alimenté en données de coût et de rendement simulés par un modèle externe travaillant sur différentes stratégies d'utilisation des herbicides. RAMS utilise aussi, pour ses scénarios, une information externe portant sur les contraintes liées aux scénarios de gestion (ex : interdiction d'emploi ou niveau de taxe sur les herbicides). Le modèle permet en sortie de calculer des indices économiques de coût et de rendement pour chaque politique envisagée et d'alimenter un modèle hydrologique couplé surface-souterrain pour évaluer la concentration en pesticides dans l'hydrosystème. Les concentrations moyennes et maximales dans les eaux souterraines sont calculées à deux profondeurs distinctes (1,2 m. et 15 m.) et un pic de concentration est estimé pour les eaux de surface.

Dans RAMS, ces concentrations permettent de calculer un indice d'exposition à la pollution. Les résultats sont fournis sous différentes formes. Un tableau présente d'abord les indicateurs économiques de profits et de rendement de production pour chaque scénario de gestion. Ensuite plusieurs diagrammes montrent les relations (trade-off) existant entre deux paramètres de sortie du modèle (ex : perte de profit et baisse des herbicides appliqués ; perte de profit et baisse de niveau d'exposition dans les eaux souterraines ou superficielles ; baisse de niveau d'exposition dans les rivières et dans les eaux souterraines).

Enfin pour choisir le scénario le plus efficace, un dernier diagramme présente les relations existant entre la baisse de profit et l'indice d'exposition pour l'ensemble du système hydrographique. Ce type de diagramme permet de présenter les effets d'une taxe selon son niveau d'application et de comparer les différents scénarios entre eux.

On remarquera que dans les quatre études précédentes, les concepteurs ont eu recours à la programmation linéaire pour optimiser le rendement agricole sous contraintes de protection de l'état de la ressource en eau. Les indices calculés en sortie permettent de connaître les rendements obtenus et ainsi que le coût total de la solution adoptée en tenant compte des coûts de production et d'un indice d'état de l'environnement. En termes d'efficacité environnementale, nous avons adopté dans notre travail la démarche utilisée par ces études et qui consiste à retenir le flux d'azote en sortie de sol comme indice d'état environnemental.

Néanmoins il nous semble que les études citées privilégient trop le fonctionnement du système agricole au détriment de celui de l'hydrosystème et tout particulièrement en ce qui concerne les apports aux aquifères. En effet, les indices utilisés concernent une pollution potentielle indifférenciée et les phénomènes spatiaux et temporels liés à la propagation des pollutions diffuses à l'échelle d'un grand bassin versant ne sont pas pris en compte. D'autre part, les externalités produites et leurs conséquences sur les usagers non agricoles ne sont pas intégrées dans l'analyse. Or la prise en compte de ces externalités pèse souvent sur les décisions de gestion à l'échelle d'un bassin. Ainsi, si on prend l'exemple de deux territoires soumis à une même pollution, l'un avec des intérêts économiques majeurs (ex : présence de zones humides à fort intérêt environnemental, ou production conséquente en eau potable depuis la nappe souterraine par exemple) et l'autre correspondant à une région peu développée et peu peuplée, l'approche « coût-efficacité » utilisée dans les modèles précités, à la différence de l'analyse « coût-bénéfice », ne permet pas d'évaluer les véritables enjeux économiques globaux et de justifier les efforts à conduire sur l'un ou l'autre des territoires.

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 , figure 68 précédente) est insuffisante. En raison de l'imperfection des données et des incertitudes pesant sur les paramètres des modèles, nous pensons qu'il est préférable d'évaluer les impacts directs attendus d'usages par le biais de probabilités exprimant un risque de contamination des eaux souterraines déterminé « a priori » (EPA, 1995) simulés plutôt que d'estimer ces impacts de manière explicite comme c'est le cas dans la plupart des approches précitées.

Cet argument tient du domaine de 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 70). Soulignons que de fait nous avons suivi cette approche car dans notre cas, le modèle MODSUR-STICS-NEWSAM a permis dans le chapitre précédent, de comparer différentes solutions à la lutte contre la pollution des nitrates et d'en évaluer la probabilité d'échec (ici, le risque ou probabilité de dépassement de seuil). Dans le chapitre suivant, nous montrerons comment l'usage d'un modèle économique d'acteurs spatialement distribués permet d'évaluer chaque solution par une analyse « coût-bénéfice » tenant compte des risques associés.

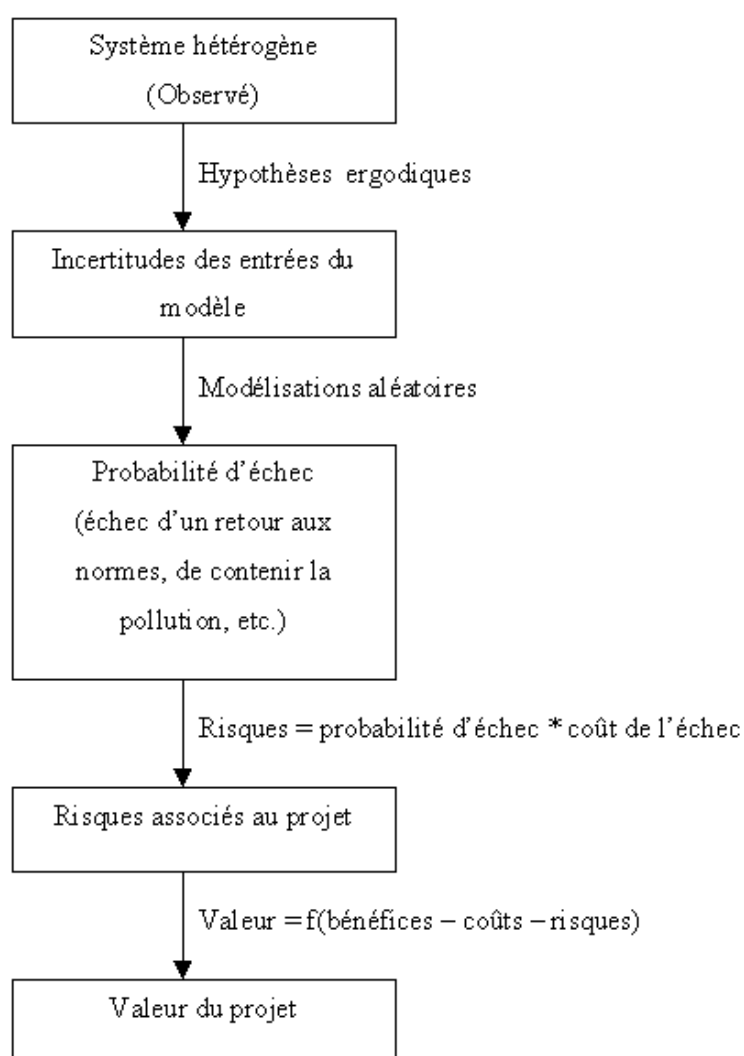


Figure 70 : Modélisation du risque de pollution (Splitz et al, 1996)

V-2 Analyse économique des résultats de simulation à l'échelle du bassin de la Seine

Dans notre cas, de nombreuses difficultés apparaissent quant à l'adoption d'une approche classique de l'évaluation économique des mesures de protection contre les pollutions agricoles.

Compte tenu de la multiplicité des modules utilisés dans la chaîne MODSUR-STICS-NEWSAM et des longs temps de calcul nécessaires à la simulation des domaines hydrologique et agronomique⁶³, il n'est pas apparu envisageable d'adopter une approche d'optimisation dans la réalisation du couplage avec des outils économiques. De plus, l'évaluation économique directe de l'impact écologique des pratiques agricoles sur l'état des eaux souterraines rencontre une difficulté majeure en raison du fonctionnement même de l'hydrosystème souterrain dont les temps de réponse aux changements de pratique agricole sont longs et très variables spatialement. De fait, partant de l'état des lieux actuel du bassin de la Seine aucune solution n'existe à l'atteinte du « bon état écologique des ressources souterraines en 2015 » compte tenu de l'inertie du milieu. La situation du bassin ne peut changer notablement à terme de 10 ans (S. Blanc, 2003) et l'utilisation d'un modèle d'optimisation économique ne peut aider à retenir la « meilleure solution », car celle-ci n'existe pas de toute manière.

Compte-tenu de ces contraintes, nous avons convenu que l'analyse économique doit donc dans notre cas se limiter à une approche de type simulation en utilisant les résultats obtenus par MODSUR-STICS-NEWSAM sur la base des scénarios agricoles prospectifs prédéfinis. On se limitera donc à juger des pratiques agricoles alternatives en analysant partiellement leurs coûts tout en écartant de ce fait les coûts et les efficacités que les mesures proposées pourraient engendrer par leur mise en place pour les agriculteurs. On prendra pour principe d'indiquer aux gestionnaires les conséquences économiques des options envisagées tout en leur laissant décider des moyens pour y parvenir.

⁶³ Cf., Chapitre VI-I-1

V-2-a Exemple de calcul « coût-efficacité » à l'échelle des UGSM de STICS spatialisé

L'efficacité des mesures de lutte contre la pollution des nitrates peut être mesurée en termes de réduction des reliquats azotés sous-racinaires⁶⁴. Les coûts sont alors dus aux surcoûts de gestion et aux pertes de rendement potentiel induits chez les agriculteurs par des mesures agro-environnementales. Les surcoûts comprennent les coûts en matériel, en main d'œuvre et en investissement liés à des itinéraires techniques spécifiques. Dans notre étude, ces surcoûts sont essentiellement engendrés par la mise en place des CIPAN et nous avons choisi pour les évaluer un coût moyen de 75 €/ha (Martin, 1996). Notons que la réduction de fertilisant agricole, autre mesure proposée, permet à l'inverse des économies sur l'achat de ces produits.

La perte de revenu associée aux baisses de rendements peut être directement obtenue à partir des sorties du modèle STICS. Le revenu agricole est alors calculé sur la base d'un prix de référence agricole et les rendements et quantités protéiques des grains calculés par le modèle pour certaines des cultures prises en compte. Néanmoins, les erreurs associées à la modélisation peuvent être substantielles en raison des incertitudes liées aux équations, aux paramètres et aux données d'entrée. La prise en compte de ces incertitudes dans le calcul des revenus agricoles peut se faire par l'emploi de variables aléatoires couplées aux sorties de STICS (Lacroix et al, 2005). Dans le cadre de notre étude, nous n'avons pu entreprendre un tel travail et les calculs de revenus sont donc directement établis à partir des résultats du programme.

Pour évaluer les coûts relatifs à la mise place des mesures environnementales dans le cadre du scénario « B : Raisonné » on a pris en compte par UGSM (Unité spatiale de calcul STICS) :

- Les coûts relatifs au CIPAN C_{cip} tenant compte de la surface plantée en CIPAN et du coût de mise en place :

$$C_{CIP} = S_{CIPAN}(Ha) * Cout_{CIPAN}(Ha) \quad (V-3)$$

⁶⁴ Cf chapitre VI-I-2

- Les coûts d'achat en fertilisant C_{ferti} . Ils correspondent à la somme des coûts d'achats par type de fertilisants (n), égaux à la quantité utilisée en entrée de STICS multipliée par le prix moyen de référence observé sur la période 1990-2000.

$$C_{ferti} = \sum_{n=1}^N Q_{ferti_n} * Px_n \quad (V-4)$$

- Le revenu agricole R_a . Il correspond à la somme des revenus agricoles par culture. Ces derniers sont calculés en utilisant le prix moyen agricole observé sur la période 1990-2000 (figure 71) par culture, le rendement calculé par STICS et la surface cultivée. Notons que nous n'avons pas pu avoir accès aux prix de l'ensemble des cultures modélisées et que donc le calcul du revenu agricole ne prend en compte que les principales cultures produites.

$$Ra = \sum_{k=1}^K S_k * Rdt_k * Px_k \quad (V-5)$$

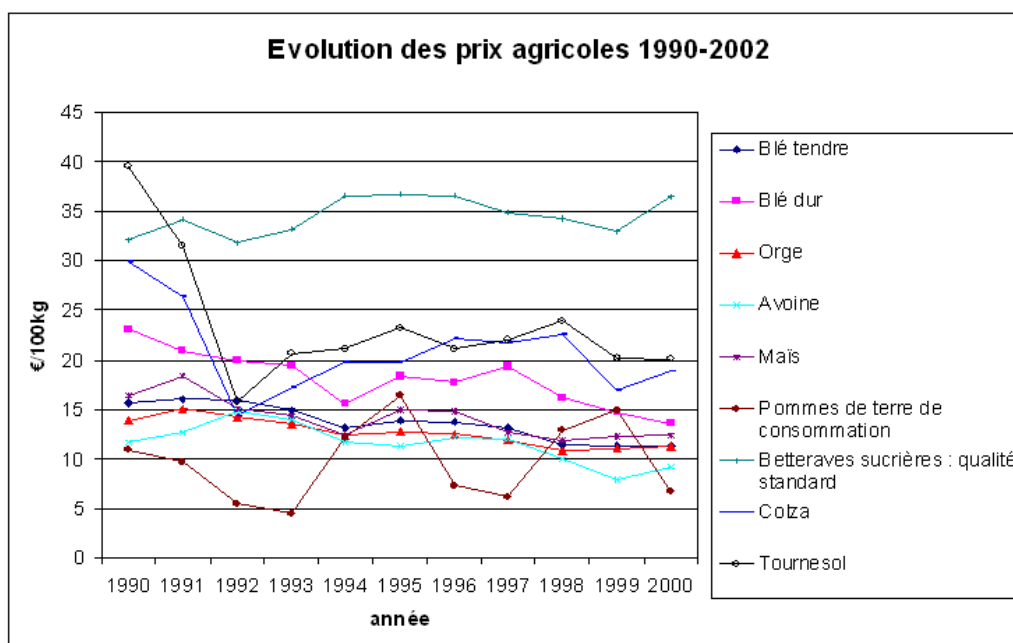


Figure 71 : Evolution des prix agricoles en France pour certaines des cultures modélisées par STICS sur la période 1990-2000 (source: EUROSTAT)

Le tableau 7 présente la valeur moyenne et l'écart-type par culture du rendement calculé par STICS pour chaque UGSM. Si l'on compare des valeurs obtenues par simulation dans le cas du scénario « A : Laisser-faire » aux rendements « à dire d'experts » présents dans la base de données des pratiques agricoles fournie par l'INRA Mirecourt, on note une correspondance variable selon les cultures. Des écarts significatifs peuvent ainsi être observés pour la pomme de terre (50% de la valeur observée), l'orge (43%), le maïs (30%) et le blé (25%). Ces faibles rendements obtenus malgré un fort apport en fertilisant peuvent expliquer une surestimation des quantités de reliquats azotés obtenues sur certains secteurs. On constate que la mise en place des mesures de type « B : Raisonné » entraîne selon notre modèle une diminution des rendements des cultures. La pomme de terre présente à l'inverse une augmentation de rendement et se distingue à nouveau des autres cultures témoignant d'un possible défaut de paramètre dans l'entrée de STICS.

Tableau 7 : Rendement moyen en T/ha par culture pour les scénarios « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné » ainsi que ceux proposés « à dire d'experts » pour la période 1992-1998.

Type de culture	Scénarios				Base de données INRA
	A : Laisser faire		B : Raisonné		Moyenne
	Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	
Blé	5.56	1.76	5.29	1.63	7.35
Tournesol	3.26	0.86	3	0.72	2.87
Colza	4.35	0.63	4.19	0.66	2.75
Orge	2.93	0.51	2.71	0.66	5.23
Maïs	7.15	2.17	6.9	2.24	10.59
Avoines	2.23	0.27	1.92	0.25	3
Pomme de terre	19.84	0.41	20.3	0.38	37.5
Betteraves	65.82	11.46	63.7	11.1	60.7

La figure 72 présente les variations géographiques de revenu agricole moyen entre les scénarios « B : Raisonné » et « A : Laisser-faire ». Les zones colorées en jaune correspondent aux secteurs pour lesquels l'application des mesures agro-environnementales s'accompagne d'une augmentation du revenu agricole, et en dégradé de rouge les secteurs pour lesquels un coût net est possible. Compte tenu des cultures prises en compte, les coûts sont compris entre 0 et 200 €/ha sur le bassin et on remarque une certaine homogénéité des valeurs par zones agricoles homogènes⁶⁵. On notera que la Champagne Crayeuse présente des coûts particulièrement élevés. Les secteurs pour lesquels un bénéfice est observé restent minoritaires dans l'ensemble.

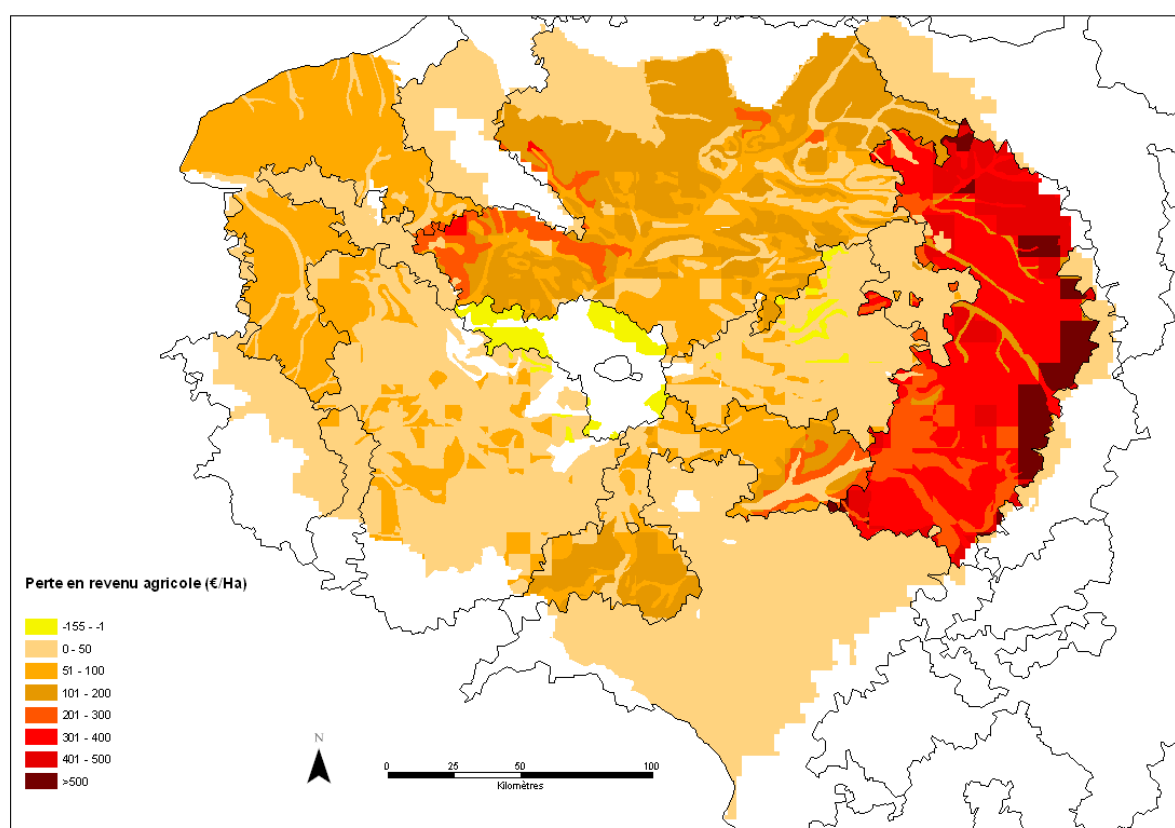


Figure 72 : Variation du revenu agricole moyen en euro par hectare calculé par UGSM de STICS spatialisé en comparant le scénario « B : Raisonné » au scénario « A : Laisser-faire »

⁶⁵ Cf. Annexe 3 pour des informations plus détaillées sur les zones agricoles.

On peut ensuite calculer par UGSM le coût des mesures adoptées dans le scénario « B : Raisonné » en tenant compte : des surcoûts liés au CIPAN, des bénéfices dus à la réduction d'achat de fertilisants et de la variation de revenu constatée par rapport au scénario de référence « A : Laisser-faire » :

$$C_{REF-RAIS_{ugsm}} = \Delta C_{CIP_{ref-rais}} + \Delta C_{ferti_{ref-rais}} + \Delta Ra_{ref-rais} \quad (V-6)$$

Le maximum de coût total dû aux mesures agro-environnementales peut atteindre les 700 euros par ha, les coûts les plus élevés étant observés pour les régions agricoles « Champagne crayeuse » et « Brie-Beauce » (figure 73).

En majorité, les coûts se situent entre 0 et 300 euros par ha mais des bénéfices restent observables dans la zone « Agriculture parisienne »⁶⁶. La figure 74 présente la répartition géographique du ratio « coût-efficacité » calculé par UGSM : nous avons fait ici le rapport entre la variation de coût et la variation des concentrations sous-racinaires obtenues sous scénario « A : Laisser-faire » et scénario « B : Raisonné ». Précisons que contrairement au cas classique de calcul du ratio « coût-efficacité », le scénario pris comme référence n'est pas le scénario à moindre coût mais le scénario « A : Laisser-faire ». Ceci explique que dans certains cas, le ratio a une valeur négative traduisant en fait un bénéfice plutôt qu'un coût. Dans ce dernier cas, la mise en place de mesures agro-environnementales est donc bénéfique à tous les points de vue. On note globalement un ratio compris entre un et deux sur l'ensemble du bassin. Les secteurs à fort potentiels polluants (« Champagne crayeuse » et « Brie-Beauce ») présentent les ratios les plus élevés, notamment la Champagne avec des ratios supérieurs à 6.

⁶⁶ Cf. Annexe 3 pour des informations plus détaillées sur les zones agricoles.

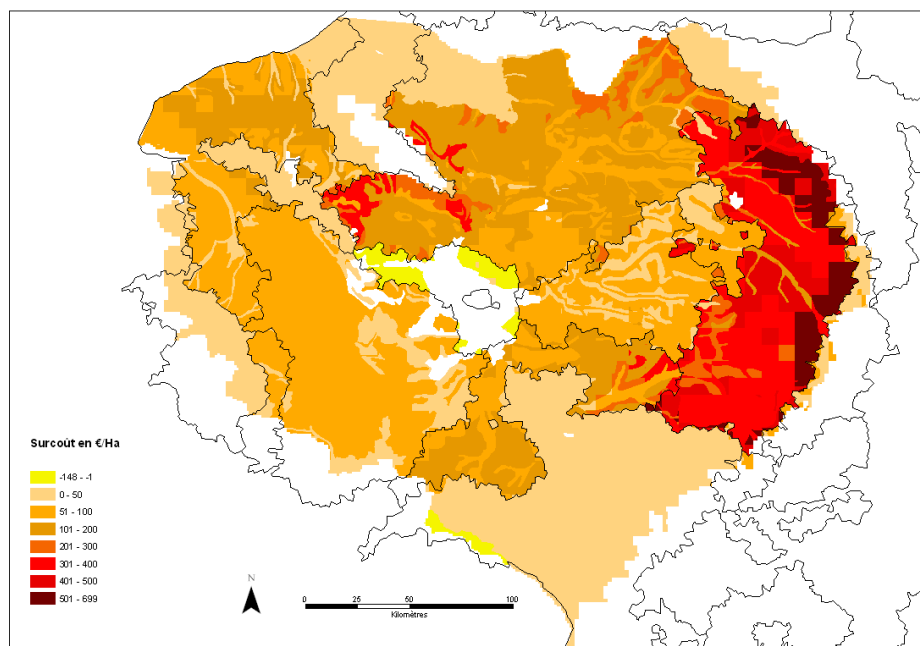


Figure 73 : Surcoût induit par le scénario « B : Raisonné » comparé au scénario « A : Laisser-faire ». Il est calculé pour les UGSM de STICS spatialisé

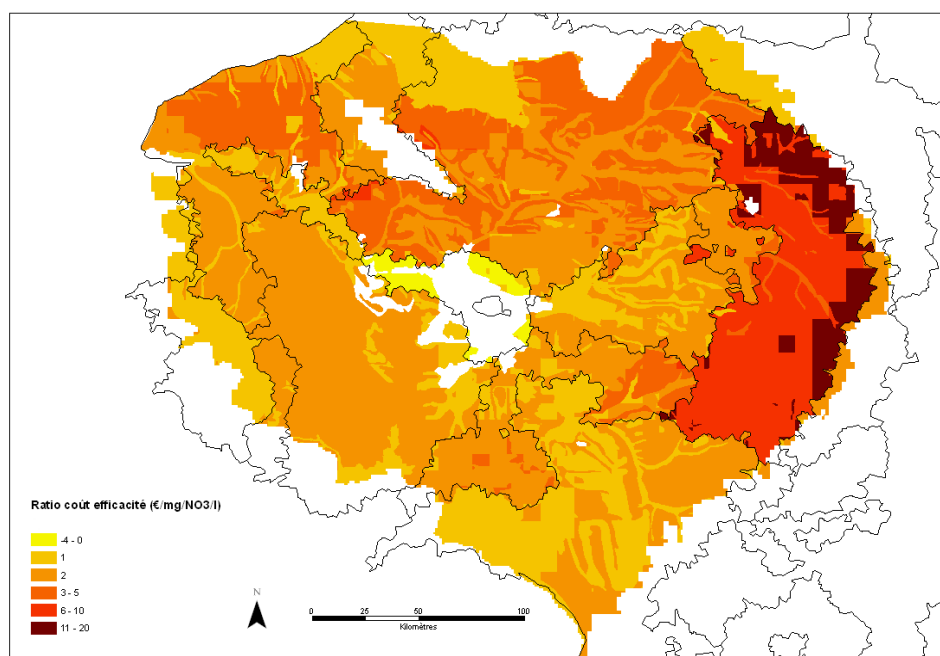


Figure 74 : Ratio « coût-efficacité » du scénario « B : Raisonné » par UGSM de STICS spatialisé

V-2-b Une méthode d'évaluation des bénéfices utilisant l'approche de R.L. Raucher

Pour quantifier la valeur économique de la qualité des eaux souterraines, l'approche directe revient à considérer les coûts qu'auraient à supporter les usagers si la qualité de l'eau se détériorait. L'idée sous-jacente est que ces coûts n'auraient plus à être supportés si la qualité de l'eau était restaurée. Dans ce sens, les bénéfices d'une protection de l'eau souterraine prennent la forme des coûts de dommages évités (Görlach B., 2003).

Nous avons déjà mentionné que la contamination de l'eau souterraine génère différents dommages tel que des coûts d'évitement pour les usagers qui doivent prendre des mesures pour éviter ou traiter la pollution, des coûts relatifs aux dommages écologiques au milieu et la perte de valeur de loisir si la pollution des eaux souterraines a un impact sur les écosystèmes de surface (rivières ou zones humides).

Nous avons restreint notre étude à l'estimation des dommages liés à la production domestique d'eau potable depuis les ressources en eau souterraine suivant une approche déjà appliquée au cas de la pollution des aquifères par les matériaux toxiques (Raucher, 1983). Les bénéfices évalués dans ce cas peuvent être considérés comme une borne inférieure de la valeur économique de la protection de l'eau souterraine prise dans son ensemble, car celle-ci comprend aussi les services rendus à l'agriculture et à l'industrie par une amélioration de la teneur en nitrate des eaux souterraines. Nous n'avons pas évalué ces deux derniers termes car nous manquons de renseignements précis à leur sujet.

Dans son étude conceptuelle sur la mesure des bénéfices apportés par la protection des eaux souterraines, R.L. Raucher souligne que le bénéfice net d'une activité de protection de l'eau souterraine correspond de fait aux bénéfices sociaux attendus diminués des coûts de mise en place de la stratégie de protection. Les bénéfices sociaux de la protection correspondent aux dommages « évités » par celle-ci et qui pourraient être causés par la contamination à laquelle il faudrait s'attendre si aucune mesure de protection n'était adoptée. Ces dommages « évités » résultent des coûts de réponse à la contamination (si elle est détectée) augmentés des coûts résultant de l'utilisation effective d'une eau contaminée.

Il est de pratique courante d'exprimer le dommage « évité » par son espérance mathématique $E(D)$, donnée par la formule :

$$E(D) = p * (q * C_r + (1 - q) * C_u) \quad (V-7)$$

Avec :

- p : probabilité pour que la pollution ait lieu
- q : probabilité pour que la pollution soit détectée avant l'utilisation de l'eau polluée
- C_r (*coût de la réponse*) : dépense relative à l'action ou réponse la plus efficace économiquement pour traiter la pollution
- C_u (*coût de non détection*) : coût induit si l'eau contaminée est utilisée à tort comme une eau de bonne qualité

D'autres travaux (Yadav et al, 1998) ont repris ultérieurement cette démarche pour évaluer, par une analyse « coût-bénéfice », l'implantation de pratiques agricoles destinées à contrôler la contamination en nitrates des eaux souterraines. Les bénéfices sont calculés aux points de prélèvement d'eau potable. En cas de contamination d'un forage sans mesure de protection, deux options sont envisagées : (1) l'eau est traitée ou (2) si elle ne l'est pas, alors, de l'eau potable est fournie par d'autres moyens (bouteilles d'eau minérale, construction de nouveau puits ou approfondissement du forage existant). Trois types de scénarios sont ensuite explorés par les auteurs pour estimer les bénéfices des mesures de protection. Ils envisagent une dégradation plus ou moins importante des eaux au cours du temps, associée à différentes options techniques quant aux réponses apportées à la pollution des puits. On notera que dans cette étude purement économique, on n'utilise aucun modèle hydrologique comme le soulignent eux-mêmes les auteurs. Dans la démarche de notre étude nous pensons pouvoir corriger cet inconvénient par l'utilisation conjuguée du modèle MODSUR-STICS-NEWSAM et de l'évaluation du risque de dépassement de seuil que nous avons pu en déduire.

De manière similaire aux travaux de S. Loubier (2003) nous traiterons du cas des dommages correspondant au traitement curatif systématique de l'eau des captages suite à un dépassement de la norme de 50 mgNO₃/l.

Nous supposons d'autre part qu'un réseau de surveillance systématique permet de détecter avec certitude ce dépassement, ce qui se traduit par le fait que la probabilité q de détection de la pollution avant utilisation accidentelle de l'eau polluée est égale à 1. Dans ce cas, l'espérance mathématique du dommage se réduit à : $E(D) = p * C_r$ (V-8)

Cette espérance mathématique est calculée pour chacune des 1713 UGE (Unité de Gestion et d'Exploitation) du bassin de la Seine renseignées par la base ONQES hors de la zone urbaine de Paris (figure 75). Chaque UGE est considérée comme représentative de la population des communes dont elle gère les captages.

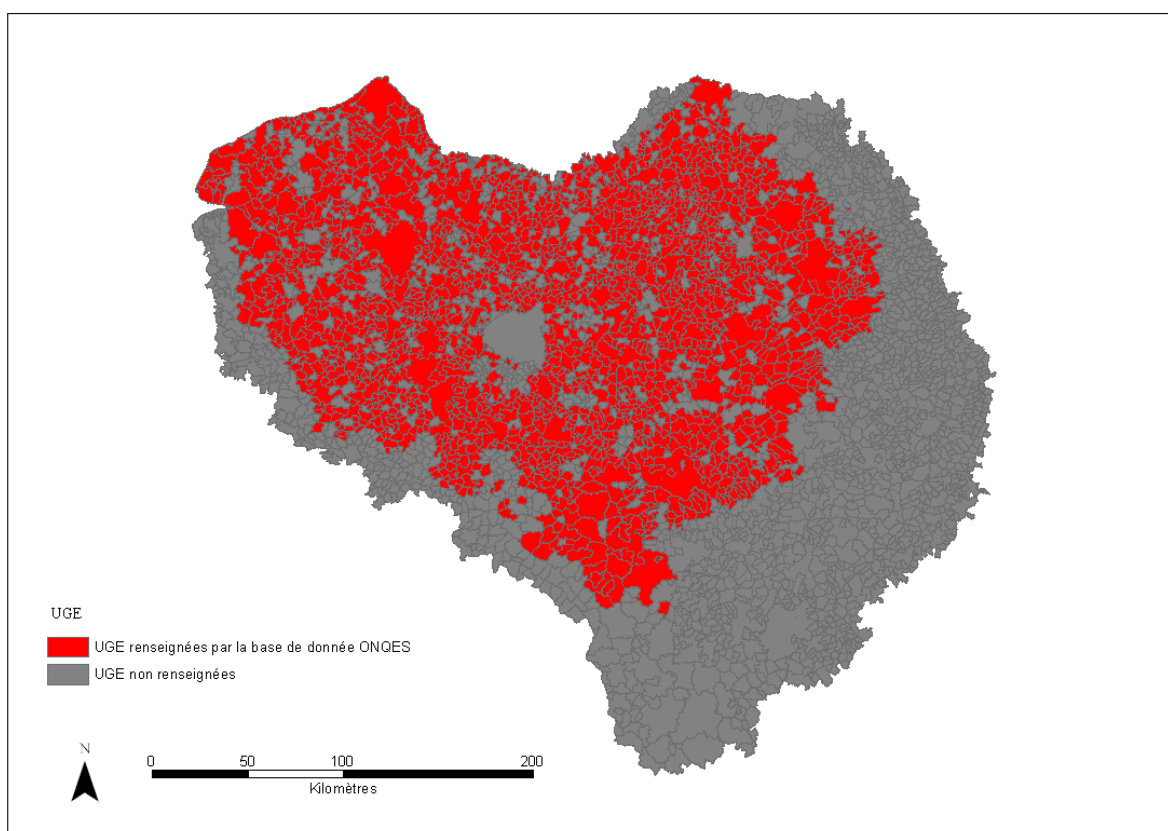


Figure 75 : Répartition géographique des UGE renseignées en captages d'eau souterraine par la base de données ONQES et prises en compte dans l'analyse.

V-2-c Analyse « coût-bénéfice » des mesures de protection contre les nitrates

Probabilités de dépassement de seuil à l'échelle des communes

Déjà utilisée pour caractériser statistiquement le comportement des nitrates au niveau de l'ensemble du bassin de Paris, la base de données ONQES permet aussi de rattacher les captages d'alimentation en eau potable du bassin aux communes qui les hébergent. La probabilité p de risque de dépassement du seuil de 50 mgNO₃/l à l'horizon 2015 est calculée à partir des résultats du modèle MODSUR-STICS-NEWSAM pour chacune des mailles des couches aquifères prises en compte par le module NEWSAM (cf., chapitre IV-2-c). Le SIG ArcGIS⁶⁷ a été utilisé pour transférer ce résultat au territoire de chaque commune en effectuant une moyenne pondérée par la surface de recouvrement entre maille du module NEWSAM et territoire communal.

A l'horizon 2015, la figure 76 présente par aquifère (Oligocène, Eocène et Craie) le dénombrement des communes réparties par classes de probabilité de franchissement du seuil de 50 mgNO₃/l en comparant les scénarios : « A : Laisser-faire » et « B : Raisonnable ». Pour l'Oligocène et l'Eocène, on constate que le nombre de communes diminue assez naturellement lorsque les probabilités croissent, la majorité d'entre elles restant sous un niveau de probabilité de 0.5. Pour l'aquifère de la Craie, la distribution montre par contre une dichotomie dont un des modes correspond à un nombre important de communes présentant une probabilité (ou risque) de dépassement du seuil de 50 mgNO₃/l allant de 0.9 à 1.0. Globalement, au regard de ces dénombrements comparés, on constate que le scénario « B : Raisonnable » n'offre que peu d'amélioration en 2015 sur l'ensemble de la population des captages communaux de chaque aquifère.

Pour les communes situées dans le Nord-Est du bassin (figure 77), le modèle MODSUR-STICS-NEWSAM prévoit ainsi le dépassement du seuil en 2015 avec quasi certitude. Ceci peut être dû à la combinaison de plusieurs effets concomitants se manifestant localement dans la région Champagne Nord. Les pollutions diffuses azotées y sont fortes et, comme l'aquifère de la Craie y est superficiel avec une zone non saturée relativement peu profonde, l'aquifère est particulièrement vulnérable à ce type de pollution. Rappelons tout de même que ces résultats doivent être pris avec précaution, le modèle surestimant de façon systématique les concentrations sur ce secteur.

⁶⁷ ArcGIS, système d'information géographique développé par la société ESRI – Site Internet : www.esri.com

Globalement, au regard de ces probabilités calculées à partir de MODSUR-STICS-NEWSAM, le scénario « B : Raisonné » n'a que peu d'impact à l'échelle des communes à un horizon aussi proche que celui de 2015. Il faut en effet attendre plus d'une quinzaine d'année à partir du déclenchement des mesures en 2005 pour observer une véritable divergence de l'évolution des probabilités moyennes de dépassement du seuil de 50 mgNO₃/l par aquifère (figure 78).

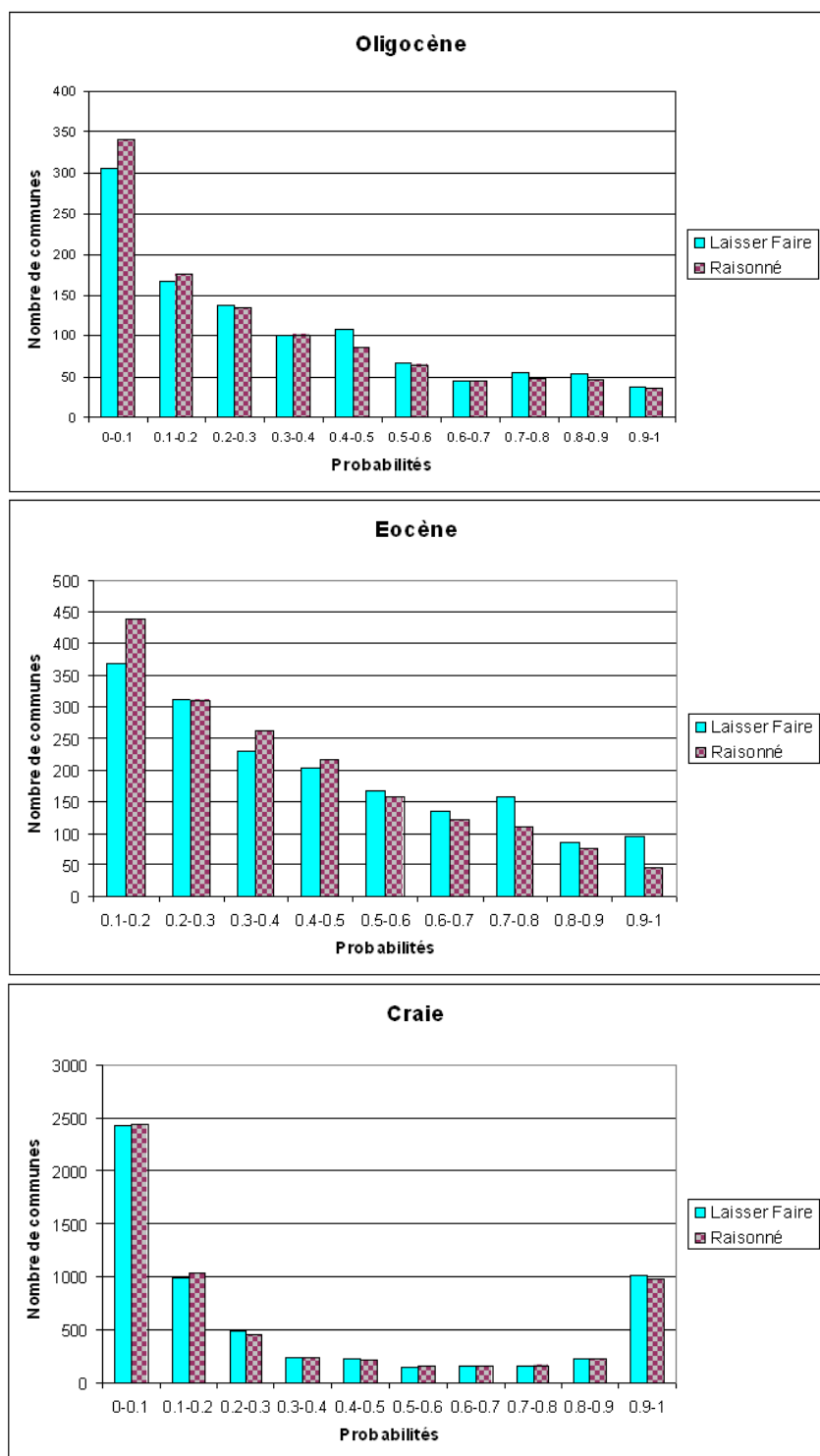


Figure 76 : Dénombrement des communes du bassin de la Seine par probabilité de dépassement du seuil de 50 mgNO₃/l à l'horizon 2015 pour les scénarios : « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné »

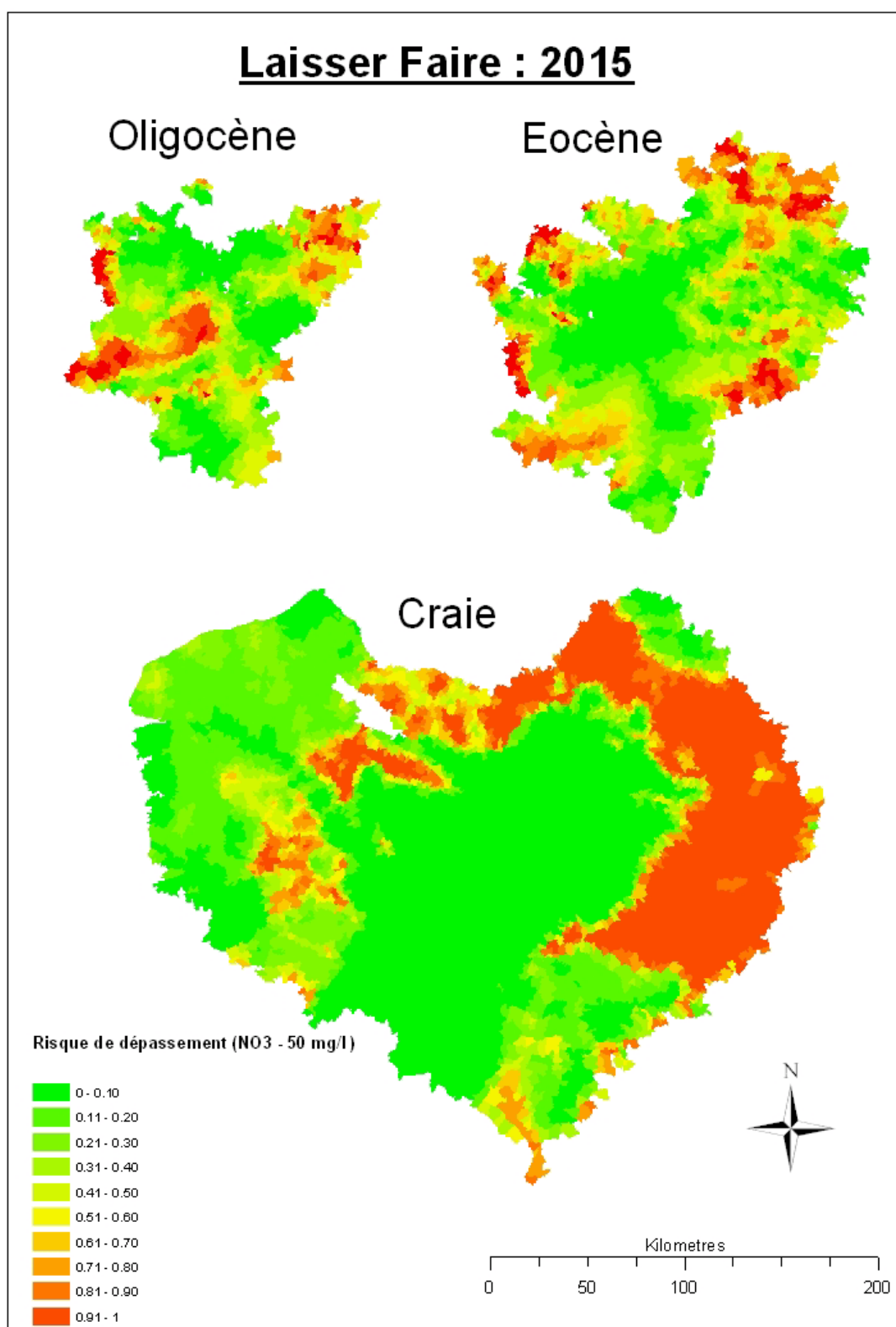


Figure 77 : Répartition géographique par aquifère de la probabilité de dépassement du seuil de 50 mgNO₃/l à l'horizon 2015 sous scénario « A : Laisser-faire »

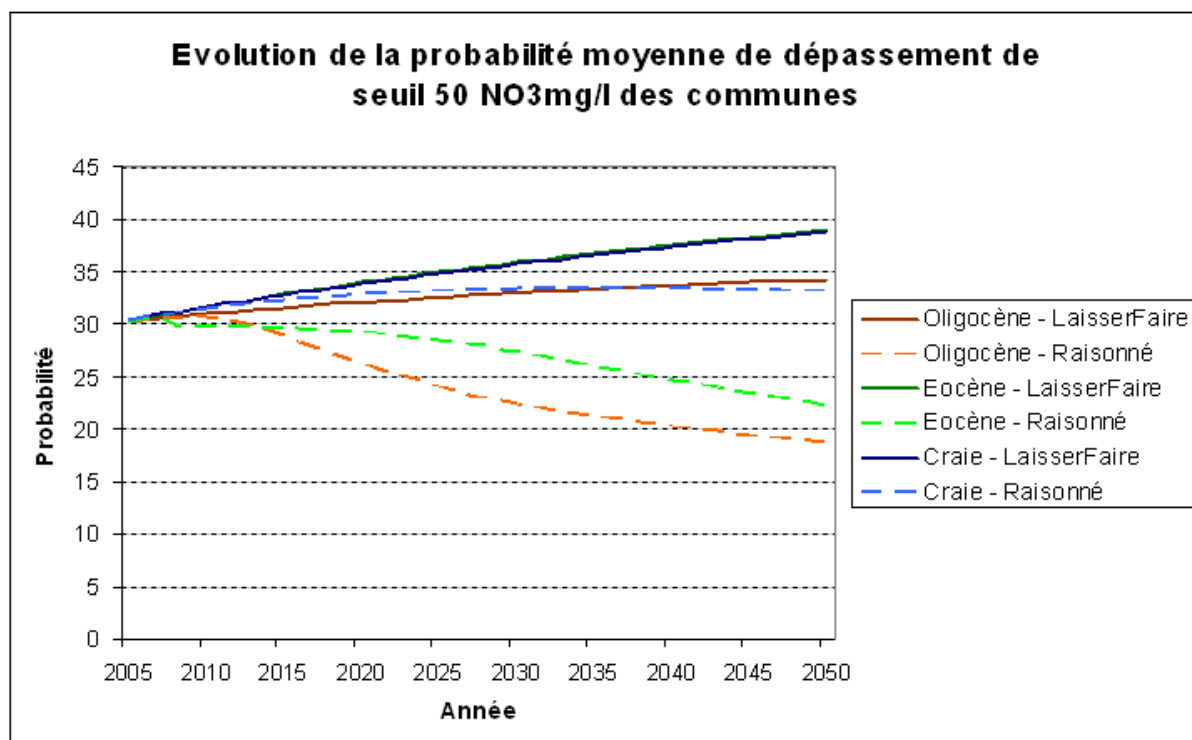


Figure 78 : Evolution pour les deux scénarios « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné » de la probabilité moyenne par commune de dépassement de seuil de 50 mgNO₃/l pour chacun des aquifères

Calcul de l'espérance mathématique du dommage à l'échelle des Unités de Gestion et d'Exploitation

Pour chacun des captages gérés par une UGE, on peut considérer que le coût de réponse correspondant C_r est donné par la formule:

$$C_r = C_{\text{traitement}} * Nbr_{\text{consommateurs}} * Consom.Eau_{\text{habitant}} \quad (V-8)$$

Dans le cas du bassin de la Seine, nous avons utilisé les valeurs suivantes :

- $C_{\text{traitement}}$: le coût de traitement moyen d'une eau brute dont la concentration en nitrates dépasse 50 mgNO₃/l est évalué à 0.22 € par m³ (AESN-DEPEE-PEP, 2002)
- $Consom.Eau_{\text{habitant}}$: la consommation d'eau journalière moyenne par personne est fixée à 150 litres d'eau potable⁶⁸. Equivalent à une consommation annuelle de 55 m³/an (source AESN⁶⁹)

⁶⁸ Dossier Scientifique L'Eau : La consommation française domestique, industrielle et agricole. CNRS, Le CNRS en ligne. Site Internet : http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/france/11_consommation.htm

⁶⁹ La consommation d'eau potable en France. Site Internet : <http://www.eau-seine-normandie.fr/index.php?id=2136>

- le nombre de consommateurs d'eau ($Nbr_{consommateurs}$) est estimé chaque année sur la base d'une extrapolation de la population communale recensée en 1998⁷⁰ et affectée à chaque UGE et extrapolant le taux d'accroissement de la population calculé à l'échelle de chaque « bassin de vie » pour la période 1990-1999 (Source : INSEE⁷¹). Un « bassin de vie » est un groupe de communes représentant le plus petit territoire dans lequel peut s'accomplir la majorité des actes « courants » d'une population, qu'il s'agisse d'accès aux équipements collectifs ou d'accès à l'emploi. Le bassin de la Seine compte ainsi 341 « bassins de vie » pour un total de 8118 communes.

Nous faisons aussi l'hypothèse simplificatrice qu'aucune perte n'existe dans le réseau et celle plus réaliste, que les prélèvements se limitent strictement aux besoins domestiques, compte tenu du fait que la zone étudiée est essentiellement rurale.

Le calcul a été effectué pour chacune des 1 713 UGE, soient 4 470 communes, renseignées par la base de donnée ONQES (figure 75, précédente). La figure 79 montre l'évolution globale de l'espérance mathématique du dommage cumulé sur l'ensemble du bassin de la Seine pour la période 2005-2050 en comparant les scénarios « A : Laisser-faire » et « B : Raisonnable ». Notons que les coûts présentés n'ont pas été actualisés permettant ainsi de mettre sur le même plan présent et futur et de se placer dans une approche de développement durable. On remarque que, partant d'un coût global de traitement évalué à 19 millions d'euros en 2005, les deux courbes d'évolution par scénario présentent des formes très différentes. Pour le scénario « A : Laisser-faire », les coûts s'accroissent linéairement pour atteindre une valeur de 28 millions d'euros en 2050. A l'inverse, sous scénario « B : Raisonnable », après une période de croissance moindre, les coûts se stabilisent après 2030 à 21 millions d'euros et se maintiennent à ce niveau pendant une vingtaine d'année.

⁷⁰ Cf., Chapitre I, I-1-b

⁷¹ Le découpage de la France en « Bassins de vie » est un nouvel « outil » proposé par l'INSEE pour faciliter la compréhension de la structuration du territoire de la France métropolitaine et mieux qualifier l'espace à dominante rurale. Site Internet : http://www.insee.fr/fr/nom_def_met/outils_stat/bassins_vie/bassin.htm

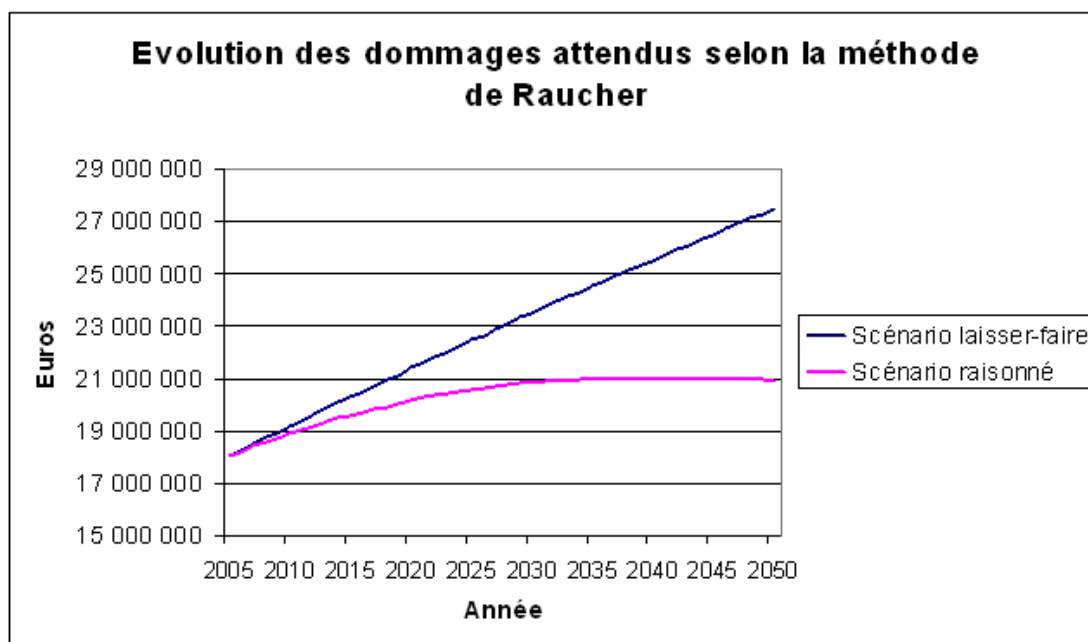


Figure 79 : Evolution des dommages attendus à l'échelle du bassin de la Seine tous aquifères confondus pour les scénarios « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné » selon les résultats des simulations MODSUR-STICS-NEWSAM

L'espérance mathématique du dommage par UGE peut aussi être ramenée au coût par m³ d'eau distribuée pour en analyser la répartition spatiale. La figure 80 cartographie ce résultat pour les UGE couvrant le territoire de trois « masses d'eau » situées au Sud-est de Paris et couvrant les territoires de la Beauce, de la Brie et du Gatinais (ici, les « masses d'eau » 3103, 3210 et 4092). Sur ce secteur, la sur-tarification attendue par m³ varie de 2 à 20 centimes d'euros à l'horizon 2015 dans le cas du scénario « A : Laisser-faire ». On soulignera, que dans la méthode de Raucher adoptée ici, cette sur-tarification ne saurait dépasser la valeur adoptée dans notre cas pour le coût du traitement (idem, $C_{\text{traitement}}$) et qui est de 0.22 € par m³ (AESN-DEPEE-PEP, 2002).

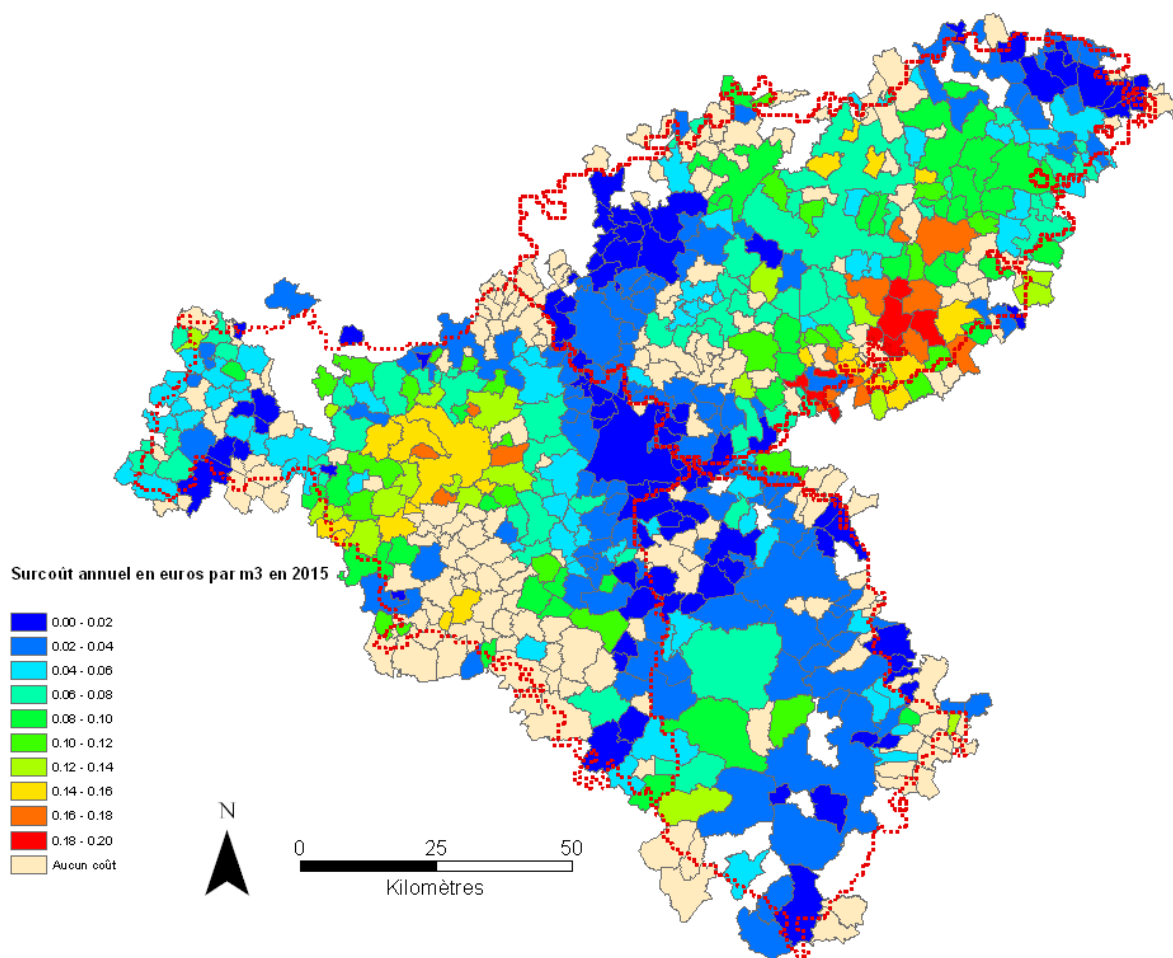


Figure 80 : Espérance mathématique du surcoût annuel de traitement des nitrates par m³ d'eau potable en 2015 sous scénario « A: Laissez-faire » pour les masses d'eau 3103, 3010 et 4092⁷²

Résultats « coût-bénéfice » à l'échelle du bassin de la Seine

Pour l'ensemble des aquifères étudiés, les bénéfices nets sans actualisation tirés de la mise en place des pratiques agricoles recommandées par le scénario « B : Raisoné » ont été rapportés dans le tableau 8 pour la période 2005-2015.

⁷² Masses d'eau : 4092 « Calcaires tertiaires libres et craie Sénonienne de Beauce » - 3103 « Tertiaire – Calcaire de Champigny en Brie et Soissonnais » - 3210 « Craie du Gâtinais »

Il importe donc de les comparer aux surcoûts supportés par les agriculteurs pour mettre en place les mesures de gestion proposées par le scénario « B : Raisonné ». Les résultats d'évaluation effectués précédemment au niveau des UGSM de STICS spatialisé (cf., V-2-a) ont été agrégés sur l'ensemble de la zone géographique occupée par les aquifères modélisés pour aboutir à surcoût total annuel de 645 millions d'euros, se répartissant en 527 millions d'euros liés à la perte de revenu et 124 millions d'euros liés à la mise en place de CIPAN. L'étendue totale de la zone cultivée étudiée s'étendant à environ 5 millions d'hectares, le surcoût annuel est donc estimé à 135 euros/hectares.

Tableau 8: Evolution du bénéfice net sur la période 2005-2015

Année	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Bénéfice <i>(Milliers €)</i>	5	27	62	163	229	291	345	422	518	617	714

On constate donc que les bénéfices annuels attendus par les usagers sont très faibles comparés aux coûts supportés par les agriculteurs. Plusieurs raisons expliquent ces écarts. Tout d'abord, pour certains secteurs géographiques, les mesures agricoles coûteuses s'avèrent peu efficaces vis à vis des objectifs environnementaux et les temps de réponse lents des aquifères ne permettent pas une réponse rapide au point de captage. Ensuite, nous pensons que la forte dispersion des erreurs d'estimation du modèle MODSUR-STICS-NEWSAM conduit à adopter en majorité une probabilité de franchissement de seuil de nitrates trop faible, ce qui minore l'espérance mathématique des dommages attendus. Vient s'y ajouter le fait que dans nos simulations, les mesures agricoles sont appliquées de manière uniforme à l'ensemble du bassin. Des actions plus localisées permettraient peut être d'obtenir une efficacité comparable à moindre coût pour les agriculteurs. Enfin la prise en compte des seuls bénéfices attendus pour la production d'eau potable à usage domestique ne permet pas de rendre compte des bénéfices nets totaux.

En conséquence, cette disproportion entre coûts et bénéfices ne permet pas de conclure sur le calcul d'un indice standardisé tel que la valeur normalisée du « coût-bénéfice » ou ValeurNormaliséeCB (cf., V-1-a) dont la valeur est proche de -1 sur toute la période 2005-2015.

V-3 Développement d'un modèle de simulation multi-agents (SMA): application à l'échelle de trois masses d'eau du bassin

La méthode de calcul des bénéfices par UGE que nous venons de présenter ne permet pas de tenir compte de manière réaliste des différents comportements de ces acteurs économiques, car seule une solution « curative » aux problèmes de pollution par les nitrates a été envisagée. Or, comme nous l'avons déjà mentionné (cf. Chapitre II-3-b), cette solution n'est pas celle qui est majoritairement préférée en pratique. Dans la réalité, rappelons que face à un constat de dépassement de seuil réglementaire (ici, 50 mgNO₃/l pour les eaux brutes), les 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.

V-3-a Les systèmes multi-agents (SMA)

Apparus au carrefour des recherches sur l'intelligence artificielle distribuée⁷³ 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 1960⁷⁴ 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).

⁷³ Elle consiste à réduire la complexité de la résolution d'un problème en divisant le savoir nécessaire en sous-ensembles, en associant un agent intelligent indépendant à chacun de ces sous ensembles tout en coordonnant l'activité de ces agents (Bousquet et al, 1996).

⁷⁴ Le langage initiateur dans le domaine de la simulation est SIMSCRIPT. Il a été créé à la RAND Corporation. Il introduit dès l'origine les concepts d'objet, d'attribut et de classe. (Markowitz, 1962)

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 (figure 81) :

- 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).

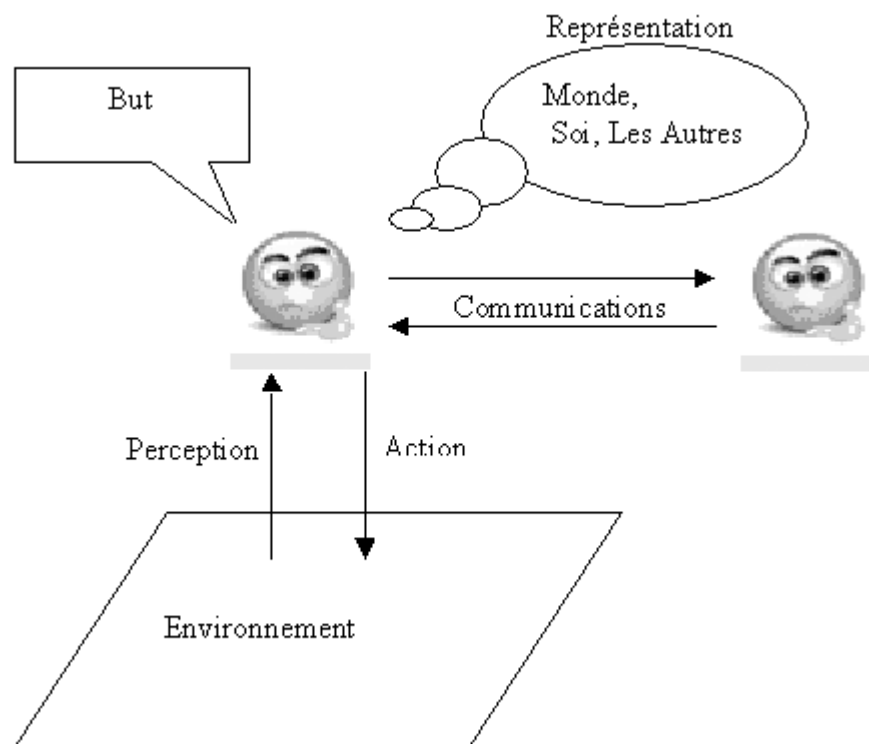


Figure 81 : Représentation schématique du fonctionnement d'un agent au sein d'un SMA (d'après Ferber, 1997)

Les systèmes multi-agents (SMA) sont appliqués à de nombreux domaines : robotique, éthologie, environnement complexe, et plus rarement modélisation des processus physiques.

Dans le domaine du partage des ressources naturelles, ils permettent d'aborder la problématique de la complexité des interactions entre les différents acteurs consommateurs et les ressources. Il s'agit ici de prendre en compte les besoins de chaque acteur et de mesurer les conséquences de leur consommation sur une ressource commune et sur l'usage que font les autres acteurs de cette même ressource. La modélisation SMA permet alors de simuler l'impact des « externalités »⁷⁵ sur l'ensemble des usagers de la ressource et d'en mesurer les effets sur ses usages. En ajoutant des règles globales exogènes, les systèmes multi-agents (SMA) peuvent servir à simuler l'impact de mesures de type réglementaires ou économiques (taxe par exemple) sur l'allocation des ressources entre les usagers. D'autre part, l'adjonction de communications entre les acteurs permet d'aborder la question de la gestion collective de la ressource en simulant des échanges d'information, ainsi que l'établissement de contrats ou de coopérations.

Dans le cadre de la gestion de la ressource en eau, différents modèles ont ainsi été développés. Nous citerons à titre de référence les travaux de S. Feuillette (2001) qui s'est intéressée à la gestion d'une nappe en accès libre en Tunisie Centrale. Son modèle SINUSE permet de représenter la surexploitation d'une nappe en fonction des utilisations agricoles de l'eau par le biais de puits et de s'interroger sur les moyens efficaces à mettre en place pour en réguler l'exploitation. D'autres modèles se sont aussi préoccupés de problématiques plus qualitatives comme celui développé par M.A. Janssen et al. (1999) sur le thème de la gestion d'un lac soumis à eutrophisation. Nous citerons aussi le projet FIRMA,⁷⁶ dans lequel des modèles intégrant des aspects économiques, physiques et hydrologiques ont été développés pour améliorer la gestion de la ressource en eau et être appliqués à cinq régions d'Europe. Indiquons qu'enfin, l'approche peut aussi s'intéresser à l'agrégation comportementale de micro-agents tels que peuvent l'être les consommateurs eux-mêmes confrontés à des alternatives de coûts quant à leur alimentation en eau potable (Athanasiadis et al, 2005).

⁷⁵ Cf., chapitre V-1-b

⁷⁶ Site : <http://firma.cfpm.org>

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 niveau 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 accès⁷⁷, est programmée en langage orienté objet et développée à partir du système de développement VisualWorks basé sur le langage Smalltalk (Goldberg, 1984).

La plate-forme CORMAS (figure 82) 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.

⁷⁷ Le logiciel et toutes informations complémentaires sont disponibles sur le site : <http://cormas.cirad.fr/>

- 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).

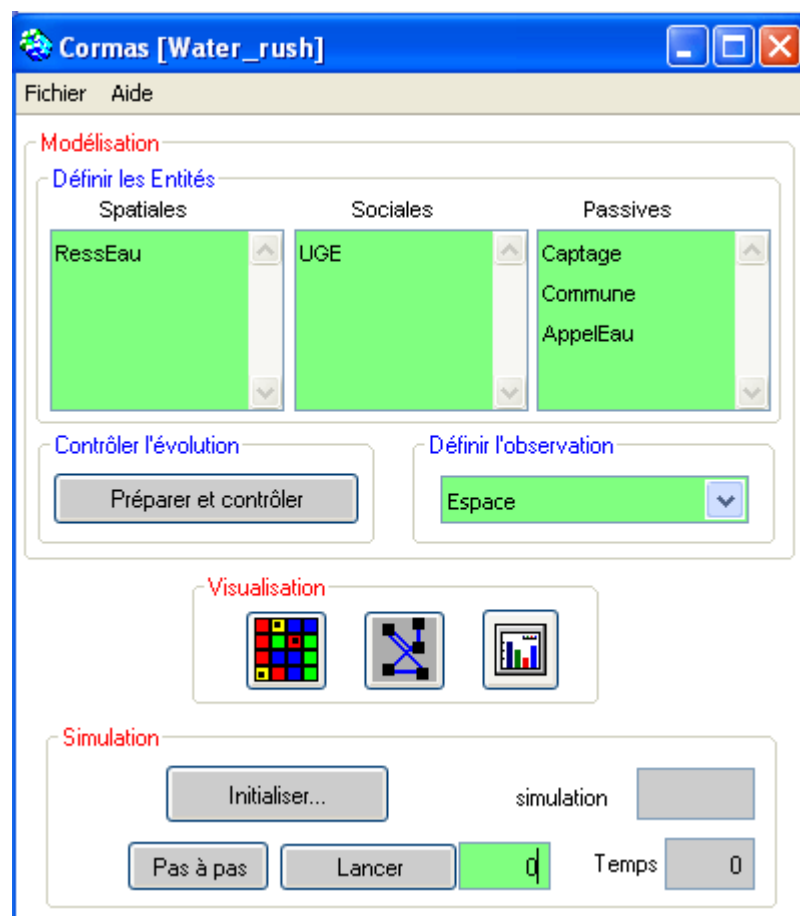


Figure 82 : Interface principale de dialogue de la plateforme CORMAS

V-3-b 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 mgNO₃/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.

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 laquelle 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 83 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.

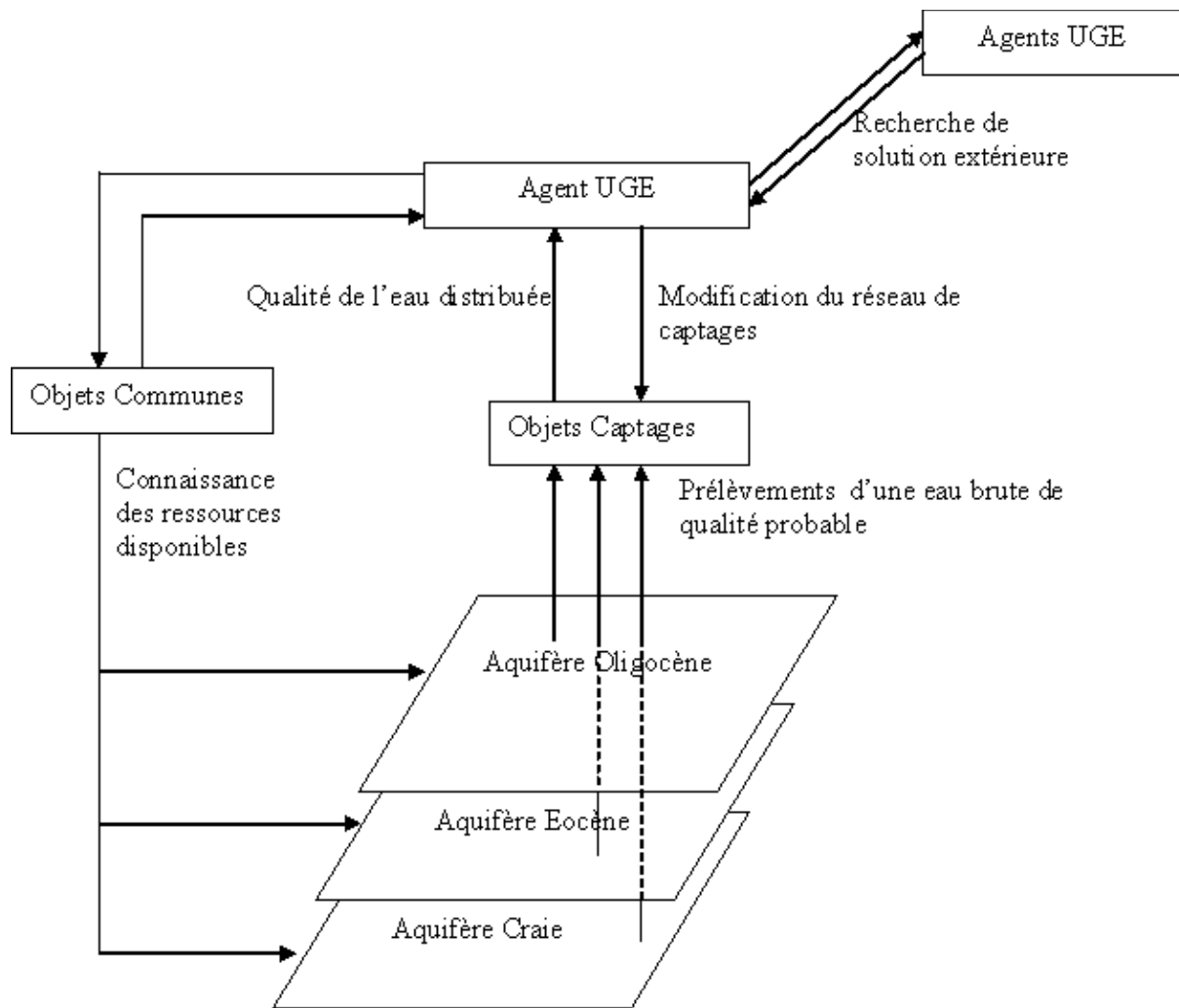


Figure 83 : Les principales interactions existant entre les entités du modèle WATER-RUSH

Entités et initialisation du modèle WATER-RUSH

L'entité UGE

Chaque agent UGE (figure 84) 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.

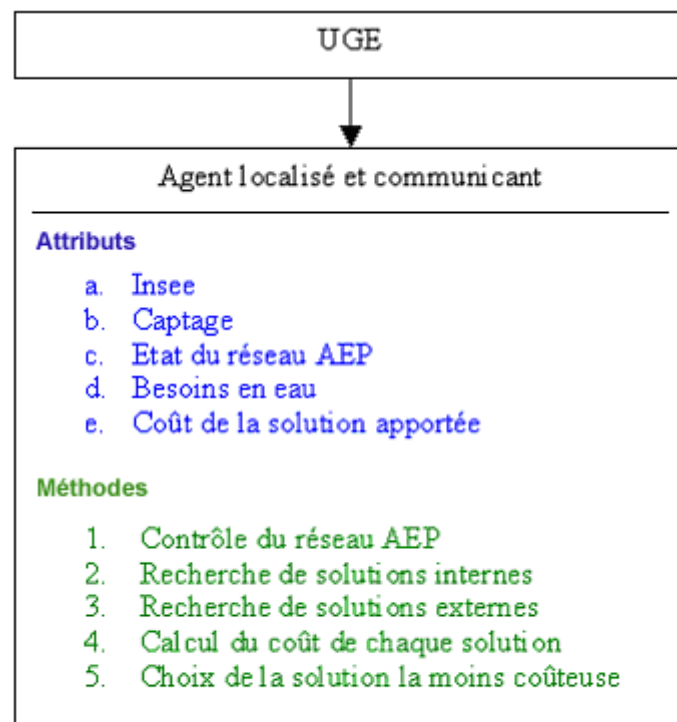


Figure 84 : Attributs (idem, paramètres) et méthodes (idem, comportements) de la classe des agents (idem, entités) UGE

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 mgNO₃/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 qualité⁷⁸ de l'eau qu'il délivre et un descriptif des modifications qu'il a subi (approfondissement, abandon, traitement des nitrates). Ses fonctions se limitent à la détermination de 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 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 mises 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.

⁷⁸ Indice de qualité utilisé par WATER-RUSH : bonne (<50 mgNO₃/l), médiocre (>50 mgNO₃/l et <100 mgNO₃/l) et mauvaise (>100 mgNO₃/l)

Pour l'importation des données spatiales les couches vectorielles correspondant aux communes ont été discrétisées sur la grille d'appui de 1 km² en utilisant le logiciel ArcGIS. Le fichier texte ASCII correspondant lu par CORMAS se compose de deux informations. D'une part, un en-tête fournit des informations techniques permettant d'accéder à la métrique de l'espace d'appui : nombre de colonnes, nombres de lignes, coordonnées géographiques du coin de la cellule supérieure gauche, taille de la cellule. D'autre part, dans la suite du fichier, on trouve la liste des attributs de chaque cellule (par exemple le code INSEE de la commune recouvrant la cellule), chaque variable d'attribut étant structurée sous la forme d'une matrice de valeurs disposées en colonne et en ligne de manière identique à la grille d'appui. Pour les entités spatiales et passives, les données sont importées sous la forme de deux fichiers séparés, le premier renseignant sur la localisation de l'objet sur la grille d'appui, c'est-à-dire le numéro de cellule correspondante et le second contenant les différents attributs de l'entité considérée.

Une fois effectuée l'importation des fichiers, chaque entité passive est affectée à l'UGE correspondante. Cette affectation est réalisée en créant une collection d'objets (ou liste) attachée à chaque UGE.

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.

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 ($<50 \text{ mgNO}_3/\text{l}$), médiocre ($>50 \text{ mgNO}_3/\text{l}$ et $<100 \text{ mgNO}_3/\text{l}$) ou mauvaise ($>100 \text{ mgNO}_3/\text{l}$). 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 20 (figure précédente, cf. chapitre II-3-c) et en utilisant la formule : $C_I = 55\,054e^{0.0173P}$, où P est la profondeur en mètre du forage.
- *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 recherche⁷⁹, les données relatives aux coûts

⁷⁹ Les principales sources de données sont : enquête Lacroix, Balduchy (1995), enquête Saunier (1993), Deniset (1993), données AESN (2005).

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 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 85, les coûts d'investissements recensés ont été représentés en fonction des capacités annuelles de production des usines pour les cas de dénitrification et de dénitratation.

Dans le cas de la dénitratation, 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 dénitratation. Dans notre modèle, comme les solutions les moins coûteuses sont préférées, seule la solution dénitratation 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 m³ 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 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 m³.

- *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 le 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'eau⁸⁰. 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 21 (figure précédente, cf. chapitre II-3-c), nous avons construit un tableau des coûts selon différentes classes de densité de population (tableau 9).

⁸⁰ Pour déterminer le diamètre des conduites d'eau, nous estimons les besoins journaliers à desservir et nous appliquons la formule suivante permettant le calcul du diamètre en fonction du débit souhaité :

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

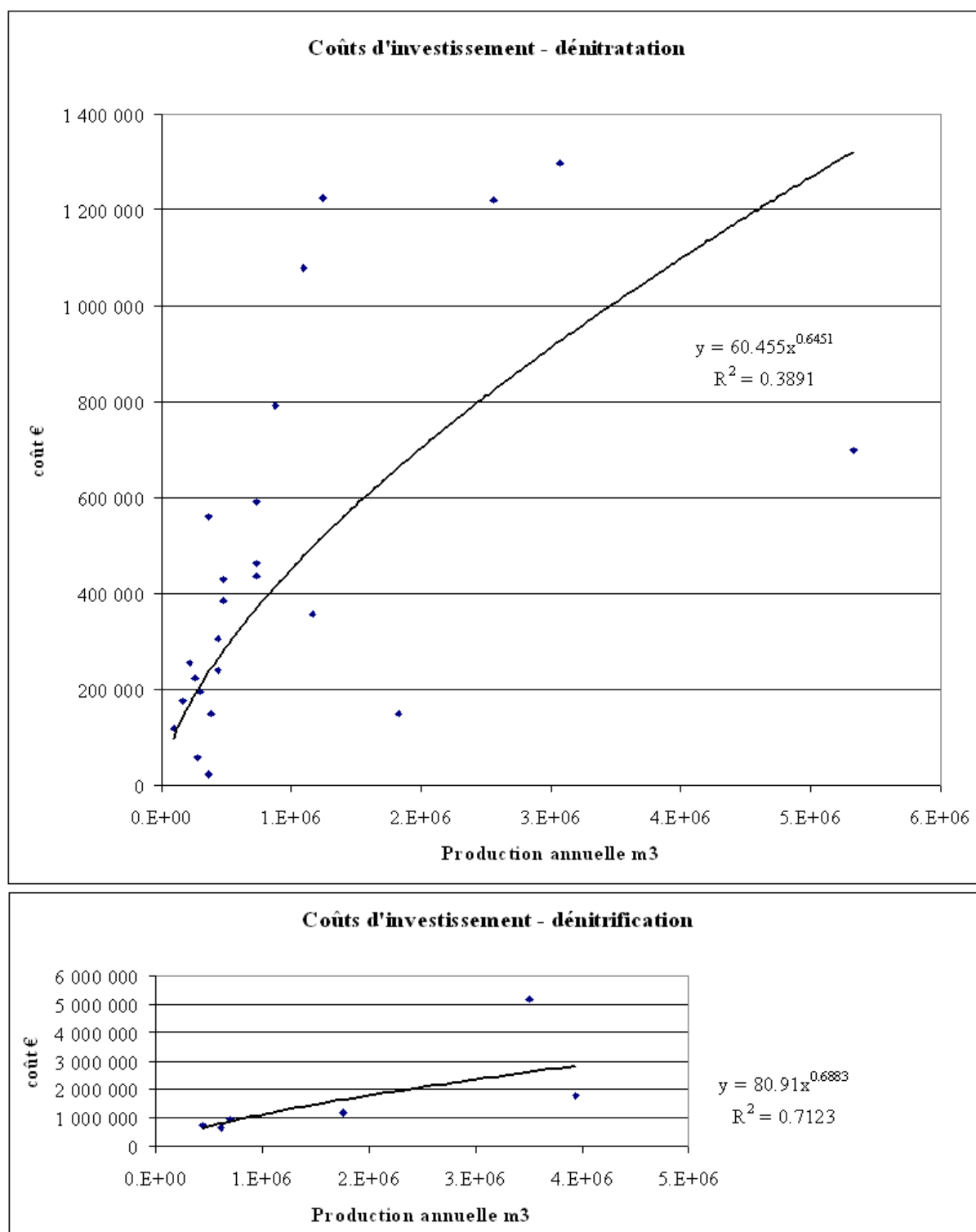


Figure 85 : Courbes des fonctions de coût d'investissement du traitement des nitrates par dénitrification et dénitrification utilisés dans le modèle WATER-RUSH

Tableau 9: 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 ²)	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 augmenté du coût de l'interconnexion (calculé à partir de la moyenne des densités de population des deux UGE et de la distance qui les sépare)⁸¹ 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 supérieur à 100 mgNO₃/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 mgNO₃/l, seule la moitié de la production en eau potable est achetée pour permettre un mélange.

⁸¹ Le passage sur d'autres communes n'est pas pris en compte dans le calcul.

V-3-c 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 (figure 86) :

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

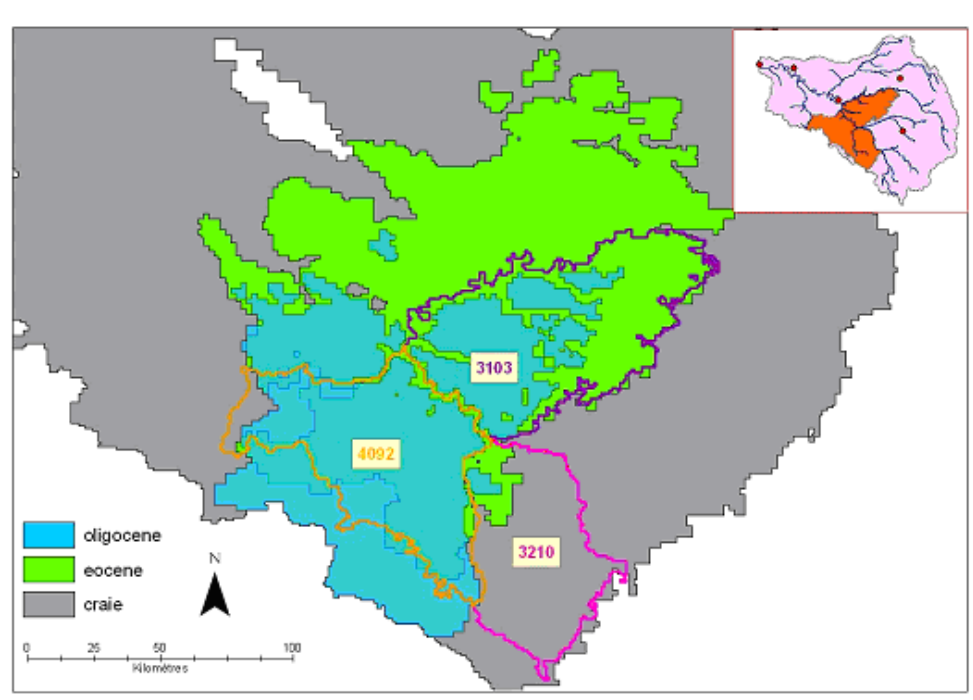


Figure 86 : Secteur géographique d'expérimentation du module WATER-RUSH

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 5 148 km². Elle est constituée d'aquifères 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 m³ 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 km². 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 m³ 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^{ème} 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 km². 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 km². 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 m³. 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. En outre ces bases décrivent l'état des captages (abandonné, type de traitement).

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 mené au cours de notre travail.

Dans la zone d'expérimentation du modèle WATER-RUSH (figure 87), 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 à laquelle ils appartenaient.

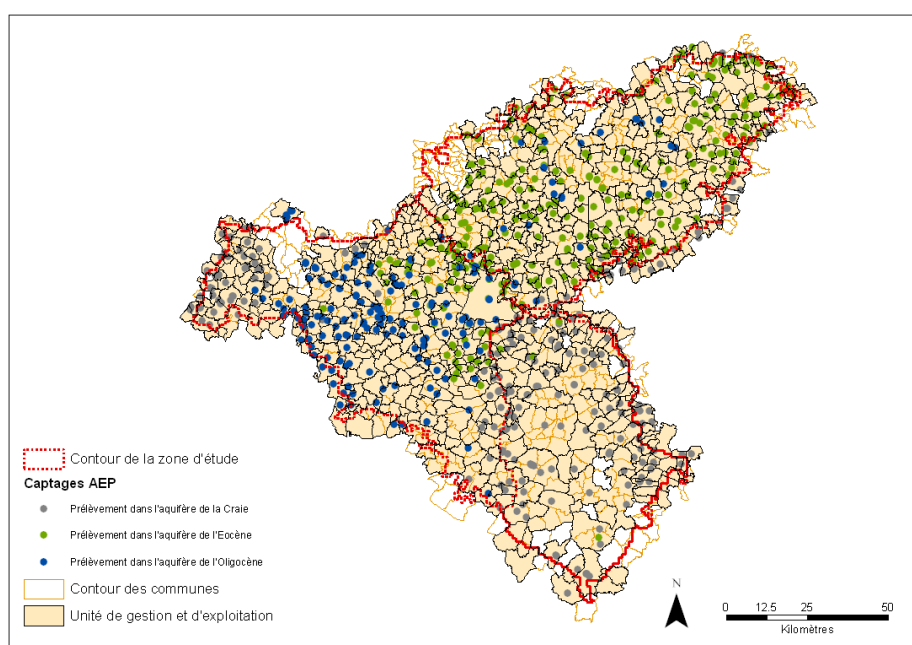


Figure 87 : Carte des UGE, des communes et des captages pris en compte dans de la zone d'expérimentation du modèle WATER-RUSH

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 88, la majorité des UGE de la zone d'expérimentation ne dispose que d'un seul captage sous sa gestion.

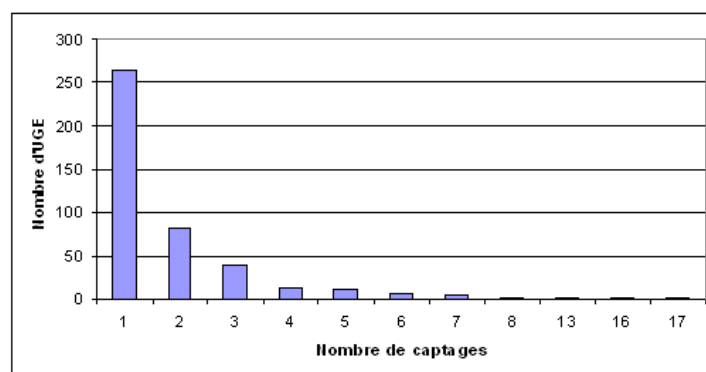


Figure 88 : Répartition des UGE de la zone d'expérimentation par nombre de captages gérés

V-3-d Exploitation des résultats de WATER-RUSH

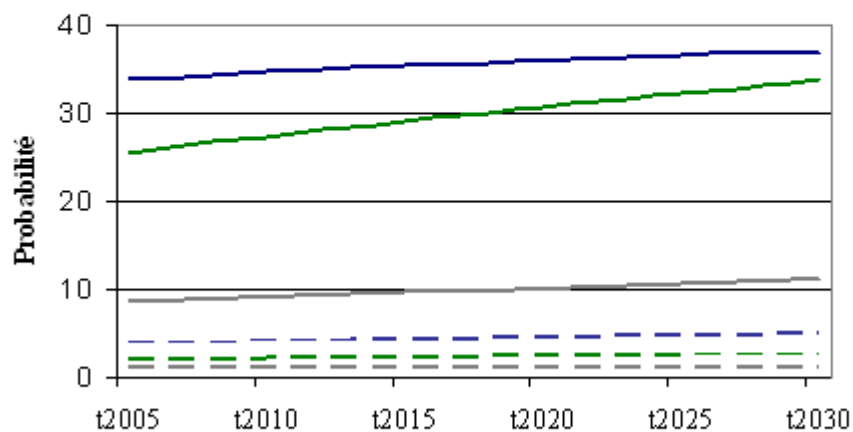
Plusieurs simulations ont été effectuées sur la période 2005-2030 à partir des résultats obtenus avec le modèle MODSUR-STICS-NEWSAM pour les scénarios agricoles « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné » en faisant varier le niveau de « risque critique » utilisé pour juger de l'état des captages. Rappelons 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 ($<50 \text{ mgNO}_3/\text{l}$), médiocre ($>50 \text{ mgNO}_3/\text{l}$ et $<100 \text{ mgNO}_3/\text{l}$) ou mauvaise ($>100 \text{ mgNO}_3/\text{l}$). Une fois la valeur de « risque critique » atteinte pour un captage, une action de correction est entreprise par l'UGE qui le gère.

Conditions physiques du milieu fournies par MODSUR-STICS-NEWSAM

L'évolution annuelle par commune de la probabilité de dépassement des seuils de $50 \text{ mgNO}_3/\text{l}$ et $100 \text{ mgNO}_3/\text{l}$ 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 89 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 $50 \text{ mgNO}_3/\text{l}$ est inférieure à 0.4 (idem, 40%) et celle de dépassement du seuil de $100 \text{ mgNO}_3/\text{l}$ 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

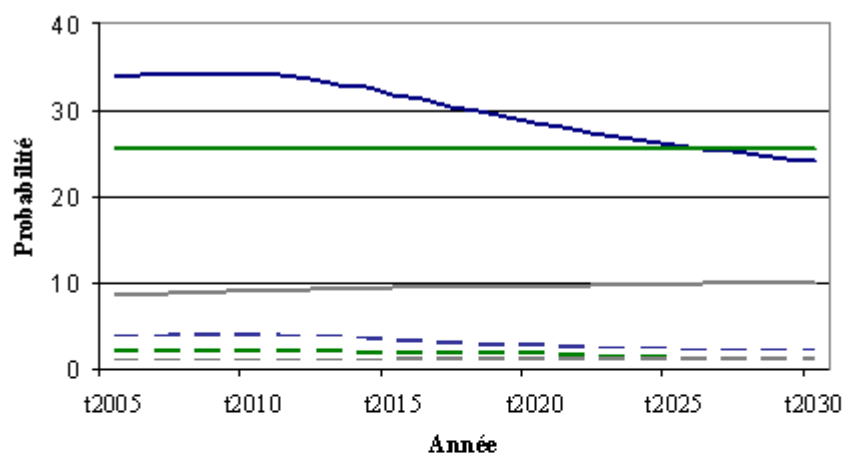


Figure 89 : Evolution par aquifère de la probabilité moyenne par commune de dépassement des seuils de qualité – Résultats MODSUR-STICS-NEWSAM
Scénarios « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné »

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 mgNO₃/l et 100 mgNO₃/l telles qu'elles ont été calculées par MODSUR-STICS-NEWSAM. On constate sur la figure 90, qu'en 2005, une grande majorité des communes de la zone d'expérimentation présente une probabilité de dépassement du seuil de 50 mgNO₃/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.

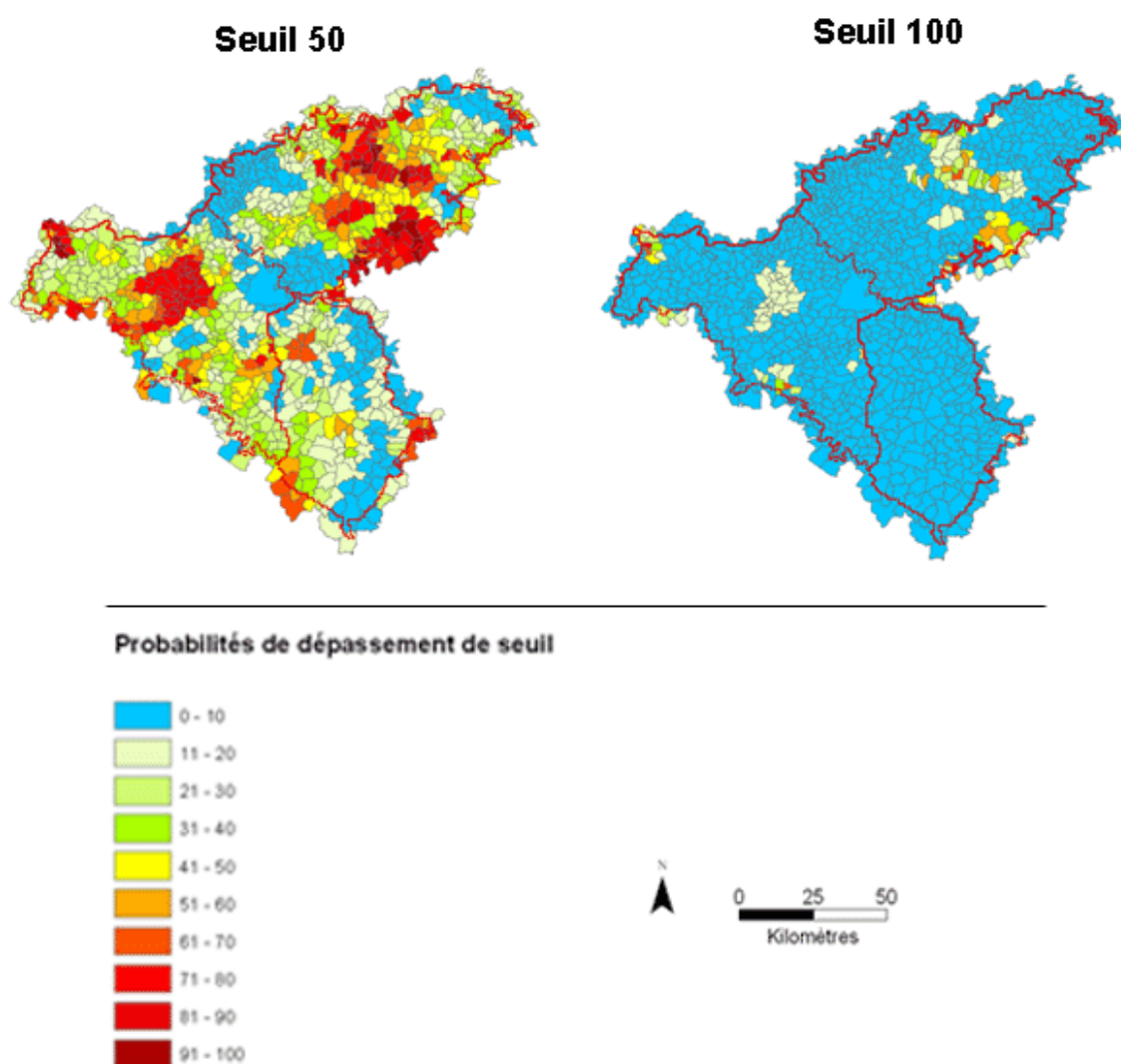


Figure 90 : Carte des probabilités de dépassement des valeurs seuils 50 et 100 NO₃mg/l par commune et par aquifère calculée par MODSUR-STICS-NEWSAM
Année 2005 scénarios « A : Laisser-faire » - Partie libre des nappes

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

Les figures 91 et 92 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 : Laisser-faire » et « B : Raisonné ».

Dès le premier pas de temps, à titre d'exemple, pour un « risque critique » égal à 10 (figure 91), 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 $\frac{3}{4}$ 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 : Laisser-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 : Raisonné », tous les modes d'exploitation des captages présentent des populations stables voire faiblement croissantes.

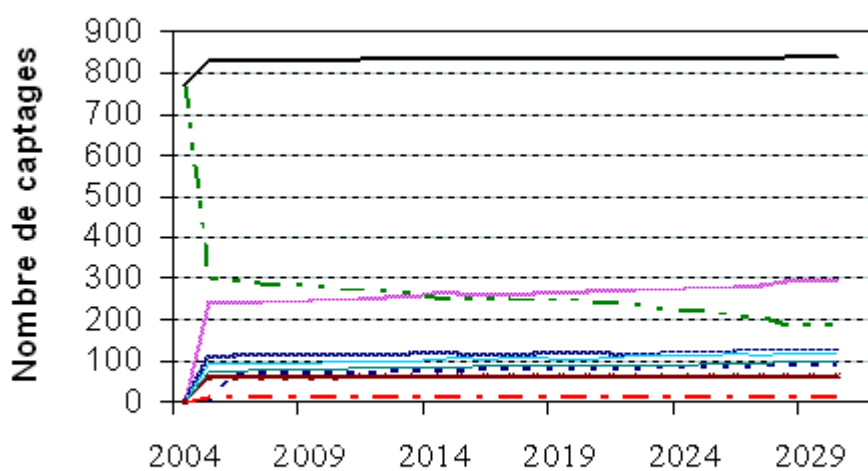
On remarque que dans l'ensemble les résultats du scénario « B : Raisonné » se distinguent peu de ceux du scénario tendanciel « A : Laisser-faire ». Ceci peut venir du fait que l'essentiel des décisions des UGE modélisées portent sur un approfondissement de captage car c'est une des solutions les moins 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 : Raisonné » 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. Or 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

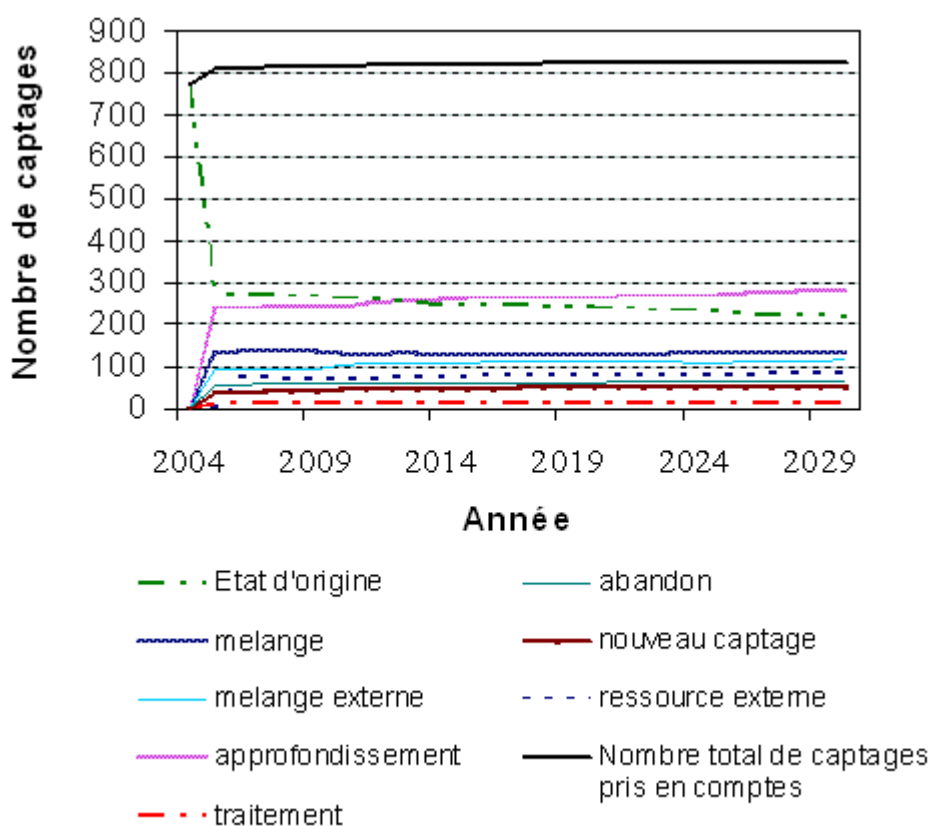
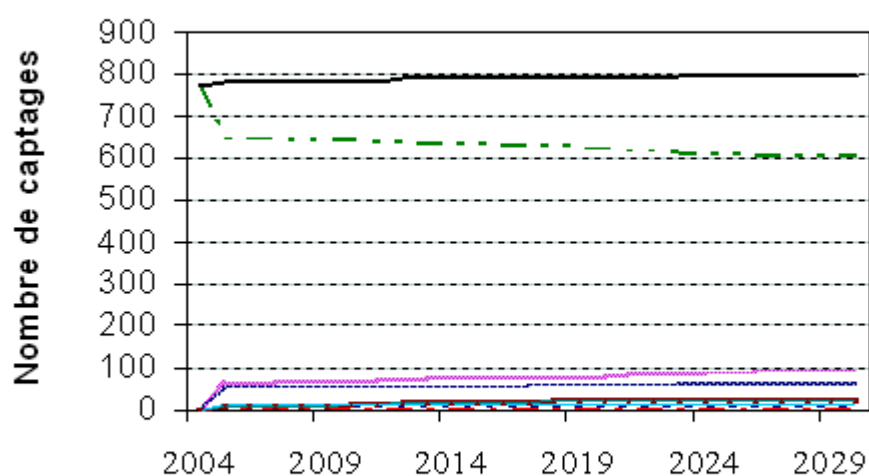


Figure 91 : Devenir des captages lors d'une gestion dite « anticipative » avec un « risque critique » fixé à 10 (idem, probabilité de franchissement de seuil de 0.1 sous scénarios « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné »)

Prise de décision - risque>50

Scénario A: Laissez-Faire



Scénario B: Raisonné

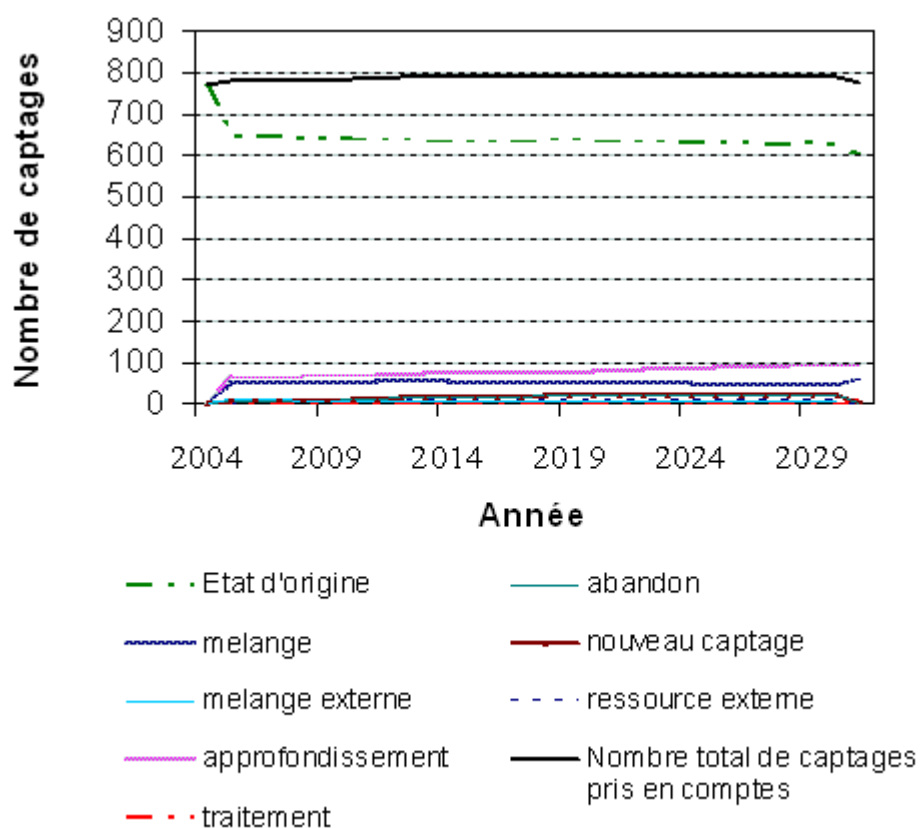


Figure 92 : Devenir des captages lors d'une gestion dite « attentiste » avec un « risque critique » fixé à 50 (idem, probabilité de franchissement de seuil de 0.5) sous scénarios « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné »

Géographie du comportement des UGE

Outre l'approche globale illustrée précédemment, le modèle WATER-RUSH permet aussi de visualiser spatialement les résultats. La figure 93 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 : Laisser-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 mgNO₃/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.

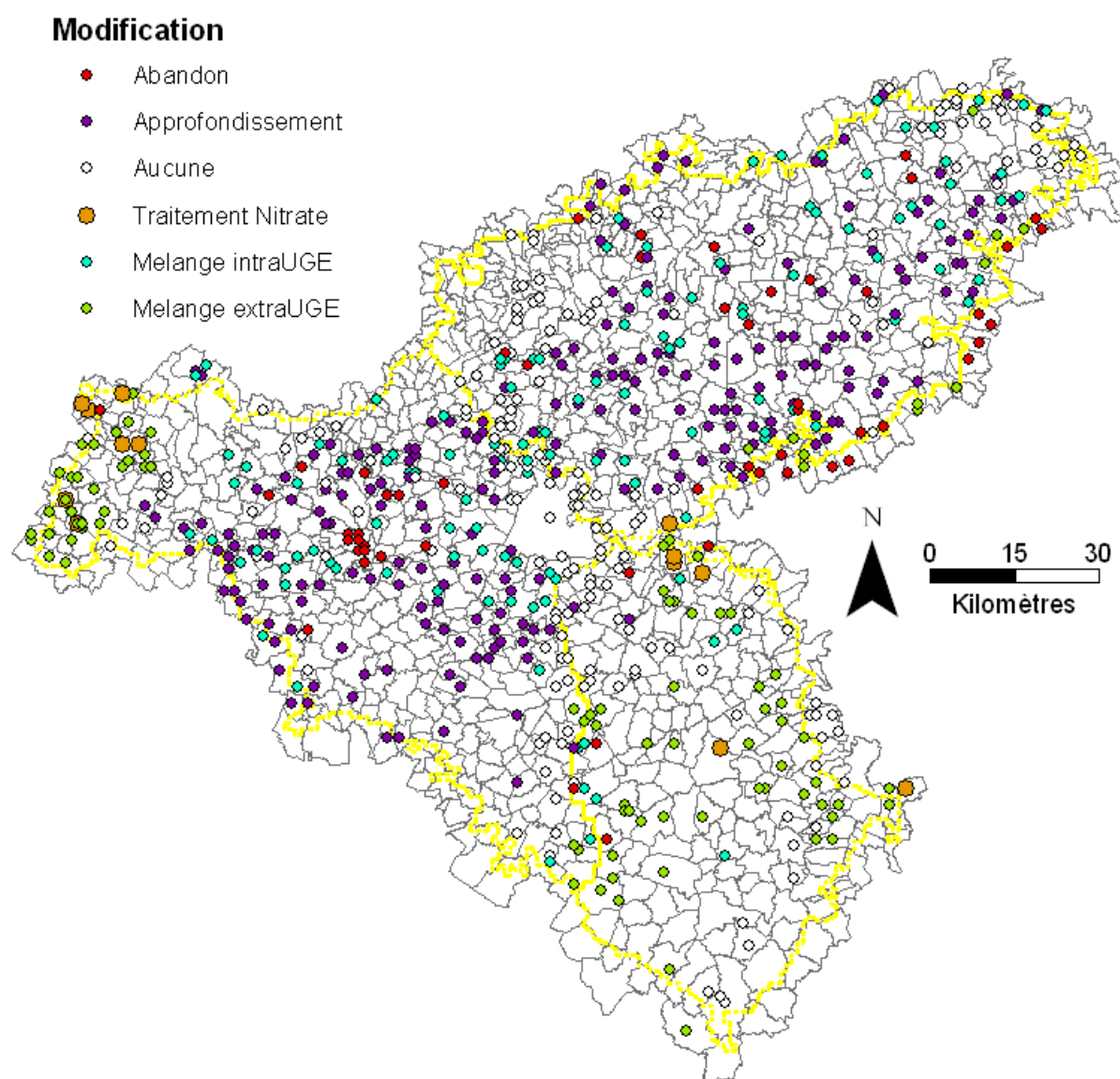


Figure 93 : Carte des modifications apportées aux captages à l'horizon 2015 sous scénario « A : Laisser-faire » pour une gestion dite « anticipative » avec un « risque critique » de 10

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 94 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 (cf. V-3-b – Recherche d'une solution interne à l'UGE). On remarque que d'une façon générale, ces coûts sont supérieurs dans le cas du scénario « A : Laisser-faire » comparé au cas du scénario « B : raisonné ».

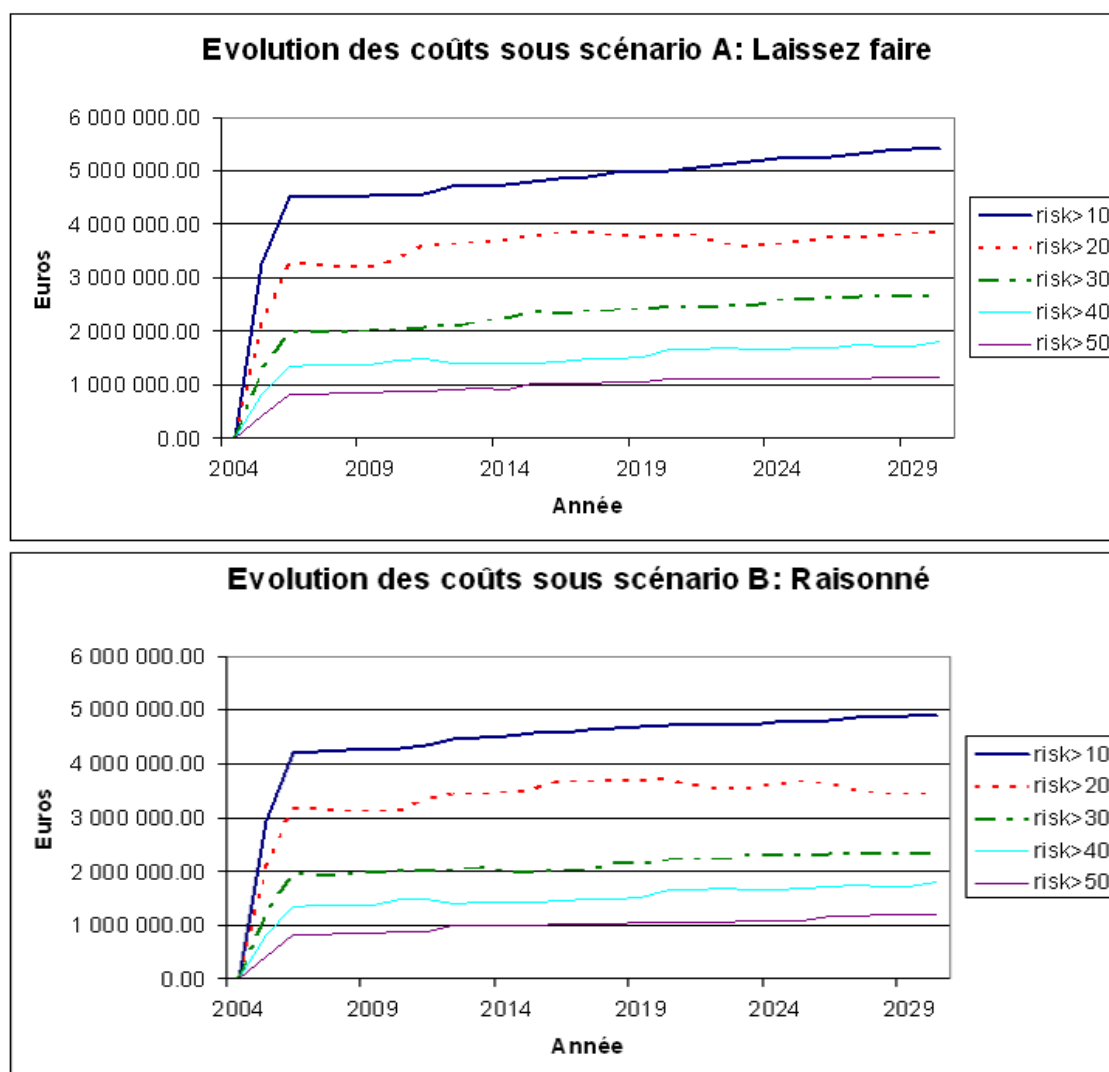


Figure 94 : Evolution des coûts en fonction du paramètre « risque critique » sous scénarios agricoles « A : Laisser-faire » et « B : Raisonné »

Si l'on se réfère à la situation prévue en 2015 par WATER-RUSH, la répartition des surcoûts calculés par m³ d'eau potable distribuée par chaque UGE (figure 95) nous montre qu'ils sont compris entre 1 centime 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 m³ 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 m³. Cette différenciation témoigne de la diversité des solutions techniques retenues par les UGE lors de l'exécution du modèle WATER-RUSH. Le lecteur pourra utilement comparer cette distribution à celle du montant de la facture d'eau actuellement recensé par l'Agence de l'Eau Seine Normandie sur son territoire de gestion (cf., figure 8, I-3-a).

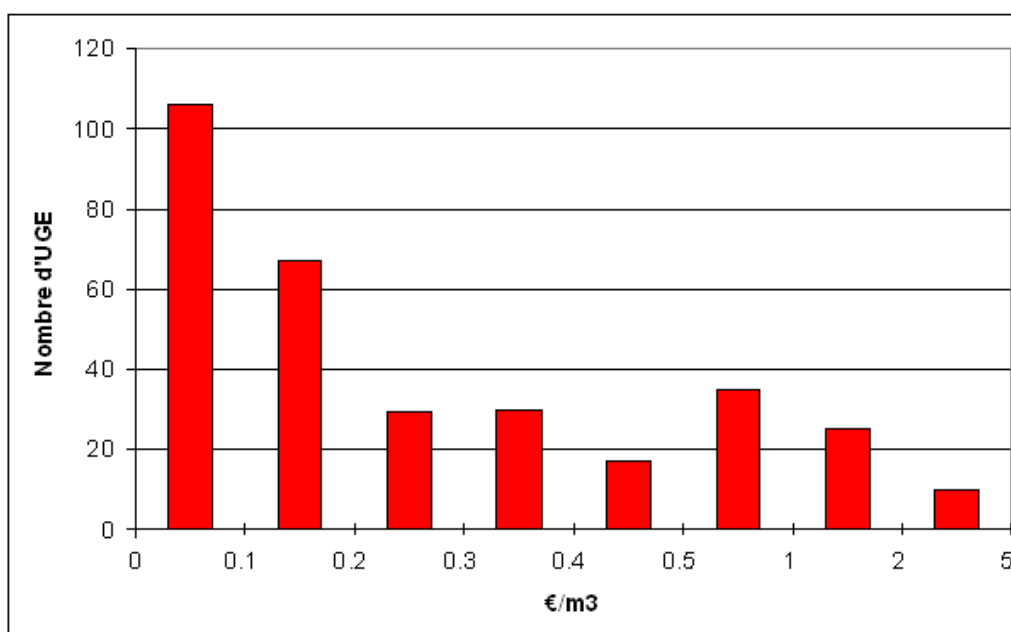


Figure 95 : Répartition des UGE en fonction du surcoût en euro par m³ calculé par WATER-RUSH à l'horizon 2015 sous scénario « A: Laisser-faire » pour une gestion dite « anticipative » avec un « risque critique » de 10

Les surcoûts peuvent aussi être cartographiés (figure 96) 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/m³), donc difficilement répercutables sur une facture d'eau, et la solution adoptée est exclusivement en « approfondissement » de captage. La population des 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.

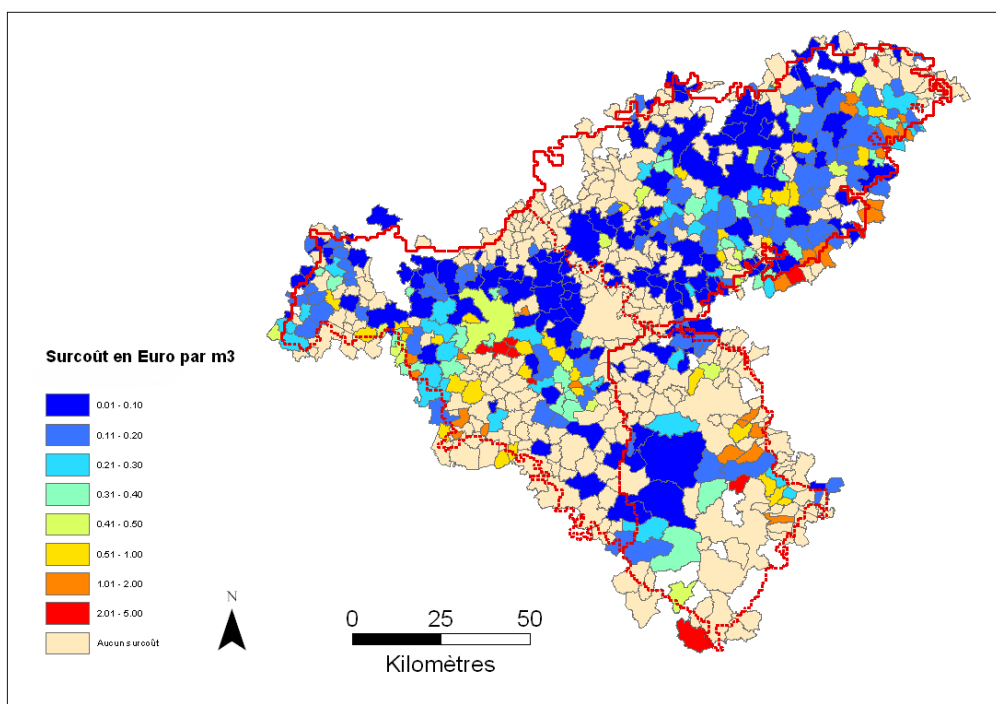


Figure 96 : Cartographie du surcoût en euro par m³ calculé par WATER-RUSH pour chaque UGE à l'horizon 2015 sous scénario « A: Laisser-faire » pour une gestion dite « anticipative » avec un « risque critique » de 10

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 97 à l'horizon 2015 sous scénario « A: Laisser-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/m³.
- 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 m³.
- 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 m³, surcoûts inconcevables en réalité. Le fait que certaines UGE abandonnent leur captage et doivent se pourvoir en totalité auprès d'une autre UGE accroît le surcoût par m³, 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.

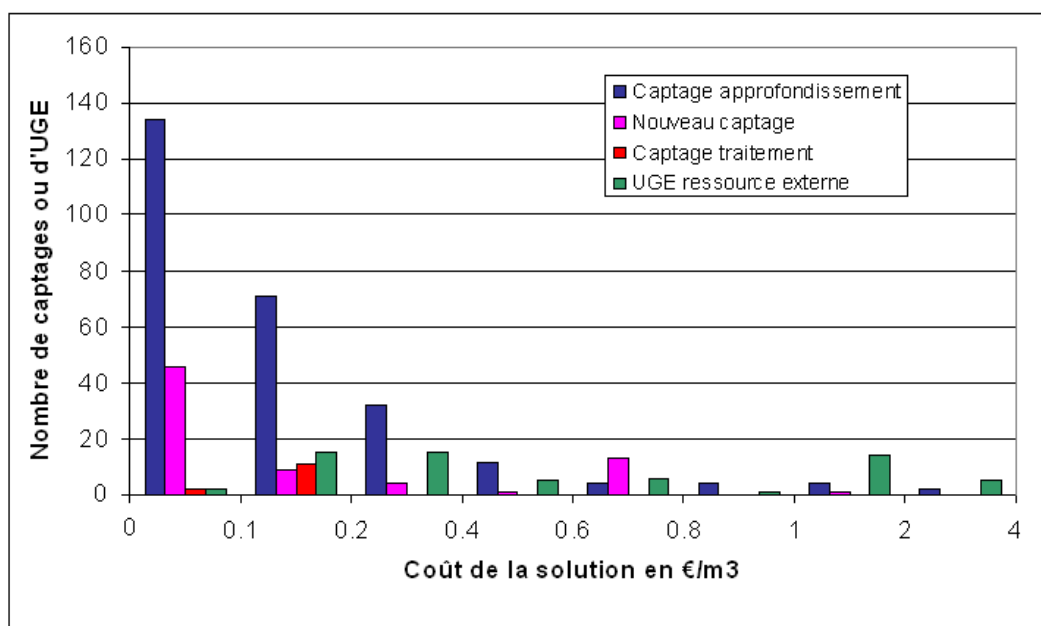


Figure 97 : Répartition des UGE en fonction de la solution adoptée et du surcoût en euro par m³ calculé par WATER-RUSH à l’horizon 2015 sous scénario « A: Laisser-faire » pour une gestion dite « anticipative » avec un « risque critique » de 10

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 établies dans le scénario B : « Raisonnable » peut être calculé en soustrayant des surcoûts annuels totaux obtenus sous scénario A : « Laisser-faire » 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 10 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 10: Evolution du bénéfice net pour l'utilisateur des mesures
du scénario « B : Raisonné » sur la période 2006-2015

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

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, telle que la méthode de Raucher (cf., chap. V-2-b).

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.

Conclusion du chapitre V

La Directive Cadre sur l'Eau requière de la part des Etats-Membres la mise en œuvre de programmes pour reconquérir la qualité de la ressource en eau. Pour le choix des programmes à appliquer, il y est préconisé le recours à deux outils de l'analyse économique : l'analyse coût efficacité et l'analyse coût bénéfice. Pour ce qui concerne la contamination nitrique des aquifères du bassin de la Seine, la mise en place de mesures préventives ne permet pas l'atteinte du bon état chimique à court terme en raison des temps de réponse des aquifères. Nous nous situons donc dans le cas de dérogation aux objectifs de la Directive sur l'Eau et l'utilisation de l'analyse coût bénéfice est donc de rigueur. Cette analyse consiste en un calcul des coûts de la mise en place des programmes et des bénéfices résultants de l'amélioration de la qualité des eaux.

Dans notre étude, nous avons déterminé que les coûts de la mise en place des CIPAN et de la réduction de 20% des apports en fertilisant étaient de l'ordre de 50 à 200 €/ha. Le coût global d'une application systématique l'échelle du bassin se monte pour les agriculteurs à 645 millions d'euros.

Pour l'évaluation des bénéfices, nous nous sommes limités, en raison des domaines modélisés et des bases de données à disposition, aux bénéfices attendus pour la production d'eau potable depuis les ressources en eau souterraine des trois principaux aquifères du bassin : la craie, l'éocène et l'oligocène. Une première approche basée sur la méthode statistique développée par Raucher nous permet d'évaluer le bénéfice attendu par la mise en place du scénario « raisonné » à 714 milliers d'euros en 2015, en considérant un traitement systématique des eaux brutes pour une concentration supérieure à 50 mgNO₃/l. Pour mieux prendre en compte les différentes stratégies, curatives et palliatives, adoptées par les Unités de Gestion et d'Exploitation, le modèle Water-Rush a été développé. Appliqué à l'échelle de trois masses d'eau du bassin, il montre une tendance à l'augmentation du nombre de captages modifiés pour cause de contamination, ces modifications portant essentiellement sur un accès à de nouvelles ressources et sur l'interconnexion. Le surcoût lié à ces modifications est de l'ordre de 10 à 20 centimes d'euros par m³, mais on constate pour quelques cas des surcoûts importants, difficilement répercutables sur une facture d'eau potable. Le bénéfice net obtenu sous scénario « raisonné » pour l'utilisateur est de l'ordre de 250 milles euros par an. Comparativement aux coûts des mesures pour l'agriculture, les bénéfices attendus quelque soit la méthode employée restent faibles. Ces résultats doivent néanmoins être nuancés : d'une part l'application systématique des mesures, et donc coûteuse, n'est certainement pas

l'approche la plus coût efficace; d'autre part les bénéfices calculés ne sont représentatifs que d'une valeur minorée des bénéfices réels, l'ensemble des dommages évités n'étant pas pris en compte.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Dans ce travail nous avons d'abord paramétré le modèle MODSUR-STICS-NEWSAM de façon à répondre aux conditions d'un scénario agricole tendanciel dit « A : Laisser-faire » sensé être représentatif pour l'avenir d'une continuité des pratiques agricoles observées sur la période 1990-2000 à l'échelle de grandes zones agricoles homogènes couvrant le bassin de la Seine. Les données météorologiques utilisées dans ces prédictions à long terme reproduisent quant à elles les situations climatiques de la période 1970-1990 jugée la plus représentative des conditions moyennes du climat actuel. Pratiques agricoles et climat ainsi projetées dans l'avenir, déterminent la charge potentielle sous-racinaire en nitrates et permettent d'évaluer l'évolution des concentrations en nitrates dans les aquifères. Cependant, l'absence d'une connaissance de la pollution des nappes et des pratiques agricoles remontant aux origines historiques de l'usage des engrais azotés sur l'ensemble du bassin de la Seine n'a pas permis un calage rétrospectif rigoureux du modèle MODSUR-STICS-NEWSAM.

Pour pallier ce manque d'information, une méthode de calage statistique a été utilisée à partir des informations contenues dans les bases de données ONQES et SISE-Eaux sur la période 1970-1990. Basée sur l'utilisation de l'évolution temporelle de la médiane de la distribution des concentrations en nitrates, cette méthode a permis un calage de bonne qualité du modèle sur la période 1970-1990 par ajustement des concentrations racinaires déterminées par le module STICS spatialisé. Si après calage, le modèle MODSUR-STICS-NEWSAM peut être considéré comme un excellent estimateur de l'évolution de la médiane des concentrations en nitrate par aquifère, à l'échelle locale du captage, ses résultats sont moins fiables en raison du caractère régional de la modélisation des aquifères. Des efforts devraient être poursuivis sur ce point dans l'utilisation du modèle MODSUR-STICS-NEWSAM pour mieux tenir compte de la complexité locale des aquifères.

Le potentiel de prédiction du modèle, a été caractérisé statistiquement à partir des écarts entre concentrations observées et simulées pour la période 1970-1990 dont on a modélisé la distribution par une loi de Gauss d'un écart-type d'environ 25 NO₃mg/l. Cette distribution est utilisée comme modèle d'incertitude et permet le calcul des probabilités de dépassement de seuil de concentration en nitrates en tout point du bassin.

Les sources d'erreurs ont des origines diverses : paramétrage du modèle, caractérisation trop générale des formations aquifères, fiabilité incertaine des données observées. La correction de ces erreurs ouvre à elle seule un champ de recherche pertinent. Nous estimons aussi utile de reconsidérer l'échelle spatiale de calage du modèle en se positionnant sur des secteurs plus limités (au niveau des « masses d'eau », par exemple) pour mieux prendre en compte les imperfections locales du modèle et ajuster les coefficients correctifs par secteur.

Sur la base du scénario agricole dit « A : Laisser-faire », nous avons obtenu une représentation de la répartition spatiale des pressions polluantes existantes sur le bassin, tout en soulignant une probable surestimation des concentrations en nitrates sous-racinaires sur certaines zones agricoles. A l'horizon 2015, le maintien des pratiques actuelles conduit à des concentrations en nitrates dans les aquifère comprises entre 25 et 75 NO₃mg/l, mais des concentrations fortes voire excessives sont observables notamment au Nord-Est du bassin. Pour les besoins des gestionnaires, ces résultats ont été exploités à l'échelle des « masses d'eau » en calculant notamment pour chacune de celles-ci le risque de dépassement de différents seuils de concentration.

L'intérêt de l'exploitation prospective réside dans une comparaison entre différents scénarios prospectifs et scénario tendanciels. Nous avons dû limiter cette exploitation à un scénario agricole prospectif dit « B : Raisonné » consistant en une réduction des apports en fertilisant et à la mise en place de CIPAN, mais il serait approprié d'envisager l'élaboration de nouveaux scénarios en modifiant la proportion de successions culturales ou en générant de nouvelles bases de donnée type agriculture biologique. Les résultats des mesures agricoles s'avèrent efficaces à l'échelle locale (ex : UGSM), notamment par l'action des CIPAN. Mais les capacités d'absorption des nitrates par la moutarde recommandée comme CIPAN sont parfois trop limitées pour les zones à fort potentiel polluant. A court terme, d'ici 2015, on constate que les temps de réponse des aquifères ne permettent pas une inversion rapide des tendances de l'évolution des concentrations en nitrates dans les aquifères et les effets des mesures agricoles envisagées dans le cas « B : Raisonné » s'avèrent inefficaces comparées aux concentrations constatées dans le cas du scénario « A : Laisser-faire ». On peut s'attendre au mieux, en arrêtant tout apport en engrais azotés, à une valeur médiane de 29 NO₃mg/l quel que soit l'aquifère considéré. A long terme, d'ici 2050, nous avons pu conclure à une inversion de tendance pour l'aquifère de l'Oligocène et à une stabilisation pour l'aquifère de l'Eocène et de la Craie.

L'exploitation socio-économique a d'abord porté sur une analyse « coût-efficacité » et une analyse « coût-bénéfice » des mesures agro-environnementales. A l'échelle locale (UGSM) à laquelle ont été estimés les coûts des mesures pour chaque culture, on constate que ceux-ci se répartissent entre -150 € et 700 € avec un ratio coût-efficacité allant de -4 à +20. Les valeurs négatives du ratio s'expliquent par une augmentation des rendements de certaines cultures en présence de CIPAN. Pour estimer les bénéfices nets attendus, l'approche statistique développée par R.L. Raucher a d'abord permis d'associer un coût moyen de traitement des nitrates pondéré par la probabilité de dépassement de la norme 50 mgNO₃/l par captages AEP. Appliquée à notre domaine d'étude, la méthode montre que les bénéfices attendus pour la production d'eau potable à usage domestique sont faibles en comparaison des coûts induits pour les agriculteurs lors de la mise en place des mesures. On notera cependant que ces bénéfices ne représentent qu'une borne inférieure de la valeur économique d'une protection des eaux souterraines car, en toute logique, il faudrait y ajouter l'ensemble des services rendus par la ressource à l'agriculture, aux industries, aux tourisms ou encore à l'environnement, etc. Mais, pour évaluer ces bénéfices un couplage du modèle MODSUR-STICS-NEWSAM avec des modèles de surface accompagné d'une recherche des données relatives aux relations pouvant exister avec les eaux de surface devrait être envisagé. On remarquera que de tels couplages existent déjà avec les modèles SENEQUE (Ferrant S., 2005) et PROSE (Flippo, 2005) et permettraient d'aborder une telle étude.

Lorsque la pollution d'un aquifère est avérée, les solutions adoptées par acteurs (UGE, par exemple) diffèrent en fonction de conditions locales d'exploitation. Pour analyser plus finement le comportement des gestionnaires de captage et déterminer les coûts induits, le modèle WATER-RUSH a été développé à partir d'une plate-forme de développement multi-agents, ici le logiciel CORMAS. Le couplage du modèle SMA avec les résultats des simulations de MODSUR-STICS-NEWSAM et les données relatives aux réseaux d'eau potable a été expérimenté. Basé sur des hypothèses simples et appliqué à l'échelle de quatre masses d'eau, le modèle WATER-RUSH paraît bien adapté à de telles simulations mais demande certainement de pousser plus loin une investigation amont quant au recensement des solutions adoptées dans le passé par les acteurs.

De plus, des développements complémentaires doivent être apportés dans un souci de meilleur réalisme. Ce sont par exemple :

- la prise en compte des quantités d'eau disponibles dans les aquifères.
- un possible regroupement des Unités de Gestion et d'Exploitation (UGE) autour de mêmes captages pour une gestion partagée de la ressource.
- une amélioration du calcul des fonctions coûts de chaque solution par la recherche de données complémentaires.
- la prise en compte de possibilité d'anticipation des agents, compte tenu de l'évolution passée et future des concentrations en nitrates.

BIBLIOGRAPHIE

Abdelmalki L., Mundler, 1997. *Economie de l'environnement*. Les Fondamentaux, édition Hachette, 160 p.

Académie de l'eau, 2004. *Etude comparative de la gestion par bassin*. 135 p.

AESN, 1994. *L'eau potable : les coûts d'investissement en Seine Normandie* in « *L'eau potable* ». Brochure.

AESN, 2002. *VIII^e Programme (2003-2006) : projet adopté par le conseil d'administration du 31/10/02 pour avis conforme sur l'assiette et le taux de redevances*. Agence de l'Eau Seine Normandie. 201 p.

AESN (DIREN), 2004. *Etat des lieux : bassin Seine et cours d'eau côtiers normands*. 172 p.

AESN, 2004. *Contrats ruraux : bilan VII^{ème} programme*. Direction espace rural et agriculture – délégation Milieu rural, 61 p.

AESN-DEPEE-PEP, 2002. *Analyse économique de la récupération des coûts : premiers chiffres, premières hypothèses, mise en discussion*. Agence de l'Eau Seine Normandie – Direction des Etudes, de la Prospective et de l'Evaluation environnementales – Pôle Evaluation et Prospective. 51 p.

AESN-SAGEP, 2003. *Eaux souterraines, Actions préventives : bilan et perspectives*. Séminaire de Fontainebleau, 16 p.

Agences de l'Eau, mars 2002. *Le système d'évaluation de la qualité des eaux souterraines : SEQ-Eaux souterraines rapport de présentation*. Les études des Agences de l'Eau, 80, 64 p.

Amigues J.P., Bonnieux F., LeGoffe P., Point P., 1995. *Valorisation des usages de l'eau*. Edition Economica. 112 p.

Archer D. & Shoren J., 2001. *Risk-Indexed herbicide taxes to reduce ground and surface water pollution: an integrated ecological economics evaluation*. Ecological Economics, 38, 2, p. 227-250.

Athanasiadis I. & Mitkas P., 2005. *Social influence and water conservation : an agent based approach*. Computing in Science and Engineering, Jan.- Feb. 2005, p. 65-70

- Barraqué B., 2001. *De l'appropriation à l'usage: l'eau, patrimoine commun*. Dans « Génèse du droit de l'environnement, volume 2 : droit des espaces naturels et des pollutions » de Cornue Marie et Fromageau Jérôme, Edition L'Harmattan. Pp 213-239.
- Barraqué B., 2004. *Etude de cas sur les captages du Val d'Orléans*. Document de travail EVEC. 7 p.
- Barraqué B., Ledoux E., Monget J-M. & Viavattene C., 2005. *Assessing the impact of future nitrogen diffused pollution scenarios on the ground water resources of the Seine river basin*. Second International Workshop on Implementing Economic Analysis in the Water Framework Directive, Paris, 17-18 Feb. 2005, 18 p.
- Beaumont G. & El Jammal M-H. 2005. *La perception des situations à risques*. Préventique – Sécurité, 82, Juillet-Aout 2005, p. 16-28
- Beeson S. & Cook M.C., 2004. *Nitrate in groundwater: a water company perspective*. Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology, 37, p. 261-270
- Bettayeb K., 2005. *Nitrite, c'est en fait une molécule vitale*. Science et Vie N°1059 - décembre 2005, p. 96-99.
- Billen G., Garnier J., Ficht A. & Cun C., 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, p. 977-993.
- Bonnet M., Demongodin L. & Billault P., 2004. *L'élaboration d'un modèle mathématique de gestion de la nappe de Beauce : enjeux, difficultés, résultats et perspectives*. Colloque Géologie et Hydrogéologie du Bassin de Paris, 16-17 Novembre 2004, Paris, p 175-183
- Bosc C., Bourblanc M., Rinaudo J-D., Roussary A., Viavattene C., 2005. *EVEC PROJECT (Town water and field water): a French approach to mechanisms protecting potable water catchments menaced by agricultural pollution*. Conference EWRA 2005 Conference, Menton, 7-10 Sept. 2005. 22 p.
- 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^{ème} Siècle ? Maîtrise du long terme et démocratie », GERMES. 10 p.
- 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.
- Brisson N. & Mary B., 1999. *STICS version 4.0 : notice des concepts et formalismes*. INRA. 60 p.

- Buscat D., 2002. *Agriculture et environnement : la mise en oeuvre négociée des dispositifs agri-environnementaux - Effets d'organisation, enjeux de territoire et dynamique d'appropriation stratégique*. Thèse de doctorat – Université Toulouse-Le Mirail, 409 p.
- Cai X., Ringler C., Rosegrant M.W., 2001. *Examining physical and economic efficiencies of water use through integrated economic-hydrologic water modelling*. Integrated Water Resources Management, IASH, publ. N°272, p. 75-81.
- Cai X., MacKinney D.C., Lasdon L.S., 2002. *A framework for sustainability analysis in water resources management and application to the Syr Darian Basin*, Water Resources Research, 38, 6, p. 21.1-21.14
- Cai X., Asce M., MacKinney D.C., Asce A.M., Lasdon L.S., 2003. *Integrated hydrologic-agronomic-economical model for river basin management*. Journal of Water Resources and Planning and Management. p. 4-16.
- Castany G., 1982. *Principes et méthodes de l'hydrogéologie*. Editions Dunod. 236 p.
- Caussade B., Moreaux M., Reynaud A., 2000. *Redevances et prélèvements optimaux dans les aquifères côtiers menacés d'intrusion saline : les principes de base*. Economie et prévision n°143-144, p. 155-173.
- Cheret Y. 1987 : "*Propos recueillis*" in Loriferne M. (Dir.) (1987) : *40 ans de Politique de l'Eau en France*. Economica, Paris, p. 98-107.
- CIG, 1973. *Paramètres numériques et non numériques de la gestion de la ressource en eau : rapport final*. Délégation Générale à la recherche scientifique et technique. 30 p.
- Commission Européenne, 1998. *Evaluation des programmes agro-environnementaux*. Document de travail de la Commission Européenne – VI/7655/98. 133 p.
- Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, 2001. *Rapport d'activité pour l'année 2001*. 54 p.
- Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, 2004. *Demande d'autorisation de la filière de traitement pour l'affinage de l'eau de l'aqueduc de l'Avre exploitée par Eaux de Paris*. Seance du 9 novembre 2004. 1 p.
- Cours des Comptes, février 2002. *La préservation de la ressource en eau face aux pollutions d'origine agricoles : le cas de la Bretagne*. 294 p.
- De Marsily G., 2002. *Vers des parcs naturels hydrologiques. La ruée vers l'eau – Manière de voir*. Le Monde Diplomatique, 65, p. 88-91.

- 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.
- DGCCRF, 2002. *Evolution des prix de l'eau 1995/2000*. Extraits.
- Douguet J-M, Schembri P., 2000. *Qualité de l'eau et agricultures durables : une approche structurelle de l'évaluation des politiques publiques d'environnement appliquée à la région Bretagne*. Les Cahiers du C3ED. 69 p.
- Ducharne, Théry, Billen, Benoit, Brisson, Garnier, Kieken, Ledoux, Mary, Mignolet, Mermet, Poux, Sauboua, Schott, Viennot, Abu Alkhair, Baubion, Curie, Ducos, Gomez, Lebonvallet, Olive, Sicart, 2005. *Influence du changement climatique sur le fonctionnement hydrologique et biogéochimique du bassin de la Seine*. Rapport Final. Projet GICC-Seine. 60 p.
- EPA, 1995. *A framework for measuring the economic benefits of ground water*. Interoffice GroundwaterValuationWorkgroup – United States Environmental Protection Agency. 57 p.
- 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. p. 113-133.
- Ferber J., 1995. *Les systèmes multi-agents, vers une intelligence collective*. InterEditions, Paris.
- 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.
- Feuillette S., 2005. *L'eau en France : entre subsidiarité et gestion spatiale*. 8 p.
- Fizaine G., 1993. *Forêts et teneurs en nitrates des eaux souterraines*. ENGREF-INRA, 19 p. + annexes
- Flippo, 2005. *Modélisation intégrée des transferts d'azote dans les aquifères et les rivières : application au bassin du Grand Morin*. Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 244 p.
- Flichman G., Jacquet F., 2000. *Le couplage des modèles agronomiques (bio-techniques) et économiques – acquis et perspectives*. Séminaire en écologie de la production, Département économie et sociologie rurales, INRA, 17 p.

- Fournol G., (2004) *La protection des captages d'eaux souterraines de la SAGEP*. Colloque en hommage à Claude MEGNIEN, « Géologie et Hydrogéologie du Bassin de Paris Avancées et perspectives », Onzièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie de l'Association Internationale des Hydrogéologues, 1-17 Nov. 2004, Paris, p133-140
- Ganoulis J., 2003. *Risk-based floodplain management: A case study from Greece*. Intl. J. River Basin Management, 1, 1, p. 41–47
- Garnier C. & Dessevre A., 2004. *Evaluation du risque de non atteinte des objectifs de bon état qualitatif des masses d'eau souterraines du bassin Seine Normandie*. Colloque Géologie et Hydrogéologie du Bassin de Paris, 16-17 Novembre 2004, Paris, p. 211-219
- Garrabé M., 1994. *Ingénierie de l'évaluation économique*. Collection : Enseignement Supérieur et tertiaire – Edition Ellipse. 255 p.
- Gazzaniga J-L., Ourliac J-P. & Larrouy-Castera X., 1998. *L'eau : usages et gestion*. Administration Territoriale, Guide Pratique, Litec, Paris, p. 54-157
- GIEC, 2001. *Bilan 2001 des changements climatiques : les éléments scientifiques*. Rapport du groupe de travail I du Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat. 97 p.
- Goblet, Ledoux E., Monget J-M., Viavattene C., Viennot P., 2004. *Renseignement des masses d'eau de la DCE / Flux nitriques et concentrations en nitrates dans les nappes Simulation à l'horizon 2015*. Centre d'Informatique Géologique, rapport interne. LMH/RD/04/48. 64 p.
- Godard C, 2005. *Modélisation de la réponse à l'azote du rendement des grandes cultures et intégration dans un modèle économique d'offre agricole à l'échelle Européenne*. Application à l'étude des impacts du changement climatique. Thèse de doctorat, INRA.
- Goldberg A., 1984. *Smalltalk-80: The Interactive Programming Environment*. Computer Science. Addison-Wesley Publishing Co., 516 p.
- Gomez E., 2002. *Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique. Application au bassin de la Seine*. Thèse, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris. 240 p
- Görlach B. & Interwies E., 2003. *Economic assessment of groundwater protection: A survey of the literature*. Berlin, Ecologic, 64 p.
- Guillemin C., Roux J.C, 1992. *Pollutions des eaux souterraines en France : Bilan des connaissances, impacts, et moyens de prévention*. Manuels et méthodes n°23. Edition du BRGM. 254 p.

- Gulis G., Czompolyova M., Cerhan J.R., 2002. *An ecologic study of nitrate in municipal drinking water and cancer incidence in Trnava district, Slovakia*. Environmental Research Vol.88, Issue 3, p. 182-187
- Heaney J.P., Pitt R., Field R., Fan C., 1999. *Innovative urban wet weather flow management systems*. US Environmental Protection Agency – EPA/600/R-99/029, p. 106.
- Hedelin B., 2005. *Potential Implications of the EU Water Framework Directive in Sweden. A comparison of the Swedish municipalities' current water planning regime with the requirements of the EU's new Water Framework Directive*, European Journal of Spatial Development, May 2005, 14, 17 p.
- Howarth R., Billen G., Swaney D., Townsend A., Jaworski N., Lajtha K., Downing J., Elmgren R., Caraco N., Jordan T., Berendse F., Freney J., Kudeyarov V., Murdoch P., Zhao-Liang Z., 1996. *Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences*. Biochemistry, 35, p. 75-139.
- Hubert P., 1976. *Planification à long terme de l'aménagement du bassin Adour-Garonne – Tome II*. Centre d'Informatique Géologique - rapport interne LHM/RC/76/31. 58 p.
- IFEN, avril 2001. *Eau potable : diversité des services...grand écart des prix*. Les données de l'environnement – eau. n°65. Institut Français de l'Environnement. 4 p.
- IFEN, janvier 2002. *Chiffres clés 2002 de l'environnement*. Institut Français de l'Environnement. 27 p.
- IFEN, 2003. *Enquête « Les collectivités locales et l'environnement » - volet Eau : La gestion de l'eau potable en France en 1998*. Etudes et travaux n°40. Institut Français de l'Environnement. 19 p.
- IFEN, mars 2004. *La qualité de l'eau : une préoccupation environnementale forte*. Les données de l'environnement – société n°91. Institut Français de l'Environnement. 4 p.
- IFEN, avril 2005. *Les indices du réchauffement climatique*. Les chiffres de l'environnement n°102 – Institut Français de l'environnement. 4 p.
- IFEN, mai 2005. *Enquête « Les collectivités locales et l'environnement » - volet Eau : La gestion de l'eau potable en France en 2001*. Etudes et travaux n°44. Institut Français de l'Environnement. 25 p.
- IFEN, juillet 2005. *Les prélèvements d'eau en France et en Europe*. Les données de l'environnement – eau n°104. Institut Français de l'Environnement. 4 p.

- Jamagne M., Hardy R., King D., Bornand M., 1995. *La base de données géographiques des sols de France*. Etude et Gestion des sols - 2,3, 1995. p. 153-172.
- Janssen M.A. & Carpenter S.R., 1999. *Managing the resilience of lakes: a multi-agent modeling approach*. Conservation Ecology 3(2):15. 25 p.
- Jayet P.A., 2004. *AROPAj : manuel pour l'utilisateur*. INRA-Grignon. Version TXT et HTML.
- Journal Officiel, 2001. *Décret n°2001-34 du 10 janvier 2001 relatif aux programmes d'action à mettre en œuvre en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole*. Journal Officiel du 13 janvier 2001.
- Lacroix A. & Balduchi F., 1995. *Le traitement des nitrates de l'eau potable – Bilan économique et perspectives*. Techniques Sciences Méthodes, 12, p. 923-929.
- Lacroix A., Avril 1995. *Les solutions agronomiques à la pollution azotée*. Le courrier de l'environnement, 24. 17 p.
- Lacroix A., Bel F., Mollard A., Sauboua E., 2004. *Territorialisation de la pollution nitrique de l'eau par l'agriculture*. Papier de travail. 16 p.
- Lacroix A., Beaudoin N., Makowski D., 2005. *Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability*. Ecological Economics, 53, p. 115-127.
- 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 (OIEau), 7 p.
- Loubier S., 2003. *Economic assessment of Groundwater Protection: a sensitivity analysis of costs-benefits illustrated by a small aquifer protection in North Jutland region, Denmark*. Case study n°3 – BRGM/RC: 52326-FR. Orléans: BRGM, 22 p.
- MacKinney D.C., Cai X., Rosegrant M.W., Ringler C., Scott C.A., 1999. *Modeling water resources management at the basin level: Review and future directions*. SWIM papers, 59 p.
- MacLaughlin D. & Ruan F., 2001. *Macrodispersivity and large-scale hydrogeologic variability*. Transport in Porous Media, 42, p. 133-154.
- Malassis L., Cépède M., (ouvrage collectif), 1954. *La petite région agricole, contribution à l'étude et à la réorientation de l'économie agricole d'une petite région*. Economie Rurale, 19, janvier 1954, 144 p.

- 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, 211 p.
- Mariotti A., 1998. *Nitrate : un polluant de longue durée*. Pour la Science, Juillet 1998, 249, p. 60-65.
- Marshall A., 1890. *Principles of economics*. Mac Millan and Co (6 Tomes)
- Martin Y., 1996. *Rapport sur la gestion durable des eaux souterraines*. Paris, Ministère de l'Industrie, de la Poste et des Télécommunications, Conseil général des Mines. 29 p. + annexes
- Mermet L. & Treyer S., 2001. *Quelle unité territoriale pour la gestion durable de la ressource en eau?* Responsabilité et Environnement, Annales des Mines, Avril 2001, p 67-79.
- MeteoFrance, 2001. *Recherche et développement 2001*. Rapport d'activité – Météo France 34 p.
- Meybeck M., De Marsily G., Fustec E., 1998. *La Seine en son bassin : fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé*. Elsevier. 749 p.
- Miquel G., 2003. *Rapport sur la qualité de l'eau et de l'assainissement en France*. Office parlementaire des choix scientifiques et technologiques. Mars 2003, 193 p. (en collaboration avec G. De Marsily et M. Meybeck pour les pages 71 à 73 concernant les nitrates).
- Ministère de l'écologie et du développement durable, 2004. 16 décembre 1964 – 16 décembre 2004 : 40 ans de politique de l'eau. Dossier de presse. 21 p.
- Ministère de l'écologie et du développement durable, juin 2004. *Avant-projet de loi sur l'eau et les milieux aquatiques : exposé des motifs*. Document de travail. 17 p.
- Mignolet C., C. Schott, J-F. Mari & Benoît M., 2002. *Typologies des successions de cultures et des techniques culturales dans le bassin de la Seine*. Rapport d'activité 2002 - Programme PIREN-Seine. 23 p.
- Mignolet C, Schott C., Benoît M., 2004. *Spatial dynamics of agricultural practices on a basin territory: a retrospective study to implement models simulating nitrate flow*. The case of the Seine basin. *Agronomie*, 24, p. 219-236.
- Mollard A., 1997. *Solutions curatives ou préventives à la pollution diffuse de l'eau ? Une approche de la soutenabilité de la ressource en eau*. *Natures Sciences & Société*, vol 5, n°3, p. 5-21.

- Monget J-M., Viennot P. & Viavattene C., 2004. *Simulation au moyen du logiciel STICS-MODCOU des pollutions azotées sur l'Oligocène du bassin Parisien. Mise en œuvre et confrontation avec les données de terrain*. Rapport d'activité 2004 – Programme PIREN-Seine. 26 p.
- Montginoul M., 2004. *La tarification de l'eau potable et de l'assainissement en France : quelle structure ? Eléments de réponse au travers d'une enquête nationale*. Rapport Interne, UMR Gestion des Services Publics, CEMAGREF-ENGEEES, 45 p.
- Munro R.J., P.C. Chatwin & Mole N., 2001. *Models for concentration fluctuations in relative and absolute dispersion*. Proc. MODSIM 2001, International Congress on Modelling and Simulation, Australian National University, Canberra, 10-13 December 2001, p. 905-910
- Muséum d'histoire nationale, juin 2005. *La qualité de l'eau en France : points essentiels*. Muséum National d'Histoire Naturelle. 13 p.
- Ostrom V., Ostrom E., 1977. *Public goods and public choices*. Dans "Alternatives for Delivering Public Services: Toward Improved Performance", éditions E.S. Savas. Pp7-49
- Petit O., Corcos B. & O'Connor M., 2001. *Appropriation Sociale du PROblème de gestion durable de la nappe de Beauce*. Programme Inter-institutionnel de Recherches et d'Etudes en Economie de l'Environnement (PIREE) du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Contrat n° 99123 du 08/11/1999, Rapport final, 90 p.
- Point P. ,1999. *La valeur économique des hydrosystèmes : méthode et évaluation des services délivrés*. Edition Economica. 211 p.
- Poitevin J., 1997. *Les contrats de nappes: Une nouvelle approche de la gestion des eaux souterraines pour un développement durable*. Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la région Ile de France, Paris.
- 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. 43p.

- Ramon S., Benoît M., 1998. *L'évolution de la nature des cultures en Lorraine et en Alsace : une menace pour les nappes*. Le courrier de l'environnement, 33, 4 p.
- Ramonet M., novembre 2003. *Rapport d'information sur les activités agricoles et la protection de l'environnement*. Assemblée nationale n°1237. 171p.
- Ratel M.-O., Debrieu C., 2002. *Elimination des nitrates des eaux potables*. Document technique FNDAE, hors série N°4- Office International de l'Eau. 71 p.
- Raucher R. L., 1983. *A conceptual framework for measuring the benefits of groundwater protection*. Water Resources Research, 19, 2, p. 320-326.
- Rinaudo J-D., Arnal C., Blanchin R., Elsass P., Meilhac A. and Loubier S., 2004. *The cost of groundwater diffuse pollution in the Upper Rhine valley*. Conference on Nutrient Management – Aquatec. 11 p.
- Rinaudo J-D., 2003. *Economic assessment of groundwater protection: Impact of groundwater diffuse pollution of the upper Rhine valley aquifer*. BRGM – Commission Européenne. 20 p.
- Roberts, G. & T. Marsh, 1987. *The effects of agricultural practices on the nitrate concentrations in the surface water domestic supply sources of Western Europe*. Institute for Agronomical and Hydrological Studies Publication 164, p. 365–380.
- Rosegrant M.W., Ringler C., MacKinney D.C., Cai X., Keller A., Donoso G, 2000. *Integrated economic –hydrologic water modelling at the basin scale: the Maipo river basin*. Agricultural Economics, 24, p. 33-46.
- Rhur-University Bochum, Novembre 2002. *Methodology report (Deliverable 7)*. WaterStrategyMan. 123 p.
- 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.
- Schultz G.A., 2001. *Integrated water resources management: the requirements of the European Union, the problem of environmental impact assessment, and the implementation of the sustainable development principle*. IAHS Publ., 272, p. 3-11.
- Sebillotte M., 2003. *L'opération "Ferti-mieux"*. Comptes-rendus de l'Académie d'agriculture de France. Paris, 89, 4, p. 15-28

- Sébilo M., 2003. *Utilisation du traçage isotopique naturel pour caractériser et quantifier les processus de nitrification et de dénitrification à l'échelle du réseau hydrographique de la Seine*. Thèse de doctorat, Université de Pierre et Marie Curie – Paris VI.
- Simonet F., 2001. *Le nouveau système d'évaluation de la qualité de l'eau des rivières : le SEQ-Eau*. Systèmes D'évaluation De La Qualité, Adour Garonne Revue de l'agence de l'eau, Hiver 2001, 81, p. 7-9
- Spitz K., Moreno J., 1996. *A practical guide to groundwater and solute transport modelling*. J. Wiley & sons. p. 274-278.
- Stahl G., Evain-Bousquet, 2005. *Evolution de la réglementation sur la protection des captages de distribution publique*. Techniques Sciences Méthodes, 4, p. 11-23.
- Strebel O., W. H. M. Duynisveld & J. Bottcher, 1989. *Nitrate pollution in groundwater in Western Europe*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 26, p. 189–214.
- Tavernier Y., mai 2001. *Le financement et la gestion de l'eau*. Rapport d'information n°3081. Assemblée nationale. 200 p.
- Tavernier Y., 1999. *La taxe générale sur les activités polluantes et la politique de l'eau*. Rapport d'information de l'assemblée nationale n°1807. 144 p.
- Teissonnier-Mucchielli B., 2003. *L'impact du droit communautaire sur la distribution et l'assainissement de l'eau en France*. Monde Européen et International, La Documentation Française, 435 p.
- Trancart J-L, 2000. *Cours de gestion de l'eau*. ENPC.
- Union Européenne, 2000. *Directive/ /2000CE du parlement européen et du conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau*. Parlement européen et Conseil de l'union européenne : PE-CONS 3639/00. 61 p.
- Vallée A., 2002. *Economie de l'environnement*. Editions du Seuil. 344 p.
- Victor S., 2005. *La mise en œuvre de mesures pour réduire les risques de pollutions diffuses : deux outils pour éviter deux écueils*. Techniques Sciences Méthodes n°4 – 2005, p. 59-71.
- Viennot P. & Ledoux E., 2004. *Modélisation du fonctionnement hydrologique du bassin de la Seine – Prévion des étiages*. Centre d'Informatique Géologique, Rapport interne. LHM/RD/04/30, 92 p.
- Villey-Desmeserets F., 2001. *La politique de préservation de la ressource en eau destinée à la consommation humaine*. La documentation française. 402 p.

- WATECO, 2002. *Economics and the environment: the implementation challenge of the water framework directive – a guidance document*
- WaterStrategyMan, 2005. *Developing Strategies for Regulating and Managing Water Resources and Demand in Water Deficient Regions*. EU DG Research, EVK1-CT-2001-00098, <http://environ.chemeng.ntua.gr/wsm/> .
- Wei H.F., Ledoux E., De Marsily G. de, 1990, *Regional modelling of groundwater flow and salt and environmental tracer transport in deep aquifers in the Paris basin*, Journal of Hydrology, 120, p. 341-358.
- Wielgus J., Nanette E. Chadwick-Furman, Dubinsky Z., Shechter M. & Zeitouni N., 2002. *Dose-response modeling of recreationally important coral-reef attributes: a review and potential application to the economic valuation of damage*. Coral Reefs, 21, 3, p. 253-259
- Yadav S. N. & Wall David B., Mars 1998. *Benefit-cost analysis of best management practices implemented to control nitrate contamination of groundwater*. Water Resources Research – vol. 34 n°3. p. 497-504.

SIGLES ET ABBREVIATIONS

ADES :	Accès aux Données sur les Eaux Souterraines (BRGM) (cf., I-1-c)
AEP :	Alimentation en Eau Potable (cf., I-3-c)
AESN :	Agence de l'Eau Seine-Normandie
ArcGIS :	SIG de la société Environmental Systems Research Institute, Inc (ESRI)
ASCII :	American Standard Code for Information Interchange (cf., V-1-c)
BRGM:	Bureau de Recherches Géologiques et Minières
BSS-ES:	Banque du Sous-sol et des Eaux Souterraines (BRGM) (cf., I-1-c)
CA :	Communauté d'Agglomération (cf., I-3-b)
CC :	Communauté de Communes (cf., I-3-b)
CDH :	Conseil Départemental d'Hygiène
C.I.Eau:	Centre d'Information sur l'Eau
CIG :	Centre d'Informatique Géologique (ENSMP)
CIPAN:	Cultures Intermédiaires Pièges à Nitrate (cf., II-1-b)
CIRAD :	Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement
CNRS :	Centre National de la Recherche Scientifique
CLE :	Commission Locale de l'Eau (cf., I-2-d)
CORMAS:	Common-Pool Resources and Multi-Agent Systems (CIRAD) (cf. V-3-a)
CSHPF :	Conseil Supérieur d'Hygiène Publique (cf. I-2-f)
CTE :	Contrat Territorial d'Exploitation (cf., Annexe 2)
CU :	Communauté Urbaine (cf., I-3-b)
DCE :	Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE)
DDAF :	Direction Départementale des Eaux et Forêts
DDASS:	Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales
DDE :	Direction Départementale de l'Équipement
DEPEE :	Direction Etudes, Prospective & Evaluation Environnementales (AESN) (cf., V-2-c)
DGCCRF:	Direction Générale de la Concurrence, de la Consommation et de la Répression des Fraudes (cf., I-3-a)

DIREN : Direction Régionale de l'Environnement
 DPSIR: Driving forces, Pressures, State, Impacts, Responses (cf., FPEIR) (cf., I-2-e)
 DRIRE: Direction Régionale de l'Industrie de la Recherche et de l'Environnement
 DUP : Déclaration d'Utilité Publique (cf., I-3-c)
 Eau et Force: Société distributeur de l'eau de la rive gauche de la Seine à Paris
 EEA : European Environment Agency
 EDF : Electricité de France
 ENPC : Ecole Nationale des Ponts et Chaussées
 ENSMP: Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris
 EPA : Environmental Protection Agency (USA)
 ETP : Evapotranspiration potentielle (cf., III-2-b)
 EUROSTAT : Bureau des statistiques de l'Union Européenne
 FERTI-MIEUX: Action préventive de conseil sur la fertilisation azotée (cf., II-2-c)
 FNDAE : Fonds National de Développement des Adductions d'Eau (cf., I-3-a)
 FPEIR : Forces motrices, Pressions, Etat, Impacts, Réponses (cf., I-2-e)
 GDA : Groupement de Développement Agricole (cf., Annexe 1)
 GICC : Gestion et Impact du Changement Climatique (MEDD)
 GIEC : Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat
 IFEN : Institut Français de l'Environnement
 IIBRBS: L'Institution Interdépartementale des Barrages-Réservoirs du Bassin de la Seine
 INAPG: Institut National d'Agronomie Paris-Grignon
 INRA : Institut National de Recherches et Agronomie
 INSEE: Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques
 LATTS: Laboratoire Techniques, Territoires et Sociétés (CNRS-ENPC)
 MEDD: Ministère de l'Environnement et du Développement Durable
 MISE : Mission Inter Services des Eaux (cf., I-3-c)
 MODCOU: Modèle hydrologique surface-souterrain (CIG-ENSMP) (cf., III-2)
 MODSUR: Module de surface du modèle MODSUR (cf., III-2-c)
 MODSUR-STICS-NEWSAM: Modèle de hydro(ENSMP)-agronomique (INRA) (cf., III-4)
 NEWSAM: Modèle hydrogéologique souterrain (CIG-ENSMP) (cf., III-2)
 NONSAT Transport: Modèle de transfert en milieu non saturé de MODCOU (cf., III-4-a)

OCDE :	Organisation de Coopération et de Développement Economique
OECD :	Organisation for Economic Co-operation and Development (cf., OCDE)
OIEau :	Office International de l'Eau
OMS :	Organisation Mondiale de la Santé
ONQES:	Observatoire National de la Qualité des Eaux Souterraines (BRGM) (cf., I-1-c)
OTEX :	Orientations Technico Economiques (des exploitations agricoles) (III-3-c)
PIREN:	Programme Intégré de Recherche sur l'Environnement (CNRS)
PME :	Petites et Moyennes Entreprises (cf., II-2-c)
PMI :	Petites et Moyennes Industries (cf., II-2-c)
PMPOA:	Programme de Maitrise des Pollutions d'Origine Agricole (cf., I-3-c)
PPC :	Périmètre de Protection du Captage (indifférencié) (cf., Annexe 1)
PPE :	Périmètre de Protection Eloignée (de captage) (cf., I-3-c)
PPI :	Périmètre de Protection Immédiate (de captage) (cf., I-3-c)
PPR :	Périmètre de Protection Rapprochée (de captage) (cf., I-3-c)
PRA :	Petite Région Agricole (cf., III-3-b)
Ratio CB:	Ratio « coût-bénéfice » (cf., V-1-a)
RTA :	Reconversion de Terres Arables en prairies (cf., Annexe 2)
SAFER:	Société d'Aménagement Foncier et d'Etablissement Rural (cf., II-3-c)
SAGE :	Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (cf., I-2-d)
SAGEP:	Société Anonyme de Gestion des Eaux de Paris, désormais « Eau de Paris »
SAU :	Surface Agricole Utile (cf., Annexe 1)
SCEES:	Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques (Min. Agriculture) (cf., Annexe 3)
SDAGE:	Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (cf., I-2-d)
SDEA :	Syndicats Départemental des Eaux et de l'Assainissement (cf., I-3-b)
SEDIF :	Syndicat des eux de l'Ile de France
SESAER:	Bureau d'Etudes Assainissement, Eau et Environnement
SEQ-Eau:	Système d'Evaluation de la Qualité de l'Eau (cf., I-1-c)
SEML :	Société d'Economie Mixte Locale (cf., I-3-b)
SESCPF:	Service d'Etude des Sols et de la Carte Pédologique de France (cf., III-3-b)
SIA :	Syndicat Intercommunal d'Assainissement (cf., I-3-b)
SIAEP :	Syndicat Intercommunal d'Alimentation en Eau Potable (cf., I-3-b)
SIAEPA:	Syndicat Intercommunal d'Alimentation en Eau Potable et Assainissement (cf., I-3-b)

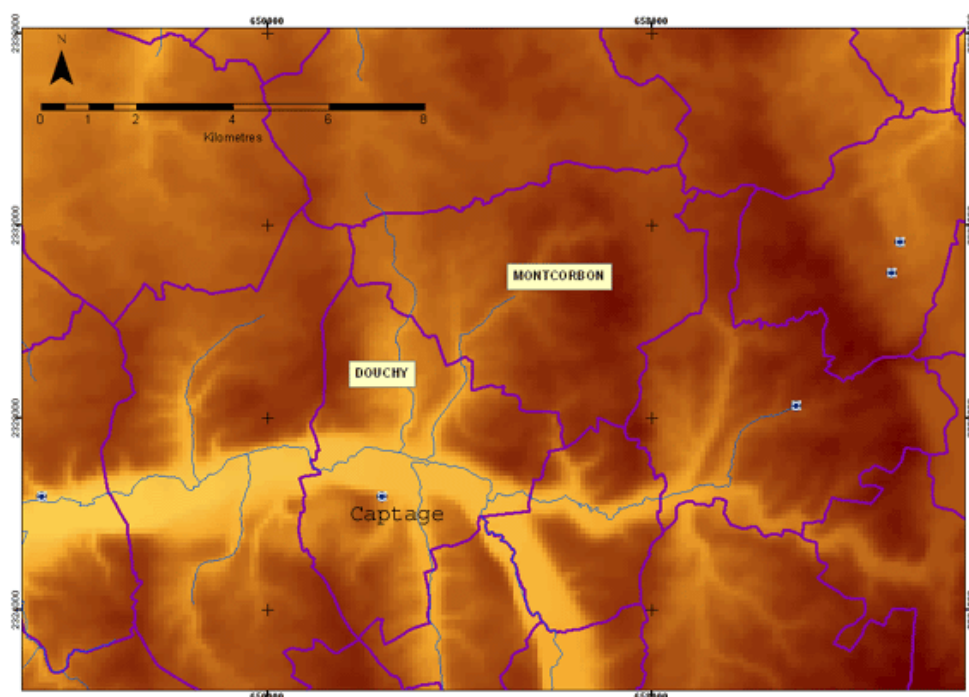
SIAAP:	Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne
SIG :	Système d'Information Géographique
SIVOM:	Syndicat Intercommunal à Vocation Multiple (cf., I-3-b)
SIVU :	Syndicat Intercommunal à Vocation Unique (cf., I-3-b)
SMA :	Système Multi-Agents (cf., V-3)
STEP :	Station d'Épuration (des eaux) (cf., II-1-a)
STICS :	Simulateur multi-disciplinaire pour les Cultures Standard (INRA) (cf., III-3)
Ter-Uti:	Enquête SCEES sur occupation et utilisation des sols (cf., III-3-c)
TGAP :	Taxe Générale sur les Activités Polluantes (cf., I-3-c)
TVA :	Taxe sur la Valeur Ajoutée (cf., I-3-a)
UCS :	Unité Cartographique de Sol (cf., III-3-b)
UDI :	Unité de Distribution de l'eau (cf., I-3-b)
UGE :	Unité de Gestion et d'Exploitation de l'eau (cf., I-3-b)
UGSM:	Unité Générale de Simulation (de STICS spatialisé) (cf., III-3-b)
UTS :	Unité Typologique de Sol (cf., III-3-c)
Valeur Normalisée CB :	Valeur Normalisée « coût-bénéfice » (cf., V-1-a)
VERS'EAU:	Base de donnée Eau de l'AESN (cf., V-3-c)
VET :	Valeur Economique Totale (cf., V-1-b)
VNF :	Voies Navigables de France (cf., I-3-a)
WATECO:	Groupe de travail d'expertise économique de la DCE
WATER-RUSH :	SMA de simulation des UGE face à une pollution des nitrates (cf., V-3-b)
WFD :	European Water Framework Directive (cf., DCE)

ANNEXES

Annexe 1 - Etude de Cas : Douchy-MontCorbon

Nous abordons ici le cas de deux communes rurales amenées à opter pour une solution curative pour traiter leurs eaux brutes en raison des pics de pollution en nitrate apparus au niveau de leur captage. Face à cette pollution, ces communes se sont aussi engagées à la mise en place de mesures préventives qui se révèlent insuffisantes et ont rapidement conduit à un conflit avec les agriculteurs.

Territoire concerné



Les communes de Douchy et de Montcorbon se situent dans le département du Loiret (région Centre) au sud du bassin de la Seine. La population de ces communes rurales s'élève à environs 2000 habitants chacune. Elles sont organisées en Syndicat Intercommunal d'Adduction d'Eau Potable (SIAEP), la production d'eau potable étant affermée à la Société Lyonnaise des Eaux. La ressource en eau d'origine souterraine est puisée à la source de la Métairie dans l'aquifère de la Craie.

Le bassin d'alimentation, correspondant au périmètre de protection éloigné, représente une superficie de 3000 ha dont 800 ha de forêt. Les besoins en eau sont de 130 000 m³ par an avec une consommation de 95 000 m³ par an pour les abonnés.

La source est protégée par un barrage recevant en amont les eaux de surface de l'Ouanne, affluent du Loing, dont le devenir est incertain. Par contre, deux petits rus traversent le bassin d'alimentation et confluent avec l'Ouanne non loin de la source de la Métairie.

Dégradation de la qualité de l'eau par les nitrates

Les concentrations en nitrates observées durant les quinze dernières années se situent entre 40 et 50 mgNO₃/l, alors qu'en 1962 les concentrations en nitrates naturelles avec des avoisinaient les 2 mgNO₃/l. Cette situation est commune à cette région agricole, classée en « zone vulnérable », où l'orientation technico-économique des exploitations est de type céréales et oléo protéagineux. La masse d'eau souterraine concernée est la craie du Gâtinais, considérée comme à risque pour le paramètre nitrates avec des valeurs de qualité moyennes (40 mgNO₃/l) à très mauvaises (>50 mgNO₃/l) (ainsi que pour les pesticides notamment les triazines). La situation est devenue préoccupante dans les années 90 lorsque des pics de nitrates supérieurs à 50 mgNO₃/l ont été observés à la suite de fortes pluies printanières, dont un pic extrême supérieur à 130 mgNO₃/l en 1995 en raison de conditions météorologiques particulières (trois années sèches suivies d'une année pluvieuse). Ces pics de concentration résultent du caractère karstique de la craie. L'aquifère est en effet fissuré avec des vitesses d'écoulement d'environ 1 km/h sur un périmètre de 4 km de long. De plus, les deux rus présents sur le bassin d'alimentation du captage drainent les eaux issues des ruissellements de surface, phénomène aggravé par des parcelles agricoles fortement drainées. Face à ces risques bien identifiés, les deux communes ont été amenées à mettre en place des solutions de gestion pour leur ressource en eau potable.

Le choix d'une solution curative

En raison des pollutions extrêmes en nitrate observées, une solution immédiate pour la production d'eau potable a dû être recherchée. Le SIAEP a d'abord opté pour des solutions palliatives. Mais l'ensemble de la région étant soumis aux mêmes pressions, aucune ressource extérieure de qualité ou en quantité suffisante n'était disponible pour s'orienter vers une interconnexion. L'exploitation d'une ressource plus profonde et mieux protégée s'est aussi révélée impossible.

Dans cette région, le seul aquifère profond protégé des pollutions de surface est l'aquifère de l'Albien. Or dans le cadre du SDAGE de l'Agence de l'Eau Seine Normandie, cette nappe est protégée par un arrêté limitant son exploitation afin de préserver sa fonction de secours pour l'alimentation en eau potable de la région d'Ile-de-France. Le SIAEP n'a donc pas eu d'autres choix que de se tourner vers la solution curative. Une telle solution représente néanmoins un investissement coûteux pour les deux petites communes, déjà amenées à investir en 1985 dans une usine d'ultrafiltration pour traiter la turbidité et les pesticides. La solution pour réduire les coûts a été trouvée suite à des discussions avec la Société Lyonnaise des Eaux. Dans le cadre d'une étude pilote, une usine de bio réacteur à membrane a été installée en 1993 sur le site.

...et du préventif

Pour le SIAEP, la solution technique n'est pas apparue suffisante. Les élus ont en effet souhaité s'engager dans une négociation avec les agriculteurs pour reconquérir la qualité de l'eau. Des solutions préventives ont donc été initiées en parallèle.

Les solutions préventives appliquées sont de plusieurs types :

- Limiter les apports en fertilisants :

En 1995 sur proposition de la Chambre d'Agriculture, une campagne « azote mieux » a été lancée. Cette campagne est essentiellement constituée de messages d'information et de conseils auprès des agriculteurs. La campagne azotée permet le suivi des fertilisations azotées à partir de mesures in situ (50 à 60 points d'analyses sur trois horizons) et un conseil pour la fertilisation. Ces mesures sont gratuites pour les agriculteurs et financées à 50% par l'Agence de l'Eau (AESN) et à 50% par le syndicat qui prélève le surcoût sur la facture d'eau. De ces actions résultent une baisse du premier apport azoté et un fractionnement en 3 ou 4 apports sur près de 50% de la surface agricole utile (SAU) du site.

- l'utilisation de cultures intermédiaires pièges à nitrates (CIPAN) :

Cette mesure ne nécessite pas de véritables négociations avec les agriculteurs. Rappelons que comme le bassin d'alimentation est en « zones vulnérables » et donc qu'en cas de surdosage, il y a obligation de recourir aux CIPAN. Mesure financée en partie dans le cadre de Contrats Territoriaux d'Exploitation et par l'Agence de l'Eau (AESN), elle est peu appliquée⁸² en raison de la rareté du sol nu présent sur le bassin en période hivernale (18% de la SAU). La majorité de la SAU est en effet ici dédiée aux cultures d'hiver (blé, colza, orge d'hiver).

⁸² 75,21 ha hors CTE en 2003 soit un peu plus d'un tiers des surfaces en sol nu

Conflit entre le SIAEP et les agriculteurs

Un conflit entre le SIAEP et les agriculteurs est apparu suite au souhait des élus de mettre en place des bandes enherbées le long des deux rus. Obligatoire en « zones vulnérables » (4 mètres en bordure de rivière), son application sur le bassin d'alimentation est plus ou moins effective. Certains agriculteurs prétextent que, de par leur définition, les rus ne sont pas soumis à cette obligation et que certains agriculteurs dont les exploitations se situent dans l'Yonne, ne sont pas soumis à l'arrêté. Face à ce constat d'échec dans les négociations, les élus ont souhaité réviser la Déclaration d'Utilité Publique (DUP) du Périmètre de Protection de Captage (PPC) arrêtée en 1992. Celle-ci définit un périmètre de protection rapprochée de 200 ha en plaine alluviale sans intégrer les deux rus. Par cette révision, les élus ont souhaité étendre le périmètre de protection rapprochée en intégrant les deux rus (bande de 12 mètres sur chaque rive) afin d'imposer la mise en place de bandes enherbées et de bassins tampons. Une nouvelle étude a donc été demandée en 1996 par la Direction Départementale de l'Action Sanitaire et Sociale (DDASS). Suite à cette demande, différentes études hydrogéologiques ont été menées avec, semble-t-il difficultés, en se concluant en juin 2003 par une proposition de nouvel arrêté de captage. Cette proposition a été finalement rejetée par Le Préfet en raison d'un problème d'unités métriques (10 Hectares au lieu de 10 Ares) concernant le parcellaire dans le dossier. Ce dossier présenté par un responsable de la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt (DDAF) soulève de fortes polémiques en raison de la malencontreuse erreur dans le dossier et d'une défense du dossier jugée insuffisante. Pour les élus, le lobbying agricole a joué. Ils considèrent que de fortes pressions se sont exercées sur la DDAF par des agriculteurs et que l'envoi d'un courrier-type par chaque agriculteur au Préfet concernant leur refus de la DUP-PPC expliqueraient ce blocage dans le dossier. On notera d'ailleurs la démission de l'hydrogéologue agréé résidant sur le secteur suite à ce conflit et à un dossier jugé trop lourd à porter.

Une situation qui empire

L'apparition récente dans les eaux de géosmine d'origine inconnue, une substance provenant du métabolisme secondaire de Cyanobactéries et d'Actinomycètes et souvent à l'origine de goûts désagréables, pose de nouveaux problèmes au SIAEP quant à la production d'eau potable. En effet le traitement de ce composé d'origine microbienne nécessite un cours circuit du traitement des nitrates.

Jusque là les eaux produites étaient traitées séparément : moitié du débit traité (25 m³) l'était au charbon actif et l'autre moitié par dénitrification, puis le résultat était mélangé. Mais le traitement simple de la géosmine par le charbon actif impose un traitement de volumes d'eau brute plus importants (36 m³/heures pendant 20 heures au lieu de 25). Les besoins en eau s'accroissant, le traitement couplé nitrates / géosmine n'était plus envisageable. La station de dénitrification n'est donc plus utilisée depuis 2002 et les concentrations dans les eaux distribuées sont de l'ordre de 40 à 50 mgNO₃/l avec des pointes à 65 mgNO₃/l. La DASS semble ne plus intervenir sur ce point au près du producteur. Face à cette nouvelle situation, le syndicat est d'autant plus motivé dans la mise en place de mesures préventives efficaces et dans la reconduite du dossier DUP-PPC. Dans l'attente d'une nouvelle DUP qui leur permettrait alors d'acquérir les terrains par expropriation, le syndicat est prêt au rachat ou à l'échange des terres proches des rus.

Solutions à venir

Jusqu'à maintenant l'animation sur le bassin est réalisée par la Chambre d'Agriculture et un animateur du Groupement de Développement Agricole (GDA) et porte principalement sur les conseils en fertilisation. Mais un réel problème d'animation est reconnu par chacun des acteurs, celle-ci ne pouvant se faire à temps plein sur le bassin en raison d'un coût trop onéreux. De plus, l'amélioration de la qualité de l'eau ne se fera pas sans des mesures agro-environnementales plus fortes. En raison des conditions pédologiques et climatiques, on dénote en effet une faible marge d'actions sur les pertes en azote. Sans une baisse de rendement et sans le passage d'une agriculture intensive à une agriculture extensive, il apparaît difficile de diminuer les concentrations en nitrate dans les eaux brutes en de ça des 50 mgNO₃/l. Un souhait partagé par les acteurs serait donc de rechercher une entité territoriale plus grande à même de porter un projet de type « contrat rural » à l'échelle du bassin versant ou de la masse d'eau et de permettre un véritable changement des pratiques agricoles sur le bassin. Les communes avoisinantes partageant le même problème, une gestion commune de la ressource sera donc vraisemblablement envisagée à l'avenir et apparaît comme la seule alternative pour parvenir à gérer les problèmes de pollution diffuse sur ce secteur.

Bibliographie

Compte rendu d'activité de l'année, 2003 : Programme de conseils en fertilisation azotée - Syndicat Intercommunal des eaux de Douchy Montcorbon. Chambre d'agriculture du Loiret

Personnes Interviewées

- Mr LeFranc, DDASS Loiret
- Mr Bossard, AESN Sens
- Blandine Pillet, AESN Sens
- Céline Bernadat, Stagiaire AESN
- Mr Girard et Mr Verbeque, Chambre Agriculture Loiret
- Mr Bernard, maire de Douchy
- Mr Cloarec, maire de Montcorbon
- Mickaël Baudo, animateur technicien GDA

Annexe 2 - Etude de Cas : Plaine du Saulce

La Plaine du Saulce est un parfait exemple des interactions naissantes entre une ville et des communes rurales pour répondre à une problématique de gestion commune de la ressource en eau. D'un côté, de forts besoins en eau et un développement urbain nécessitent l'accès à une ressource en eau prélevée hors du territoire urbain, c'est-à-dire en campagne. De l'autre des activités agricoles nécessaires au développement de petites communes menacent la ressource en eau par leurs pollutions diffuses. Une solution pour la ville doit donc être trouvée pour limiter les risques de non potabilité : préventive ou curative, le choix de telle ou telle solution modifiant les relations entre la ville et la campagne et la perception d'un territoire régional.

Contexte historique

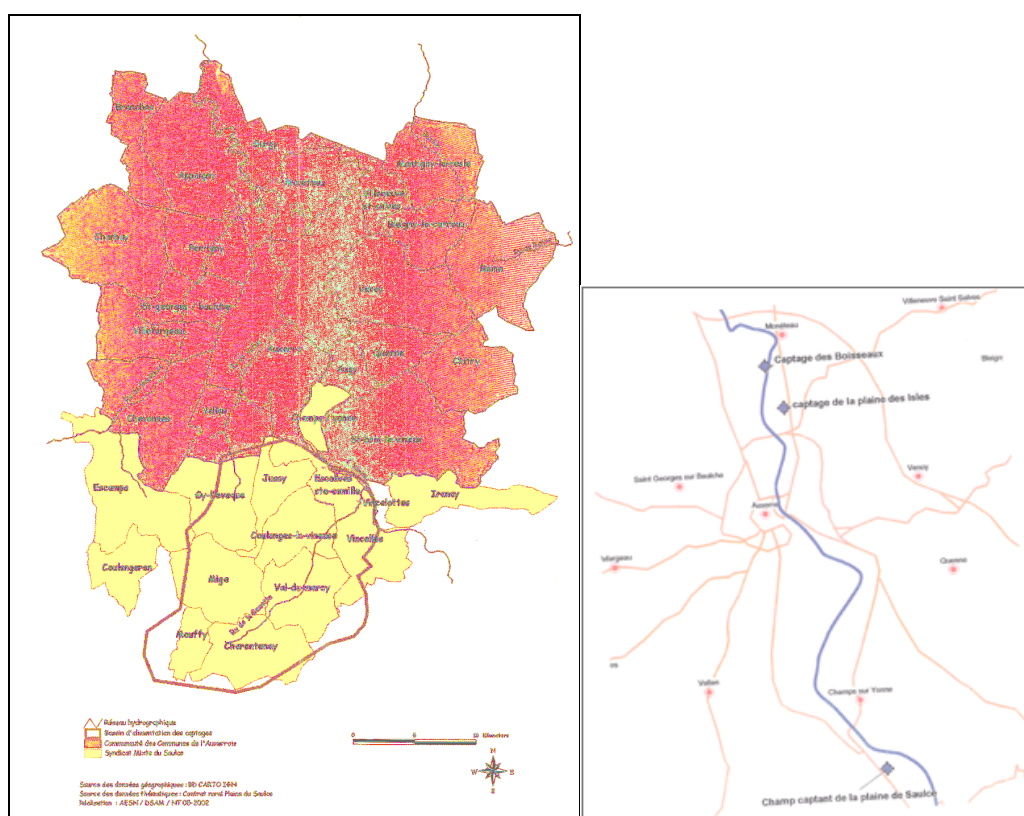


Figure 98 : Plaine du Saulce⁸³ (source : Association pour la Qualité de l'Eau Potable de la Plaine du Saulce) & localisation des captages Auxerrois (source SESAER, Mars 2005)

⁸³ En jaune : Syndicat mixte du Saulce / en vert : Communauté de Communes de l'Auxerrois / contour violet : Bassin d'Alimentation des Captages.

En 1977, la commune d'Auxerre jusqu'alors desservie en eau potable depuis deux champs captant situés en aval de l'agglomération auxerroise, les Boisseaux et la Plaine des Isles, installe de nouveaux puits en amont dans le bassin d'alimentation de la Plaine du Saulce afin d'assurer sa production en eau potable. Ce bassin d'une superficie de 9 000 hectares se situe dans le Sud Auxerrois et s'étend sur neuf communes rurales (figure 98). Considérée comme une ressource importante et bien protégée, ces nouveaux puits devaient permettre d'alimenter en grande partie la commune et son agglomération. Aussi lors de la création des captages de la Plaine du Saulce, le Conseil Départemental d'Hygiène (CDH) donna en effet un avis favorable à l'extension de la zone industrielle environnant la Plaines des Isles, considérant l'abandon prochain de ces captages comme certain. Mais cet abandon ne fut jamais réalisé, des retards dans l'acquisition des terrains et l'installation de carrières sur le champ captant de la Plaine du Saulce ayant limité le nombre de captages implantés et les capacités de production en eau potable. Aujourd'hui, la situation est inchangée, l'alimentation en eau potable de la Communauté de Communes de l'Auxerrois (C.C.A)⁸⁴ provient à parts égales de chacun des champs captant (26 % pour la Plaine du Saulce, 37% pour la Plaine des Isles et 37% pour Boisseaux).

Le champ captant de la Plaine du Saulce sert à l'alimentation en eau potable, via cinq captages, de quinze communes, soient 67 000 habitants dont 56 875 habitants appartenant à la Communauté de Communes de l'Auxerrois. On y compte trois captages (P1, P2, P3) alimentant la C.C.A. ainsi que trois autres captages alimentant d'autres communes (captage de Saint Brie, puits communal d'Escolives et captage des Guerlurettes) (figure 98). Le puit P1 n'a été mis en exploitation qu'en 1991 et un périmètre de protection très étendu a été proposé (encadré violet sur la Figure 99), au final une surface de 8 ha seulement a été allouée au périmètre de protection en raison des contraintes exposées précédemment. On remarquera que la présence d'une Route Nationale (RN) (qui va devenir départementale) et du réseau ferré rend non conforme la Déclaration d'Utilité Publique (DUP) du Périmètre de Protection Rapprochée (PPR). Selon une simulation du bureau d'études SESAER, une pollution accidentelle en hydrocarbure sur la RN au point le plus proche du captage P1 mettrait en effet moins de 5 heures pour contaminer ce captage.

⁸⁴ Créée en 1993 (compétence eau)

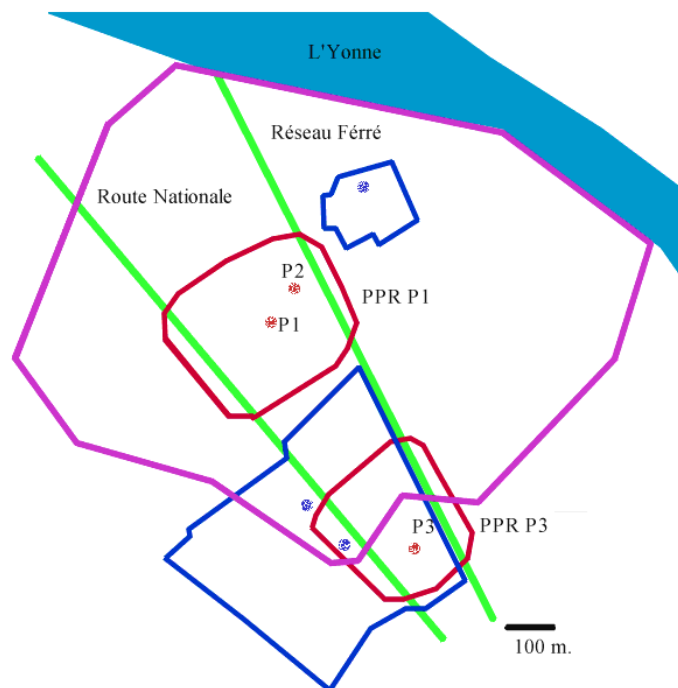


Figure 99 : Périmètres de protection de la Plaine du Saulce (en rouge : les puits P1, P2 & P3 et PPR de la C.C.A. ; en bleu : puits et PPR des autres communes ; en vert : la route nationale et le réseau ferré) (d'après SESAER, Mars 2005).

Une dégradation de la qualité de l'eau par les nitrates

Jusqu'en 1992, les concentrations en nitrate observées dans les eaux prélevées se situent sous le seuil de 50 mgNO₃/l. Mais suite à une augmentation des prélèvements en eau potable dans les captages auxerrois, la qualité de l'eau s'est fortement dégradée avec l'apparition de pics de concentrations en nitrates supérieurs à la norme durant les périodes hivernales avec des maxima en Février. Les concentrations se situant en moyenne autour de 40 mgNO₃/l. D'autre part, le site de la Plaine des Iles est jugé très vulnérable en raison de l'expansion de la zone industrielle environnante. Un certain flou quant à la validité ou non du Périmètre de Protection des captages (PPC) de la Plaine des Iles persiste, personne n'osant soulever ce problème. De nouvelles ressources sont actuellement recherchées pour pallier à un probable abandon de ce site. La C.C.A s'est donc trouvée confrontée à un grave problème puisque deux de ses sites de production présentaient des risques sanitaires.

On comprend donc que la pollution par les nitrates des captages de la Plaine du Saulce soit devenue un problème majeur auquel devait faire face la Communauté de Communes d'Auxerre (C.C.A.).

Le choix du préventif

La C.C.A. s'est donc interrogé sur la solution à adopter pour fournir une eau de qualité à ses abonnés. Un vif débat a éclaté au sein des élus quant aux choix, soit d'une solution curative proposée par la société fermière et la DDA, soit une solution préventive, défendue par le parti des Verts. Finalement, les élus ont souhaité mettre en œuvre une politique préventive sur la Plaine du Saulce pour améliorer la qualité de l'eau. Un facteur clé de cette décision est le rôle joué par l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN) prônant avec force une telle politique auprès des élus. Les armes financières de l'Agence ont joué leur rôle : une arme dissuasive en refusant tout financement pour une usine de traitement si aucune action préventive n'est menée de concert et une arme incitative au travers des financements prévus lors du 7^{ème} programme dans le cadre des contrats ruraux⁸⁵. Une mission organisée sur le site de Vittel (connu pour son contrat passé avec des agriculteurs) par l'Agence de l'Eau (AESN) et la Chambre d'Agriculture a aussi favorisé l'acceptation d'une solution préventive auprès des agriculteurs et des acteurs locaux. Enfin le financement d'une usine de traitement risquait de poser des problèmes budgétaires, de forts financements étant prévus pour la station d'épuration dans les années à venir. En 1995, une solution palliative, mélange par interconnexion au sein du réseau, fut donc mise en place par Auxerre en attendant une amélioration de la qualité des eaux.

Une gestion concertée au sein d'une association

De par ce choix, l'ensemble des collectivités et acteurs partageant la ressource se sont regroupés dans un cadre associatif : l'Association pour la Qualité de l'Eau Potable de la Plaine du Saulce. Elle est créée en automne 1998 afin de s'interroger sur les problèmes et actions à mettre en place liés à la qualité des eaux. Les différents acteurs y sont présents en assemblée générale⁸⁶ et en conseil d'administration⁸⁷.

⁸⁵ Un Contrat Rural est une convention financière passée entre une structure porteuse type communauté de communes et l'Agence de l'Eau pour un ensemble d'opérations, prévues sur 5 ans, visant à protéger et à mieux gérer la ressource en eau. Il regroupe l'ensemble des acteurs de l'eau, concerne plusieurs volets (collectivités, agriculture, artisanat,...) et met à disposition un animateur de l'eau.

⁸⁶ CCA : 18 membres / Communes du bassin d'alimentation : 18 /Agriculteur : 7/ Artisans : 1

Un diagnostic global du bassin a été réalisé par un animateur suivant trois volets (collectivités, artisanat, agriculture) puis validé en Juin 2001. Le diagnostic des mesures préventives et des modalités d'indemnisation à mettre en place a ensuite été validé en Juillet 2001. Deux types de contrat sont finalement passés pour permettre l'application de mesures préventives : un Contrat Territorial d'Exploitation (C.T.E) en 2000 et « un contrat rural » en 2002. A l'origine il est souligné par les communes et groupements de communes que le contrat territorial est l'outil privilégié pour l'indemnisation des agriculteurs dans leurs efforts environnementaux, le « contrat rural » étant dédié à l'animation et au conseil technique agricole mais pouvant financer les mesures non prises en charge par le C.T.E. Les signataires du contrat rural sont l'Agence de l'Eau (AESN), l'Association pour la Qualité de l'Eau de la Plaine du Saulce, la Communauté de Communes de l'Auxerrois (C.C.A) et le Syndicat mixte du Saulce. L'Agence de l'Eau et la Communauté de Communes de l'Auxerrois interviennent en tant que partenaire technique et financier. L'Association pour la Qualité de l'Eau de la Plaine du Saulce et le Syndicat Mixte du Saulce étant chargés quant à eux de la mise en œuvre du contrat⁸⁸. En parallèle, des conventions de partenariat local ont été passées avec l'association par la Chambre d'Agriculture de l'Yonne, la Communauté des Communes de l'Auxerrois et par le Syndicat Mixte du Saulce.

Actions menées sur le bassin d'alimentation

Le bassin d'alimentation est essentiellement agricole avec 63% de grandes cultures composées en majorité de blé (47%) et de colza (25%). On compte aussi 800 ha de cultures de printemps. Le reste du territoire est essentiellement de la forêt (27%). Outre les grandes exploitations céréalières (180 ha en moyenne), on y trouve de petites exploitations viticoles et arboricoles. Les sources de pollutions diffuses proviennent pour l'essentiel des cultures de printemps précédées d'un sol nu, de certaines cultures type colza et de mauvaises pratiques agricoles. Compte tenu des particularités du sol, des conditions hydrogéologiques et des pratiques agricoles, trois zones concentriques de vulnérabilité variable ont été déterminées : forte vulnérabilité (2 000 ha), vulnérabilité moyenne (3 000 ha) et faible vulnérabilité (3 100 ha).

⁸⁷ CCA : 5 membres/ Communes du bassin d'alimentation : 5 /Agriculteur : 2/ Artisans : 1

⁸⁸ L'association est chargée des volets agriculture, artisanat, animation, le syndicat du volet collectivité.

Afin de lutter contre les pollutions azotées diffuses, plusieurs actions ont été mises en place : utilisation de CIPAN (757 ha dont 135 ha en Contrat Territorial d'Exploitation (CTE) pour 800 ha au total), conseil personnalisé en fertilisation et en gestion de l'inter culture (2395 ha dont aucune en CTE) et mise en place de bandes enherbées (69 ha dont 37 en CTE)⁸⁹. Les agriculteurs perçoivent des aides financières de la part de l'association qui les obtient auprès de l'Agence et auprès des collectivités. En 2005, le montant forfaitaire de l'aide aux CIPAN dans le cadre des contrats ruraux est de 69 €/ha/an et pour les dispositifs enherbés, le montant forfaitaire d'aide est de 106 €/ha/an en « gel PAC » et de 374 €/ha/an (pour une bande de 10 m de large) en RTA (Reconversion de Terres Arables en prairies). L'engagement des agriculteurs est fort avec une nette préférence pour le « contrat rural » notamment pour les CIPAN. En effet seuls 8 CTE ont été signés sur le site, les agriculteurs estimant délicat de s'engager sur 5 ans alors que le « contrat rural » leur permet de s'engager annuellement pour les CIPAN et le conseil en fertilisation.

Un coût pour les usagers

L'aide totale prévue en 2004 apportée par les communes était de 94 330 €, soit un peu moins d'un quart des recettes totales du contrat rural pris dans son ensemble, dont 86 625 € pour la Communauté de Communes de l'Auxerrois. Pour les communes du Syndicat Mixte du Saulce, la participation est fixée à 1 € par habitant et par an et pour la C.C.A. la participation est directement déduite de la facture d'eau à hauteur de 2 centimes d'euro par m³. Il est difficile d'estimer quelle part de cet effort financier correspond réellement aux mesures préventives. On peut simplement rappeler à titre indicatif que les dépenses prévues en 2004 pour le volet agricole étaient de 77 000 €⁹⁰. On remarquera que certaines communes, telle que celle d'Escamp, ne bénéficient pas de l'action pour la protection de leur ressource mais participent financièrement au contrat. Escamp ne bénéficie aucunement des actions préventives pour deux raisons : son territoire ne se situe pas sur le bassin d'alimentation et sa ressource en eau est prélevée à 50 km du site auprès du Syndicat d'Eau de Toucy. Le « contrat rural » prouve ici sa force puisque ces communes trouvent en fait leur contentement dans les volets de financements pour l'assainissement..

⁸⁹ Chiffres 2004

⁹⁰ Ces dépenses ne représentent que les dépenses liées aux mesures préventives sans tenir compte des autres coûts de fonctionnement, d'animation et d'étude en partie nécessaire à leur mise en place.

Conclusion

Le cas de la Plaine du Saulce est un très bon exemple d'une prise de conscience commune des différents acteurs autour d'un problème qualitatif de ressource en eau. Cette prise de conscience a été suivie de la mise en place d'une nouvelle structure territoriale, ici l'Association pour la Qualité de l'Eau Potable de la Plaine du Saulce, à même de regrouper les différents acteurs pour soutenir une réflexion commune sur le problème ainsi que d'apporter des solutions et de les appliquer à l'échelle du bassin d'alimentation de captage. L'action de l'Agence de l'Eau (AESN) est indéniable et a contribué au succès de cette opération via l'outil « contrat rural ». Notons que ce succès n'aurait pu aboutir sans une mobilisation forte des agriculteurs rendue possible par un président charismatique et fédérateur et d'un bon animateur. Le « contrat rural » fort de ce succès attire d'autres communes qui font aussi face à des problèmes de nitrate et souhaiteraient de ce fait entrer dans le contrat de la plaine du Saulce. Les teneurs actuelles en nitrates dans les captages se situent entre 30 et 50 mgNO₃/l. Malgré des moyens efficaces, aucune amélioration nette de la qualité de la ressource en eau n'a donc été observée bien qu'une réponse rapide du système soit présumée. Quelques années d'observation restent nécessaires pour qualifier l'action de succès ou d'échec en termes de lutte contre les pollutions diffuses.

Bibliographie

Association pour la Qualité de l'Eau Potable de la Plaine du Saulce,

- NR. Contrat rural pour l'eau de la Plaine du Saulce. Document de présentation. 4 pp.
- 2004. Assemblée Générale – 1^{er} avril 2004. 49 pp.
- 2005. Assemblée Générale – 12 avril 2005. 50 pp.
- 2001. Protection des captages de la Plaine du Saulce – présentation de la démarche Contrat Rural. 15 pp.

RWB ingénieurs conseils, 2003. Communauté de communes de l'Auxerrois – Schéma directeur eau potable : rapport de présentation. 128 pp.

LeCoffre E., 2004. Synthèse et diagnostic d'évolution des sites témoins définis au VII^{ème} Programme de l'Agence de l'Eau. P143, 172.

SESAER, Mars 2005. Etude d'orientation pour l'alimentation en eau potable – Communauté de Communes de l'Auxerrois. Document AESN. P. 9 ,36.

Personnes interviewées

- ANTOINE Xavier, animateur bassin.
- GARCIA Elise, chef du service investissement - direction de Secteur Seine Amont.
- PILLET Blandine, chargée d'étude agriculture - direction de Secteur Seine Amont.
- ROICOURT Denis, élu vert à la mairie d'Auxerre.
- VEKTEN Yves, Président de l'association pour la qualité de l'eau potable de la Plaine du Saulce.

Annexe 3 – Les zones agricoles homogènes du bassin de la Seine

La dénomination de des zones homogènes déterminée par l'équipe de recherche de l'INRA Mirecourt (Mignolet et al, 2004) est basée sur le nom des principales Petites Régions Agricoles (PRA) qu'elles recouvrent (Argonne, Morvan, Champagne humide...) ou sur le nom d'ensembles géomorphologiques (Plateaux jurassiques, Dépression de l'Yonne,...), ou enfin sur un type d'agriculture caractéristique (vignoble, agriculture parisienne).

Chacune de ces zones est décrite par un ensemble d'indicateurs socio-économiques portant sur l'état actuel de l'agriculture et par ses pratiques culturelles moyennes. Ces dernières ont été constituées à partir de l'enquête SCEES 2001 « Pratiques culturelles » dont le champ a porté sur les principales grandes cultures (blé tendre, blé dur, orge, maïs grain et ensilage, colza, tournesol, pois, betterave, pomme de terre, prairie temporaire, prairie permanente, jachère)⁹¹. Les valeurs représentatives par culture pour l'ensemble d'une zone ont été extraites et moyennées (par exemple pour les rendements ou les doses d'engrais) ou triées par fréquence maximale d'occurrence (pour les dates de semis par exemple). Cette base d'information renseigne donc sur les pratiques agricoles de la période 1992-1998 qui ont été étendues sans modification pour les besoins de notre étude à la période 1990-2000. Cette dernière période est utilisée comme état de référence de l'activité agricole dans le bassin de la Seine. La base fournit pour chaque zone un pourcentage de successions culturelles détaillant les types de culture avec leurs dates de semis et de récolte, les travaux effectués et la fertilisation qui leur est appliquée.

⁹¹ Circulaire interministérielle DGS/SD 7 A/DDPR/DE/DGFAR n° 2003-433 du 11 septembre 2003 relative aux modalités de mise en œuvre du 3e programme d'action dans les zones vulnérables au titre de la directive n° 91/676/CEE du 12 décembre 1991 concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles, dite directive « Nitrates »

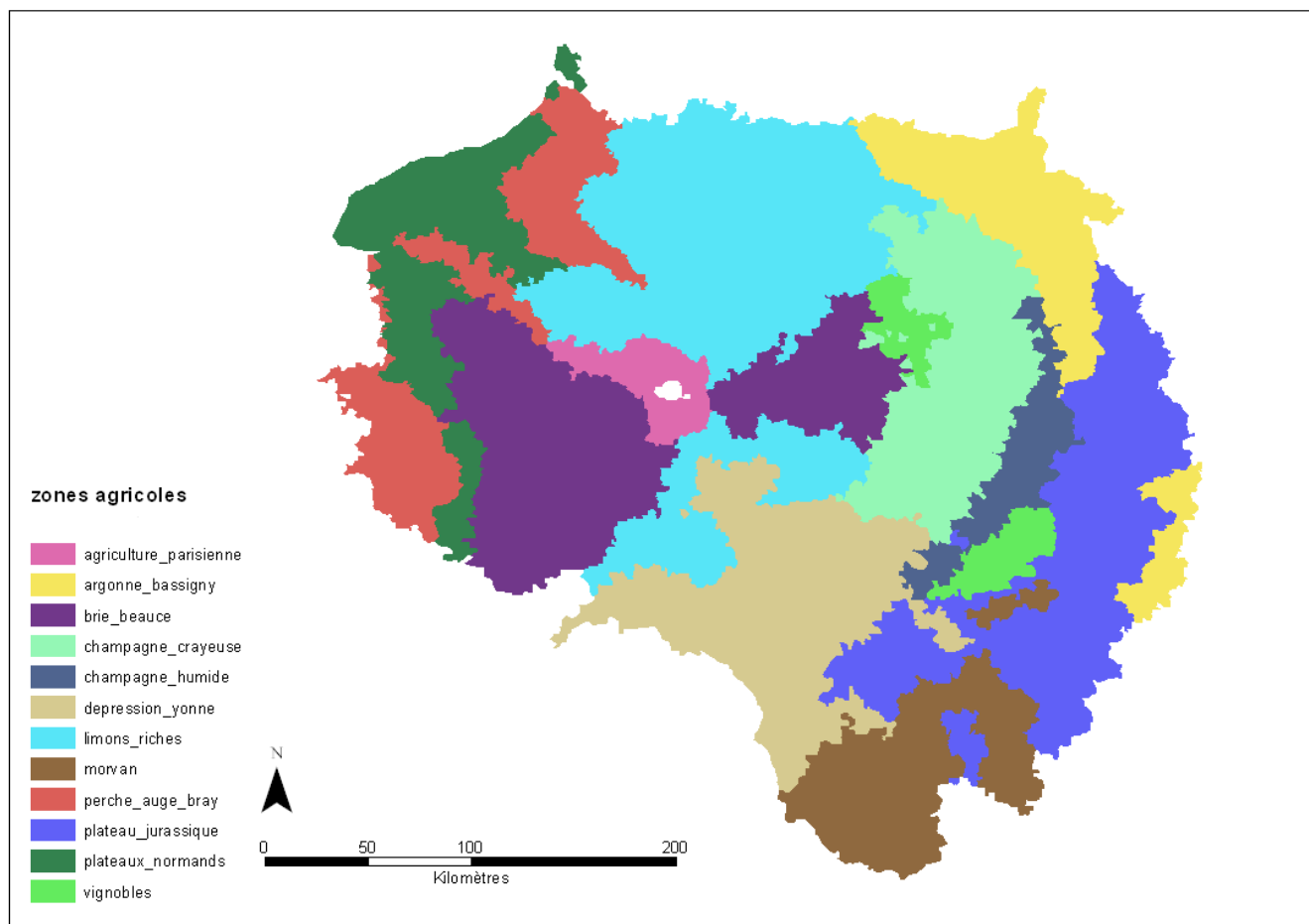


Figure 100 : Zones agricoles homogènes du bassin de la Seine
utilisées par MODSUR-STICS-NEWSAM

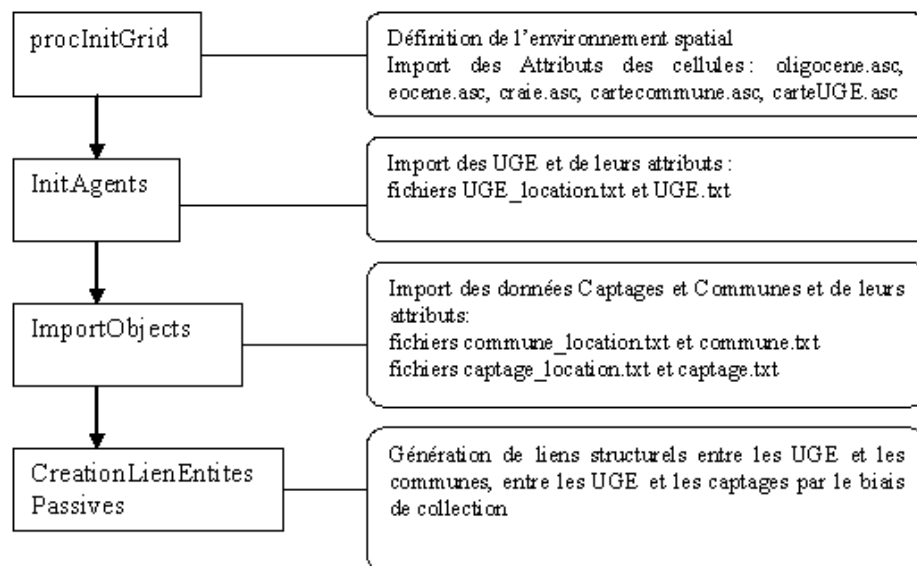
Chacune des zones se caractérise comme suit sur le plan des pratiques agricoles :

- *Agriculture parisienne* : Cette zone se distingue, du fait de sa proximité avec l'agglomération parisienne, par une forte proportion de l'assolement en légumes et potagers. On y trouve également des successions à base de maïs grain et de betterave.
- *Argonne-Bassigny*: Très forte proportion de surface en herbe (> 50%), successions de culture basées sur les céréales, le maïs ensilage et le colza. Les OTEX dominantes sont "bovin lait et viande" et "polyculture-élevage".
- *Brie-Beauce* : Autour de 6% de surface en prairies. Prédominance du pois et du colza en tête de rotation et des céréales. OTEX dominante : "Céréales et oléoprotéagineux".
- *Champagne crayeuse* : Zone caractérisée par la prépondérance de successions à base de luzerne, pois, betterave. Surfaces en prairies presque inexistantes. OTEX dominantes : "Culture générale" et "Céréales et oléoprotéagineux". Très bonne concordance géographique avec le substrat crayeux de cette région.

- *Champagne humide* : Surfaces en prairies autour de 20%, successions de cultures à base de colza, tournesol, pois, maïs. Forte présence du maïs en monoculture ou assolé.
- *Dépression de l'Yonne* : Surfaces en prairies autour de 10%, successions de cultures triennales de type "colza-blé-orge" ou "tournesol-blé-orge" : l'OTEX dominante est "céréales et oléoprotéagineux".
- *Limons riches* : Moins de 10% de surfaces en prairies. Prépondérance de la betterave, associée ou non au pois ou à la pomme de terre. OTEX dominante : "Culture générale".
- *Morvan* : Très forte proportion de surfaces en herbe (autour de 70%), OTEX dominante : "bovin viande". Bonne concordance géographique avec le socle cristallin granitique du Morvan.
- *Perche, Auge et Bray* : Cette zone discontinue est caractérisée par une forte proportion de prairies (autour de 50%) et des successions essentiellement basées sur le maïs ensilage. OTEX dominantes : "Bovins lait viande" et "polyculture-élevage".
- *Plateaux jurassiques* : Forte prépondérance de succession "colza-blé-orge", surfaces en prairies inférieures à 30 %. OTEX dominantes : "céréales et oléoprotéagineux" et "polyculture-élevage". Bonne concordance géographique avec les plateaux de calcaires jurassiques.
- *Plateaux normands* : Zone caractérisée par la coexistence de prairies (30% en moyenne) et de cultures industrielles (betterave, lin) et d'oléoprotéagineux (pois, colza).
- *Vignoble* : PRA caractérisée par une forte proportion de vigne dans l'assolement (16% en moyenne). Le reste de l'assolement est typique des PRA limitrophes.

Annexe 4 –Diagrammes fonctionnels du modèle WATER-RUSH

Initialisation



Etape d'exécution à chaque pas de temps de la simulation

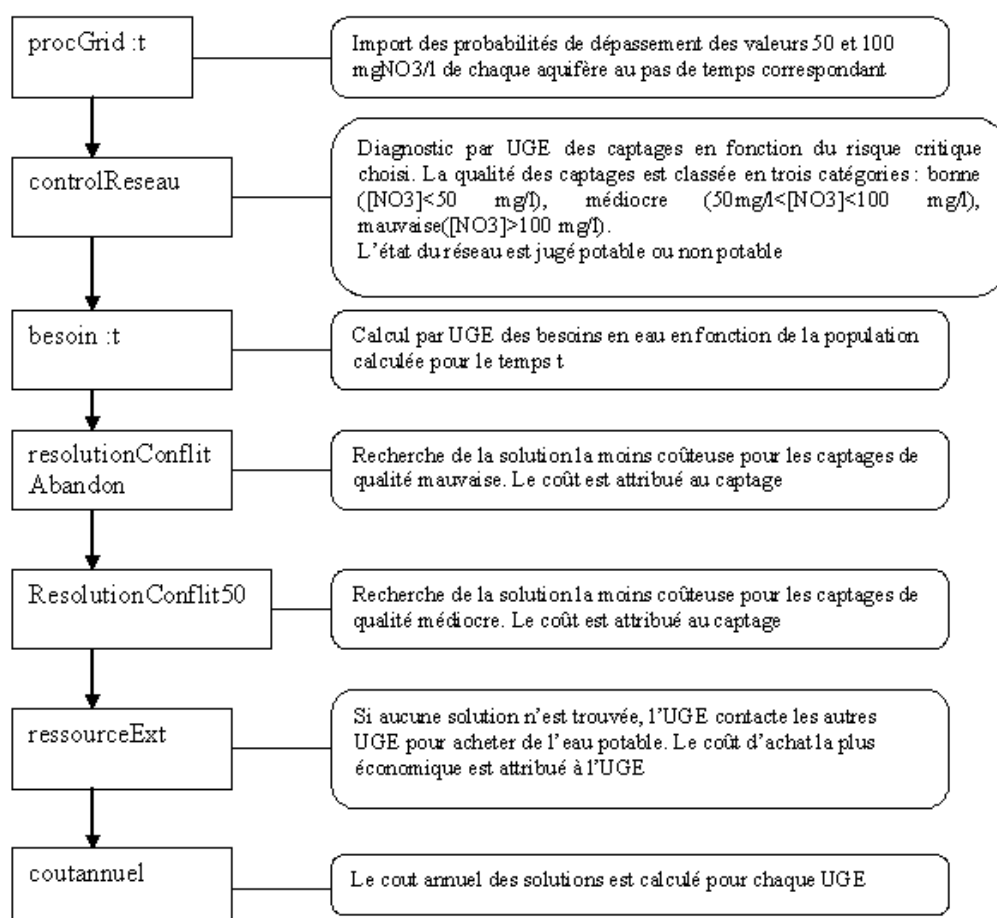


Diagramme de la méthode « Résolution-Conflit-Abandon »

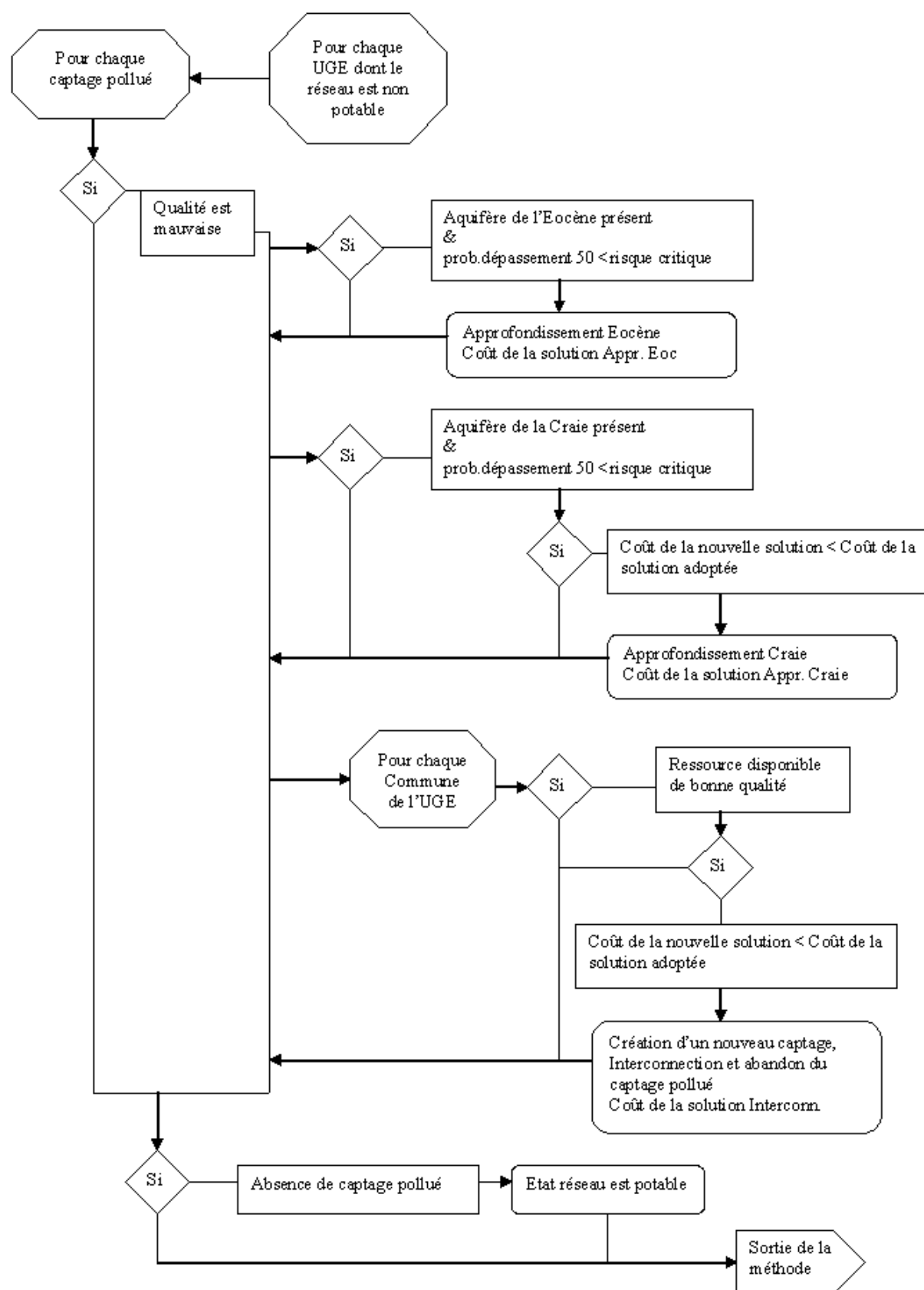


Diagramme de la méthode « Résolution Conflit - 50 »

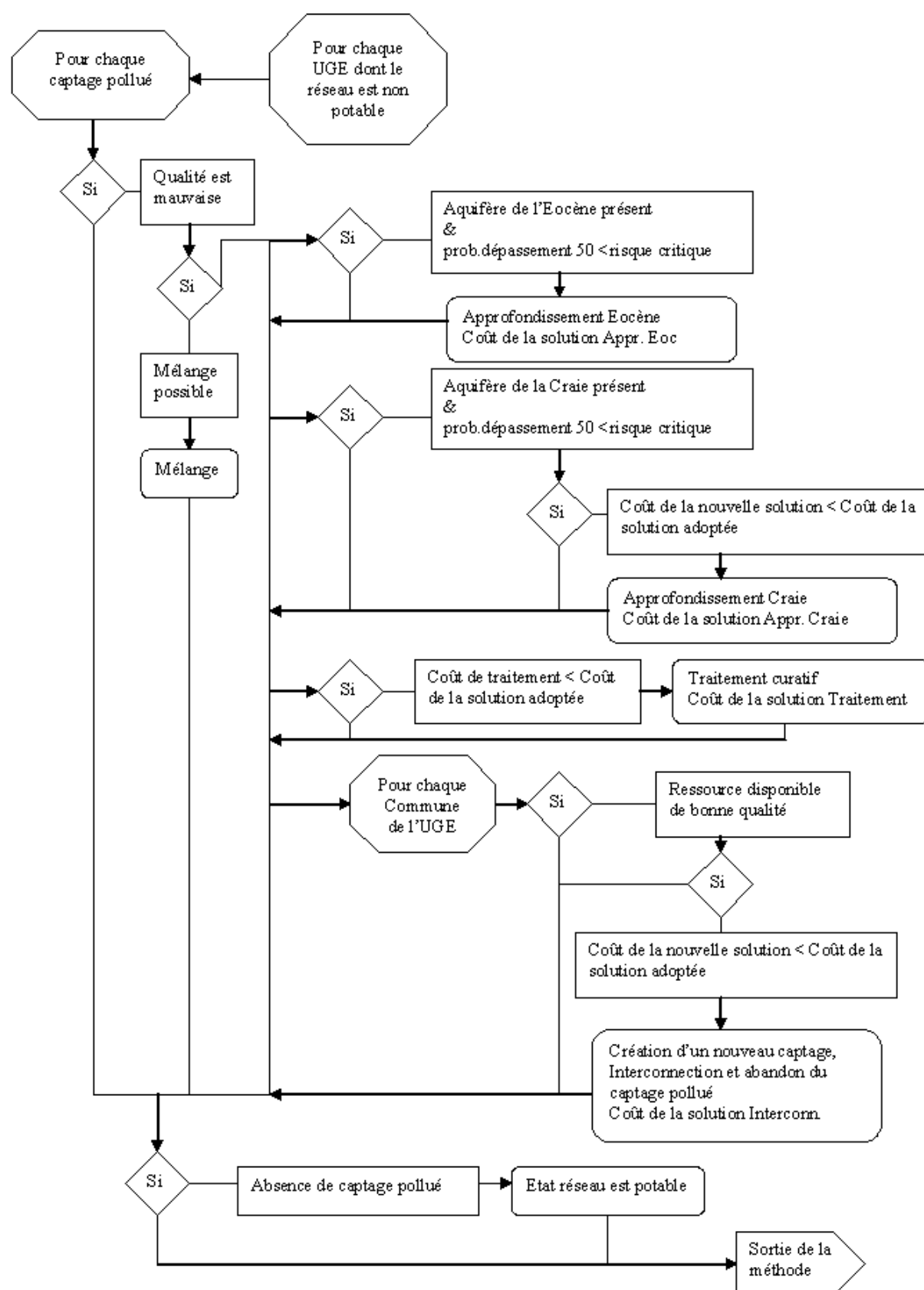
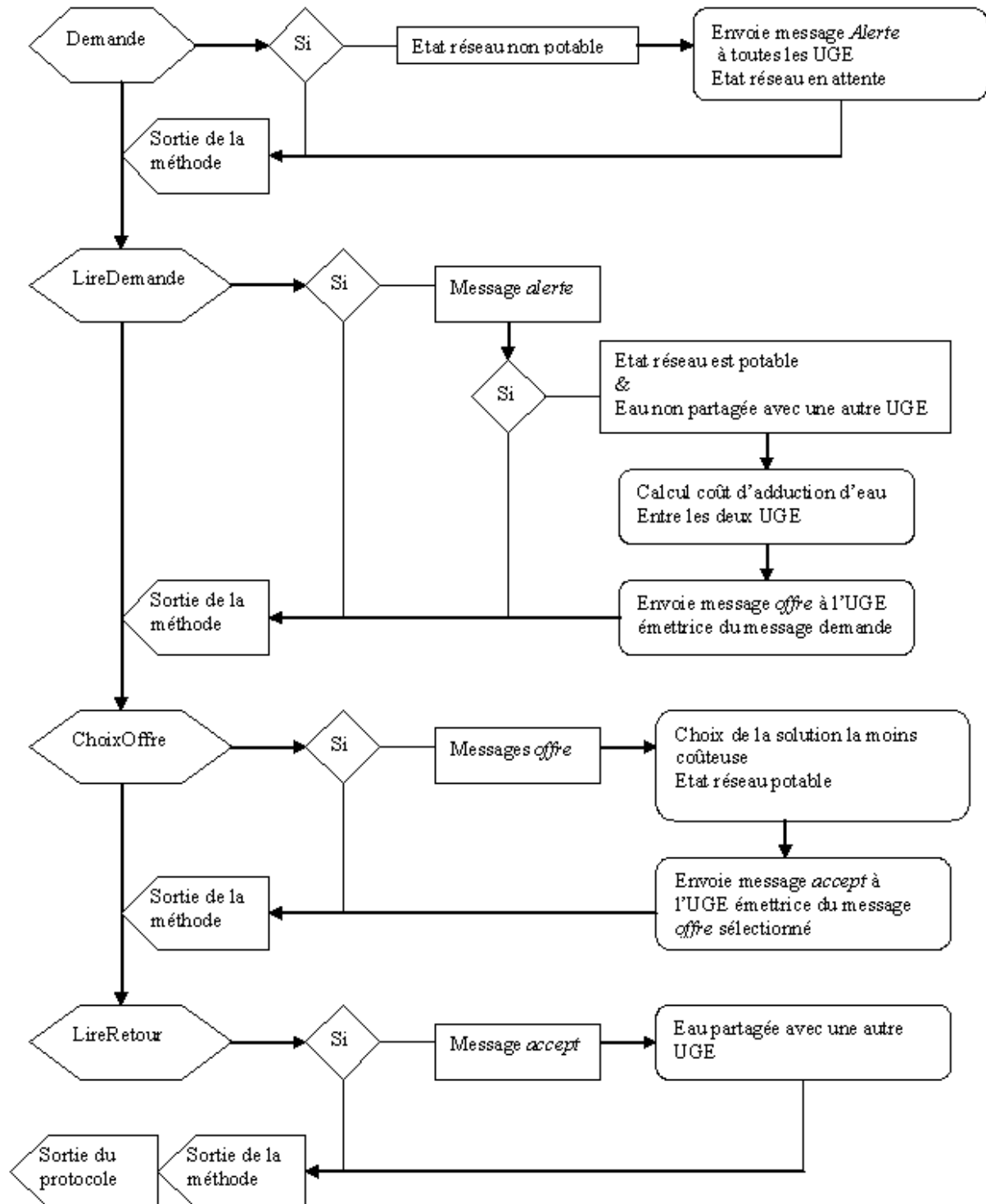


Diagramme du protocole « Ress Exterieur »



Annexe 5 - Assessing the impact of future nitrogen diffused pollution scenarios on the ground water resources of the Seine river basin

B. Barraqué¹, E. Ledoux², J-M. Monget³, C. Viavattene⁴

¹ENPC, Laboratoire Techniques Territoires et Sociétés (barraque@mail.enpc.fr)

²ENSMP, UMR7619 Sisyphe, Centre d'Informatique Géologique (ledoux@cig.ensmp.fr)

³ENSMP, Centre d'Informatique Géologique (monget@cig.ensmp.fr)

⁴ENSMP, Centre d'Informatique Géologique (christophe.viavattene@ensmp.fr)

Text presented to the :

Second International Workshop on Implementing economic analysis in the Water Framework Directive. Paris, February 17 & 18, 2005

1. Groundwater and the EU WFD

Groundwater generally flows slowly so that it takes a long time to carry pollutants from their source. This means that pollution that occurred some decades ago – whether from agriculture, industry or other human activities - may still be threatening groundwater quality. Once groundwater has been polluted, the consequences last for longer than surface water pollution (months, years and sometimes decades). Contaminated drinking water is a health hazard and, once contamination has occurred, drilling new wells is expensive and in many instances not feasible. It is, therefore, preferable to prevent or reduce the risk of pollution rather than to deal with the consequences.

Rules to protect against groundwater pollution have been in place since the adoption of Directive 80/68/EEC. According to Article 22(2) of the WFD, Directive 80/68/EEC should be repealed in 2013, after which the protection regime should be continued through the WFD and a new Groundwater Daughter Directive.

The WFD requires the achievement of good groundwater status and to that end provides for the monitoring of groundwater bodies as well as measures to protect and restore groundwater. While the WFD provides a general framework for groundwater protection, Article 17 of the Directive provides for the adoption of specific criteria for the assessment of good chemical status and the identification of significant and sustained upward trends and for the definition of starting points for trend reversals.

Besides the existing groundwater directive (80/68/EEC) and the WFD, groundwater protection also features in other environmental legislation and policies such as the Nitrate Directive (91/676/EEC) which defines EU-wide quality standards.

On 19 September 2003, the European Commission presented a proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the protection of groundwater against pollution¹. The proposed Directive can be seen as a ‘daughter’ of the existing Water Framework Directive. It contains criteria for the assessment of ‘good groundwater chemical status’ and for identifying and reversing significant and sustained upward trends in groundwater pollution from human activity. It also provides for measures to prevent or limit indirect discharges into groundwater.

Within the framework of the preparations of the Directive proposal, a study entitled ‘Economic assessment of groundwater protection’ was carried out (Rinaudo, Loubier, Görlach and Interwies, 2003). The results of this project which consisted of a literature survey and three case studies, were originally supposed to support the discussion and drafting process in the EAF groundwater. The study is not a systematic cost-benefit analysis of the measures proposed by the Directive, but rather a review and analysis of approaches to estimate costs and benefits of groundwater protection and remediation, both in general and applied to a number of specific cases.

2. The trends in groundwater nitrates concentration in the Seine basin.

The French Ministry of Environment created in 1984 a national repository for groundwater quality monitoring called the "Observatoire National de la Qualité des Eaux Souterraines" (ONQES). This database has been maintained by the “Service Géologique National” (National Geological Survey) inside the “Bureau de Recherches Géologiques et Minières” (BRGM). It is a composite of different data sources which were set up either locally, regionally or at the scale of the whole river basins (Fig 2-1). It is essentially recording quality measurements made from fresh groundwater wells. Management basin organizations such the “Agence de Bassin Seine-Normandie” (AESN) have followed the same scheme for their own surveillance network database.

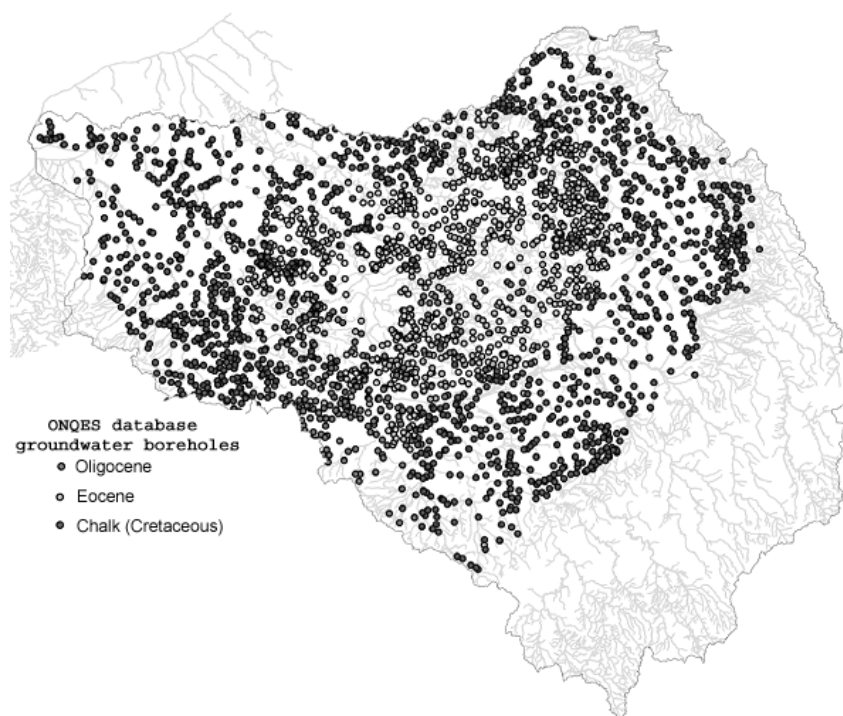


Fig 2-1 - Geographic distribution of the 6500 groundwater boreholes available over the Seine river basin in the ONQES national database

Over the geographic area covered by the Seine river basin, 6500 water boreholes are stored in the ONQES database for a surveying period ranging from 1972 to 1995. But, due to interrupts in the observation program and the relative scarcity of sampling after 1990, reliable nitrates concentration statistics over the whole basin could only be computed for the 1975-1988 period over a subset of 4442 homogeneous time-sequences of pumping wells sampling.

The computed median, first and third quartiles of the nitrate concentration statistical distribution (Fig 2-2) display a strikingly linear joint increase for the three indices. This sustained increase rate is estimated to be at 0.64 mgNO₃/l per year. The standard deviation of the annual distribution is of about 10 mgNO₃/l and is also stable over the period analyzed.

It is to note, that in 1988, already 85% of the total population of the 4442 surveyed wells are above the recommended 10 mgNO₃/l level following EPA standard limits for drinking water.

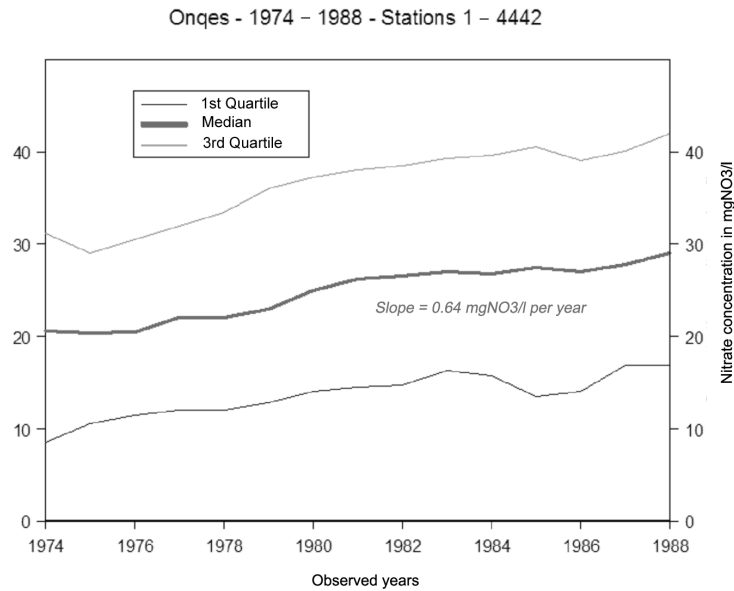


Fig 2-2 - Observed evolution of nitrate concentration in water wells over the whole aquifer system of the Seine river basin

This global statistical evolution is not necessarily representative of the evolution of nitrate concentration in a specific water borehole. This why it is interesting to compare theses results with those published in the literature (Meybeck et al, 1998 and Billen et al, 2001). It is to note that several particular fresh water wells (Fig 2-3) do display much higher increase rates then the one computed from median evolution.

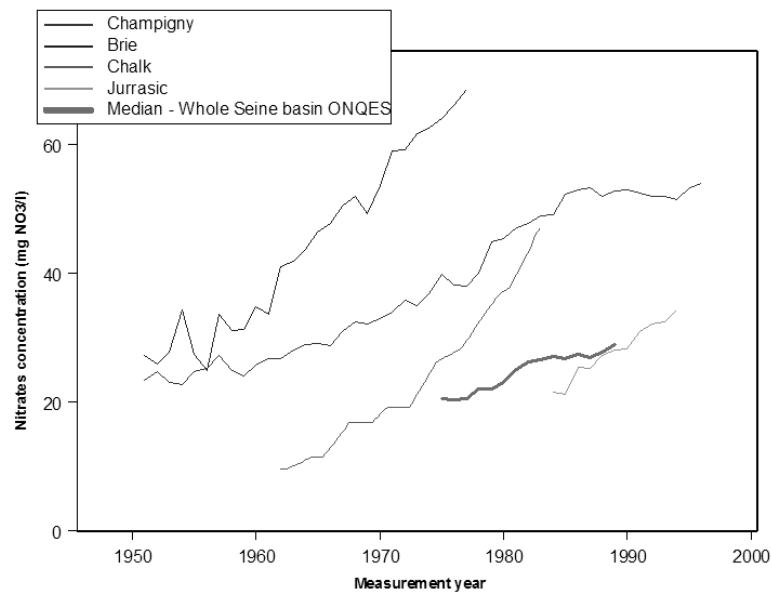


Fig 2-3 – Comparison of Seine river basin wide evolution of nitrate concentration in water wells with particular point measurements. Data sources: Chalk aquifer: Strebel et al (1989); Brie limestone: Roberts and Marsh (1987); Champigny limestone: Poitevin(1997).

3. The economics of groundwater quality in France

Intensive agriculture produces diffuse pollution of groundwater aquifers by nitrates and pesticides, which constitute negative externalities for other water consumers of the same resource. A typical example lies in the extra treatment costs to public water supply induced by drinking water standards set by the EU groundwater directive (80/68/EEC)⁹². This case offers a good opportunity to contrast between Pigovian and Coasian approaches to solve this issue.

The “Polluter Pays” principle which is one of the keystones of the EU WFD falls in what R. H. Coase describes as the “Pigovian tradition” (Coase, 1960). It leads into taxing the farmers in proportion to the rate of nitrates accumulated in groundwater with a dissuasive taxing level when concentration exceeds 50 mg/l, the European standard. However this scheme is not easy to implement since several solutions do exist and differ by their implementation attractiveness. For example, taxing the aggregated amount of fertilisers used by each farmer is much cheaper in terms of information costs than taxing based on a field contamination basis.

⁹² In Europe, the desired nitrates level is 25mg/l. If concentration exceeds 50 mg/l, the raw water has to be treated, and if it exceeds 100 mg/l the well has to be abandoned for a cleaner source.

In fact, the European Union has not yet decided to rely on economic incentives alone and the Nitrates Directive of 1991 (EC 676/91) is preferably using regulation. It recommends to limit the contamination at 25 mg/l and requests to designate vulnerable zones where the standard of 50 mg/l is about to be breached and where action programmes should be implemented. Yet the resulting alternate practical measures have been either to develop agro-environmental measures to reduce nitrates leaching (in particular through improvement of stocking and manipulations and through intermediate cultures to trap nitrates) or to promote “reasoned” fertilisation. There are reasons to believe that this policy will be insufficient in order to significantly reduce nitrate levels in many member-States, since farmers and their professional associations will successfully argue that its effective implementation would induce their personal ruin.

On the other end, the approach recommended by R. H. Coase, even though it starts from existing regulations, does not primarily seek Government intervention or taxation. It typically imagines what happens if a Public water supply utility competes with farmers for the same resources and bargains with them the reduction of diffuse pollution at the source wells. If we hypothesise that the value of potable water is much higher than the additional value of nitrates for farmers, it is clear that the water utility’s interest is to buy back the opportunity cost of farmers in not using nitrates (and pesticides), and to pass it on to its customers for a small price increase. At any rate, it may be cheaper to do this than to build expensive treatment units or other end-of-pipe technologies; or worse, to be condemned to pay damages to customers having sued for breaching the nitrates or pesticides standards in drinking water. Although it is difficult to say if German Länder or Dutch water utilities have been knowledgeably following R.H. Coase’s theory, it is a fact that they have implemented such policies. In the case of the well-known “*Wasserpfennig*” system, money gathered from water bills by public authorities or utilities themselves have incurred a de-intensification of agriculture and a significant development of biological agriculture for important land surfaces. It covers more than 20% of the territory in Baden-Württemberg with a compensation of about 150 €/ha (15 years ago) for farmers leaving less than 80 fertilising units/ha at the end of the crop season. In terms of land surfaces involved it is far beyond the classical wellhead protection zones created by many other west-European legislations⁹³.

⁹³ In France for instance, three protection zone types exist around a wellhead. They are called “*périmètres de captage*”. The first one is called “*immédiate*” and has to be purchased by the local authority while being protected from any trespassing; the second, called “*rapproché*” is meant to protect not from accidental pollution rather than diffuse pollution and is usually defined on a 50-day groundwater flow basis. It associated with

These practices are criticised by many environmental economists and ecologists who consider them as following a “Polluted Pays” principle, but they are supported by the pragmatists on the basis of the notion of transaction costs.

In practice, things are not that simple because if implementing a tax on diffuse pollution proves quite uneasy (at least in France!) important constraints do also exist on the contracts between utilities and farmers. First of all, nitrates accumulation in the ground is slow and so is its decrease so that local authorities usually realise far too late that they will (soon) breach the drinking water criteria. In that sort of urgency they are bound to select a technological (or end-of-pipe) solution. Second, transaction costs with farmers are quite high and are a function of both the size of the groundwater catchments’ of concerned wellheads and the price of farmland. In some instances local authorities may indeed prefer to purchase the land and eventually reforest it rather than to compensate ‘untrustworthy’ farmers every year. Lastly, low-nitrates agriculture develops better if there is a market for its products, and it is probable that the German consumers’ attraction for biological products provides a better pull factor to the “*Wasserpfeffig*” push that one could find for example in France. These are valid reasons why bargaining between utilities and farmers on extending the groundwater protected areas is not developed as it should. However, at least in France, it is the expensive cost associated with technological solutions which paradoxically triggers a land-control policy even though it may not be economically efficient.

It may seem surprising that systematic information is not available in France on the costs incurred by drinking water utilities (DWU) and the various strategies adopted to maintain utilities’ service. One must however recall that there are more than 30,000 groundwater extraction points in the country with a great difference between lowlands and mountain areas, where interconnections of systems are deemed to be more expensive and where the sanitary quality is often more difficult to guarantee. In general, the most notable nitrate mitigation strategies are the either (Ratel, 2002; Rinaudo, 2004) abandonment of well and search for a new resource (a new well or a deeper aquifer) or dilution of extracted water with water coming from another DWU or investment in a treatment unit to remove nitrates or relying on a preventive strategy and source well control

various bans imposed upon industrial, transport and farm practices, through a “*déclaration d’utilité publique*”. The third type called “*éloigné*” is finally dealing with diffuse pollution, but it is not mandatory.

The two first solutions, which we call palliative, usually appear to be easier, faster and cheaper compared to the construction of a treatment unit (curative) that might be rejected by the local population. They are usually preferred provided that local groundwater resources and actual water systems enable it. In 1992 the following distribution amongst the different solutions could be observed (Ratel, 1998).

Strategies adopted for maintaining drinking water services in France	Percentage from total number of utilities
New borehole	23
Connection with other DWU	47
Construction of treatment unit to remove nitrates	10
Borehole protection	7
Others	10

The choice between solutions may be influenced by the subsidies' policies of the hydrographic district water agency (*"Agences de l'Eau"* in French). Investments are usually subsidised at a level ranging between 35 and 45%. However, the agency denies subsidies to any project as long as the pollution accident perimeter (50 days flow) is not determined and public easement is not adopted. Apparently, for political reasons, the initial determination of these perimeters is already difficult, so that bargaining on extending them is considered as problematic.

But due to a risk of global contamination of groundwater resources by diffuse pollution, palliative solutions could reach their own limits in the future and therefore only represent a temporary solution. For rural municipalities, the reduction of available water resource and the cost of curative solutions could be so problematic that municipalities would have no other choice than to associate together in order to manage water resources and supplies. This typical concentration through joint boards helps them to merge their abstractions from the most productive common boreholes which are the least vulnerable to surface pollution. This solution is increasingly termed *"sanctuarisation"* and minimizes the amount of land devoted to resource protection (AESN, 2003). The risk conversely being that the rest of the territory would be left to increasing pollution.

Preventive strategy is of course a preferable long-term solution. In France it consists mostly in co-operative agreements with farmers in order to reduce N-inputs. Two combined actions are promoted, either good practice to reduce (accidental) nitrogen emissions or development of nitrogen-fixing intermediate crops (“*CIPAN*” in French). “*CIPAN*” crops like mustard are grown between main crop harvesting and the next sowing season. They absorb the soil nitrates during their growth, and in spring they restore it to the soil after being pulverised. However, if none of these two actions is successful, municipalities have no choice but to purchase the farmlands in order to reduce or to stop farming. Results of the preventive strategy could not be immediate considering the time lag of the aquifers response so that both strategies (preventive and curative/palliative) have to be managed concurrently.

Beyond the cost searching for a new resource well, the investment cost linked to the deepening of an existing borehole depends mostly on the depth of the well (Fig 3-1). The abandonment of the borehole also implies a financial loss, as well as a closing down cost (to protect the aquifer from later accidental pollution discharge).

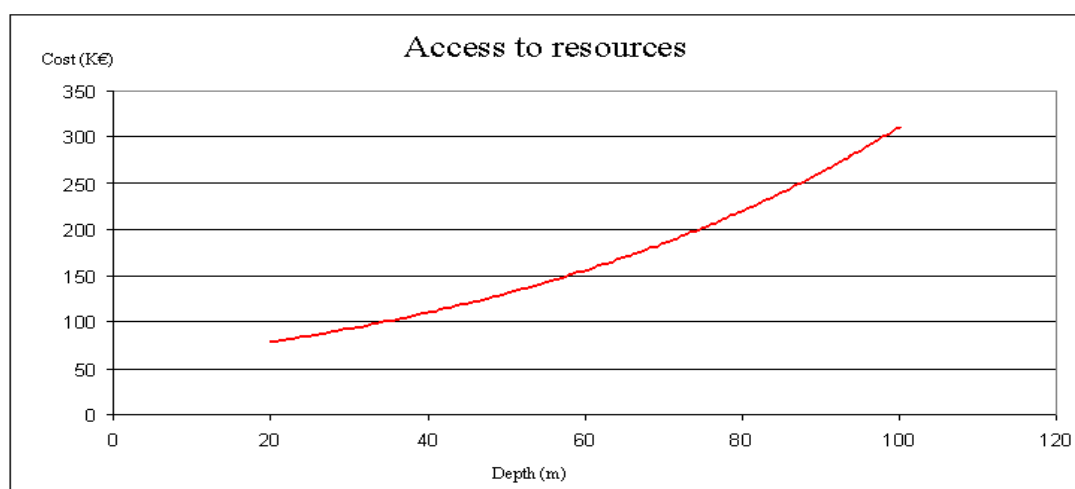


Fig 3-1 - Evolution of the water borehole cost of investment with drilling depth, from AESN, 1994

The connection of two DWUs mainly involves an investment cost for laying down a new water pipeline which is a function of the connection distance, the water flow to be carried and the density of inhabitants present on the way. It is estimated to lie between 75€ and 230€ per meter (Roger, 2002) although the AESN water agency has also published an interconnection cost-function from 1992 data (Fig 3-2).

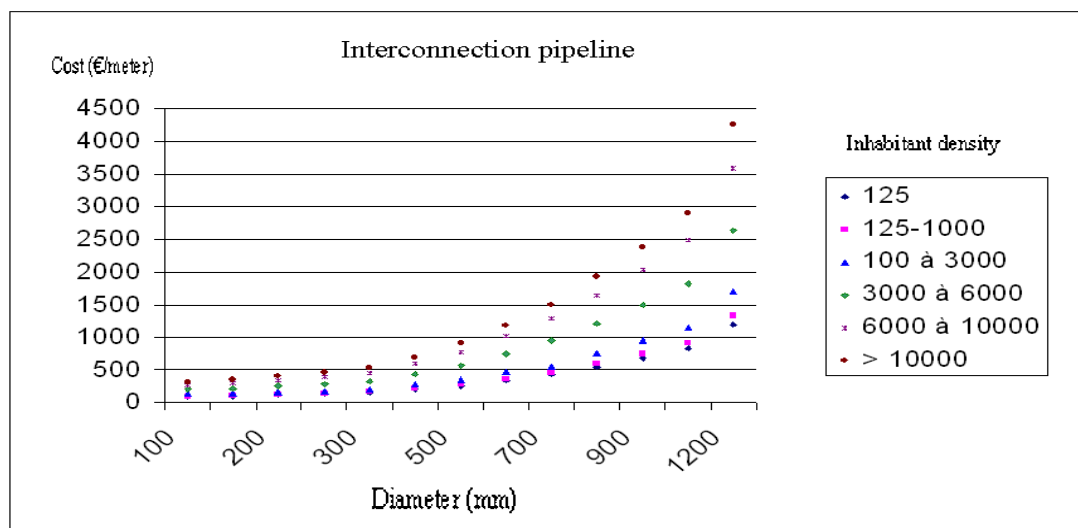


Fig 3-2 - Evolution of the water borehole cost of interconnection between water facilities, from AESN, 2005

Lacroix and Balluchi (1995) have estimated the extra-cost of drinking water treatment in the case of nitrates pollution. They have considered both biological denitrification and physico-chemical denitration processes. If one considers the total cost, which combines investments, depreciation and running cost, the biological treatment is a slightly cheaper solution, being on average at 0.24 € per m³ as opposed to 0.28 € per m³ for physical-chemical treatment (Görlach, 2003). These values have been used by many studies (Cour des Comptes, 2002; Görlach B., 2003; Loubier S., 2003) and appear to be the only data available at present. Both technologies incur similar costs, but the de-nitrification process is chosen mostly by large DWUs considering the associated investments costs (Fig 3-3).

Small rural DWUs could however have difficulties to resort to such technology (Martin Y., 1996) thus Lyonnaise des Eaux has recently proposed to rent mobile nitrate removal units to local authorities and to remove them once an alternate preventive strategy would reduce the nitrates content in raw water. The probable high renting cost of this latter solution should probably provide a clear incentive to control diffuse pollution.

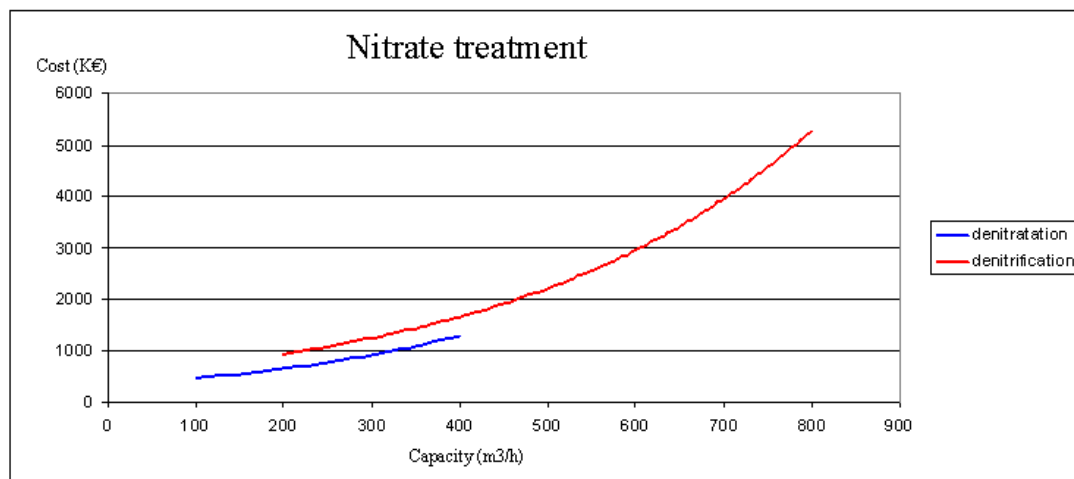


Fig 3-3 - Evolution of investment cost in nitrate treatment facilities of as a function of treatment capacity, from AESN, 1994

With preventive measures, the decrease in crop yield implies a loss of income for agricultural activities. It is widely accepted that ‘society’ has to pay for additional costs when measures go beyond existing regulations. AESN (*Agence de l’Eau Seine-Normandie*) estimated at around 60€/ha the average cost of preventive actions (Guillemin, 1992). Costs of CIPAN have been evaluated around 75€/ha (Martin, 1996) and between 97 and 188€/ha (Mollard A., 1997). By reducing the amount of fertiliser needed for the next crop, CIPAN could also induce savings of 2 €/ha for high-yield cereals.

The cost of purchasing farmland depends mostly on land value and on the opportunities to reduce this cost by exchanging lands with farmers. This second option is however depending on the goodwill of the land exchange institution operating in each “*département*” (county) also known as “*SAFER*”. In some cases these institutions act in such a way as to protect farmers from outside land buyers thus driving up the price of land.

Land value loss is estimated at 290 €/ha (Loubier, 2003) for shifting from intensive production to permanent grazing and forest. In another instance, the city of Rennes has estimated to have to spend 0.53 M€ to purchase 200 ha of farmland (Cour des Comptes, 2002) for water pollution corrective measures which amounts to around 2650 €/ha.

The cost of compensation for farm land may seem so low to local authorities that they might prefer to purchase the land and “sanctuarise” its perimeter rather than to have to check every year whether farmers respect their part of a nitrates reduction contract. It is obvious however that it is much easier for the city of Rennes to purchase land in Brittany, than for municipalities in the South of France which face vineyards and cash crops orchards or for any city as well with wellheads close to urbanised areas. In the latter case land prices may then be multiplied by 10 to 20.

In general, literature concerning the cost of alternative strategies remains very poor. Indeed the cost depends mostly on local factors and it seems to be difficult to have a global approach at this stage and calculate a uniform cost-function for the different solutions without further investigation. But it is important to stress that any assessment is dependent upon the change in regulation and its enforcement. For instance, Dutch water utilities have developed compensation schemes with farmers in the 1990's to obtain a faster reduction in diffuse pollution loads than the current past EU regulation allowed. However, now that the Nitrates Directive is increasingly enforced on farmers they tend to abandon policies which they now find costly and less necessary.

4. Basin wide groundwater nitrate concentration modelling

In the framework of the PIREN-Seine research program, the STICS-MODCOU model has been developed to simulate the impact on the ground water resources of nitrogen diffused pollution originating from agricultural practices extending over the whole Seine river basin. Following the WFD guidelines and in concordance with the AESN basin agency (*“Agence de l'Eau Seine Normandie”*, in French) recommendations, the evolution of the overall quality of groundwater water resources has been assessed for an agriculture and land use baseline scenario up to the 2015 horizon.

The modelling instrument is composed of a cascade of coupled distributed models: MODCOU for hydrology, STICS for water and nitrogen balance of the soil-crop system and NEWSAM for groundwater flow and transport (Fig 4-1).

This cascade allows for the simulation of the transfer of nitrates from the upper soil down to the three main top aquifers system of the Seine basin: Oligocene, Eocene and Chalk. Daily agronomic and climatic data have been used as input in order to compute the estimated yearly nitrate concentration for each ground water system on the basis of a kilometre uniform grid. For the definition of the spatial variability of agronomic input, the watershed has been divided into 12 areas known for their homogeneity in farm practices. This segmentation results from the overall aggregation of 150 initial regional units (Petites Régions Agricoles, in French or PRA). The simulation is based on the repetition over time of the agriculture practices observed during the 1990 – 2000 decade and the climate conditions of the 1970 – 1990 decades. The resulting agriculture baseline scenario can therefore be considered as the result of a “*laisser faire*” or “*business as usual*” policy originating from the 1990 – 2000 period.

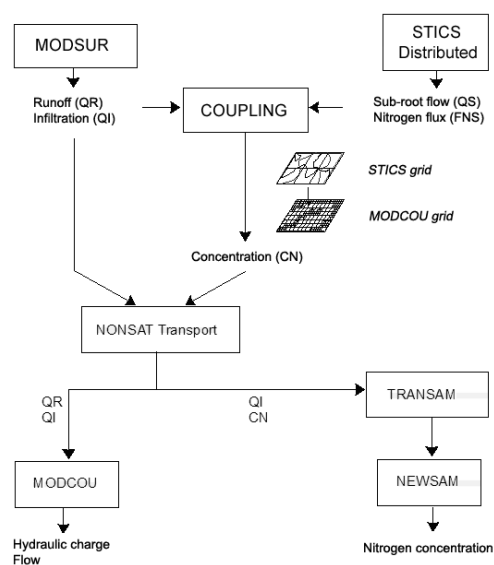


Fig 4-1 - Functional diagram of the SICS-MODCOU modeling instrument

Model calibration has been conducted using existing measurements of nitrogen concentration over the 1970 – 1990 decades for more than 3000 water wells. It is based on an innovative statistical approach using the Chi2 distribution probability distance. Further probability modelling enables to evaluate for each distributed model cell the risks of exceeding the 25, 50 and 100 mg/l thresholds over typical horizon milestones. Simulation results are managed using a standard GIS (Geographic Information System), thus providing spatial aggregation by either WFD compliant groundwater bodies or municipality boundaries.

The latter information can be easily linked to socio-economic data (for example: INSEE census statistics) thus enabling a fruitful decision information environment accessible to the stakeholders. Any prediction exercise must be complemented by an evaluation of the accuracy of the produced result. It is common practice to base this evaluation on the study of the statistical variability of the differences observed between estimated values and ground observations. In the case of the nitrate concentration in groundwater wells in the Seine river basin, the ONQES database was used as a reference.

The STICS-MODCOU model has been calibrated on ground observations using a statistical fitting method based on the Chi2 test (Monget et al, 2004) performed on the probability distribution of measured and computed values and produced a best fit between the observed situation in 1985 and the model output obtained for a run extended over 64 years (T64). Although it could be used in order to evaluate the inherent variability of simulation results, the Chi2 index does not take into account the spatial variability of the nitrogen concentration. Thus it was preferred to evaluate the simulation accuracy using discrepancies between point water wells measurements and simulated values computed by the model for each of its grid cells (Fig 4-2). Stemming from the shape of the distribution, the inaccuracy was modeled by a Gauss distribution with a standard deviation of 25 mg NO₃/l.

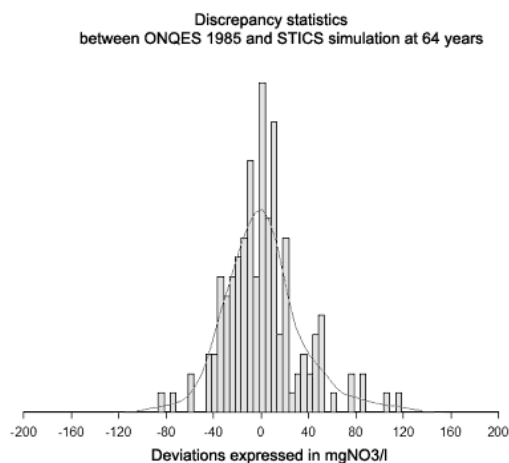


Fig 4-2 - Observed deviations between measured nitrate concentrations in water wells and STICS-MODCOU simulation for the Oligocene aquifer

Within the European WFD guidelines, baseline scenarios are meant as being “Business as usual (reference)” hypotheses used in a forward extrapolation of present pressures on the environment as well as management practices. Their real purpose is to conduct a risk analysis of non compliance and evaluate the probability of economic alternatives to reach the “good water status” for particular water bodies. In this context, the production of concentration maps at given time horizons (here, 2015) is seldom the appropriate end product for decision makers. In risk management studies it is often preferable to manipulate entities to which probabilities can be attached and eventually combined with monetary concepts such the Net Present Value (NPV) (Pollio, 1999) or the various economic values attached to the environment (Pearson, 2000). In order to fulfil these demands, uncertainty probability modelling of the type mentioned in this paper enables to produce threshold probability maps displaying the probability that a certain regulatory index level be exceeded. Figure 4-3 provides such an example, where STICS-MODCOU results at 2015 horizon have been used in order to evaluate the probability of exceeding a 50 mgNO₃/l regulatory level in the water wells drawing water out of the Oligocene, Eocene and Chalk aquifers of the Seine river basin.

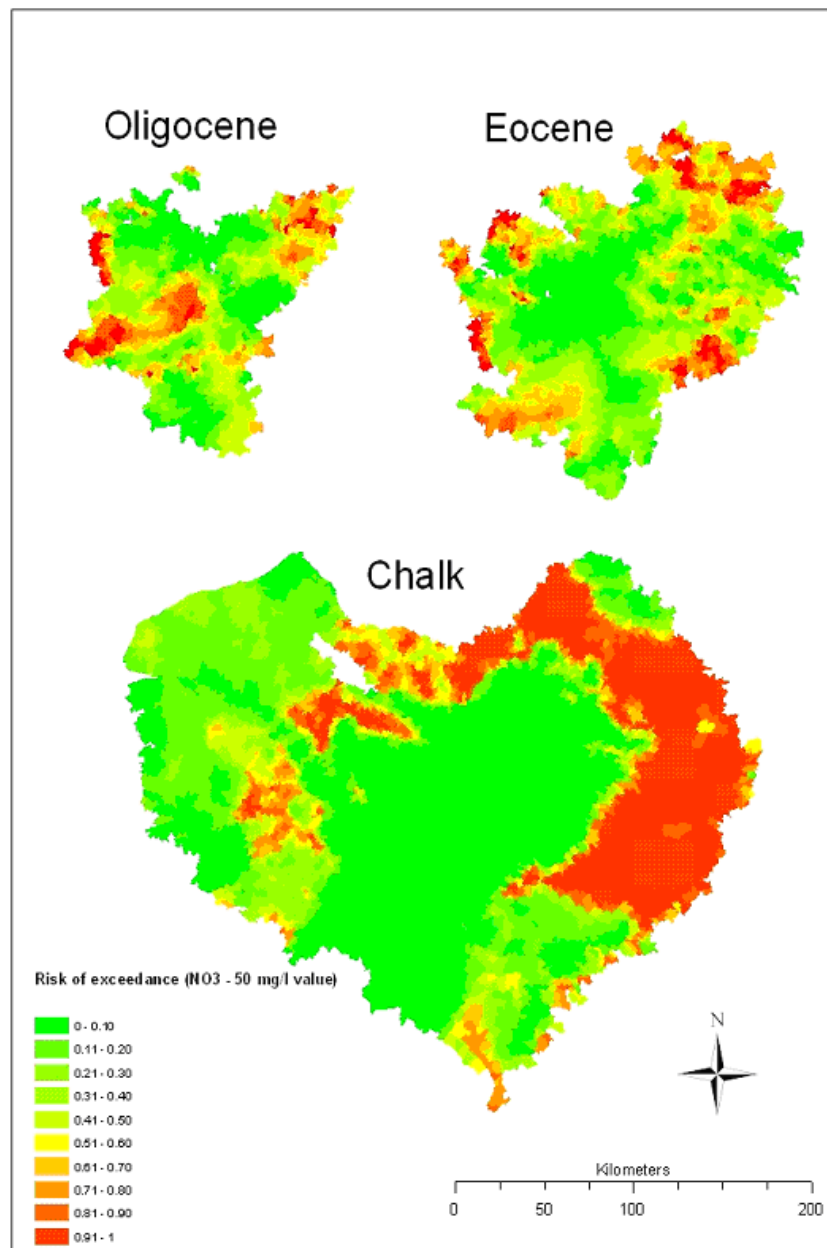


Fig 4-3 - Per municipality probability map of exceeding the level of,50 mgNO₃/l in the groundwater wells for the aquifers of the Seine river basin for the 2015 horizon

5. Evaluation of basin wide nitrate reduction measures and economic impact

The WFD requires the achievement of good groundwater status and to that end provides for the monitoring of groundwater bodies as well as measures to protect and restore groundwater.

But does it pay for society to reduce groundwater nitrate concentrations by investing in programs that result in increased adoption of best management practices (Yadav, 1998)? In order to answer this question the STICS-MODCOU model has been used in order to compare different policy alternatives from an economic perspective.

5.1 - Scenarios including groundwater protection measure

In France, groundwater protection measures are mainly based on the control of fertilisers input and the use of “*CIPAN*” crops. New agricultural scenarios including these two practices have been simulated with the STICS model as an input to the MODCOU hydrological model in order to evaluate their effect at regional level. The “*laisser faire*” hypothesis (scenario A) has been contrasted with three changes in agricultural practices applied after 2005 which are: a reduction of 20% of N-input and use of “*CIPAN*” (scenario B); a reduction of 20% of N-input (scenario C); sole use of “*CIPAN*” (scenario D). A fifth hypothesis (scenario E) consists in a complete ban of any agricultural activities after 2005 which in fact amounts to a stop in new N-inputs.

The following graphs show the evolution of the calculated median of nitrates concentration modelled by MODCOU under the different scenarios for each of the main aquifers of the Seine river basin, namely: Oligocene (Fig 5-1), Eocene (Fig 5-2) and the Chalk aquifer (Fig 5-3). On a short-time horizon, effects of preventive measures have few impacts on the nitrates concentration evolution at basin scale, especially for deeper parts of the Chalk aquifer for which no trend reversal can be observed but merely a stabilization of the present level. Of all preventive measures, the use of “*CIPAN*” crops seems to be more effective measure than to reduce N-inputs.

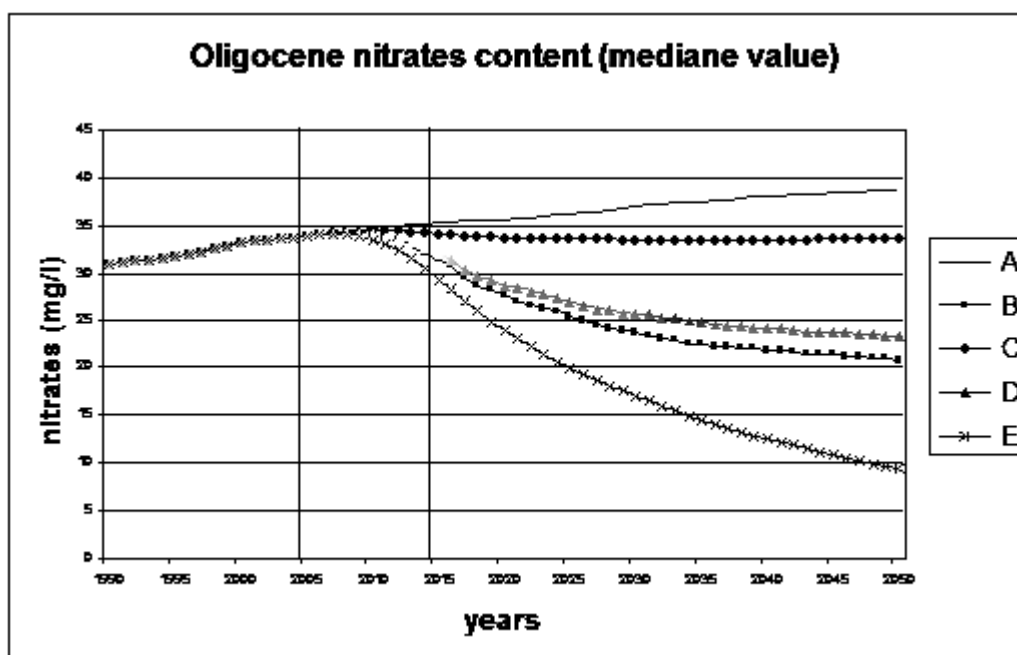


Fig 5-1 - Evolution of the median of STICS-MODCOU simulated nitrates concentration in the Oligocene aquifer of the Seine river basin for the various scenarios (see above text)

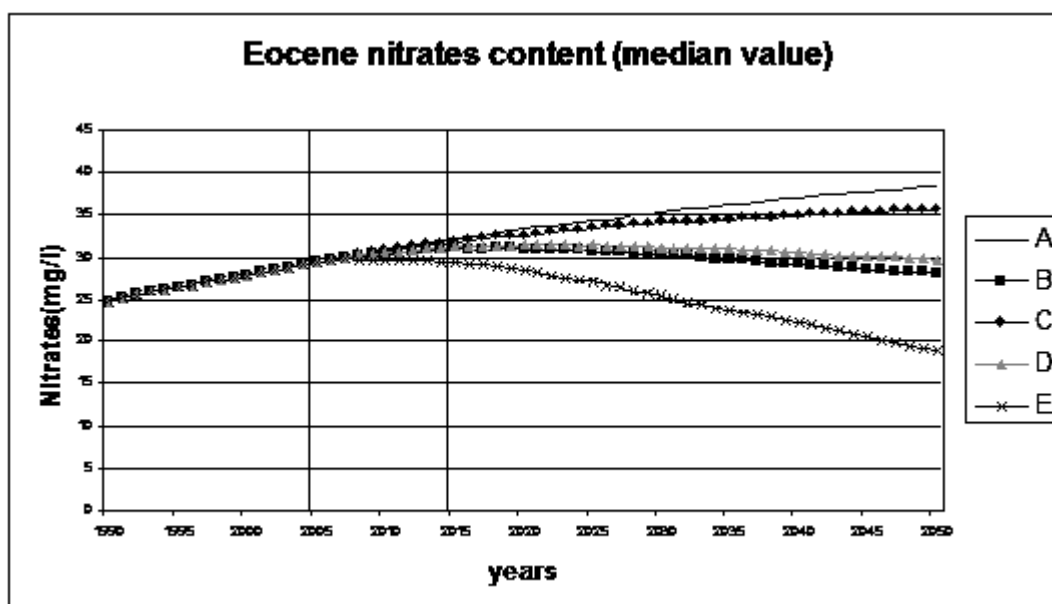


Fig 5-2 - Evolution of the median of STICS-MODCOU simulated nitrates concentration in the Eocene aquifer of the Seine river basin for the various scenarios (see above text)

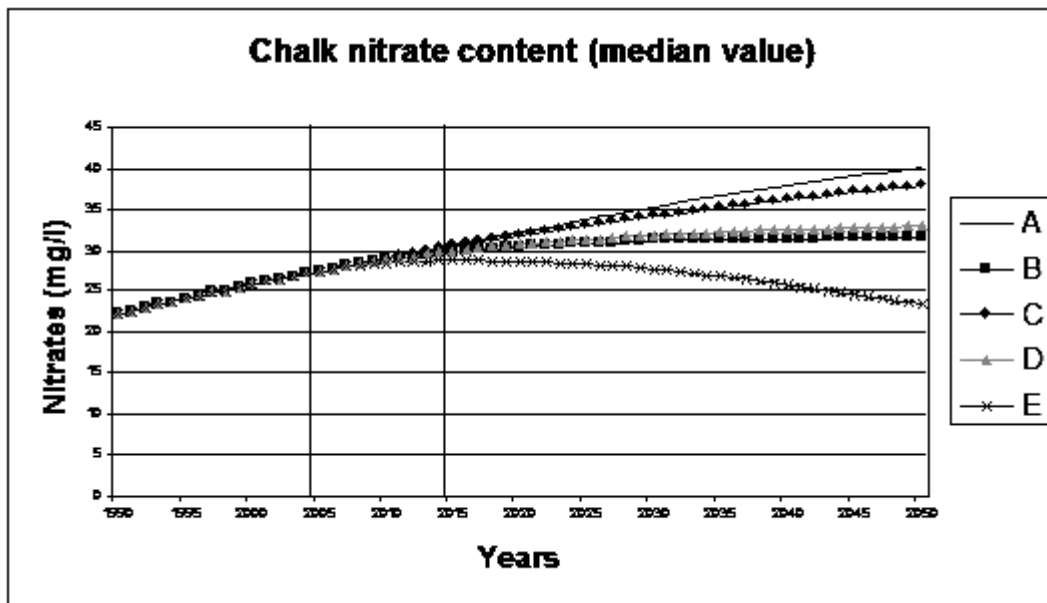


Fig 5-3 - Evolution of the median of STICS-MODCOU simulated nitrates concentration in the Chalk aquifer of the Seine river basin for the various scenarios (see above text)

5-2 - How to estimate the benefits that the different policy will bring to different stakeholders?

A direct approach to measuring the economic value of groundwater quality is to consider the costs that users have to bear if groundwater quality deteriorates. The underlying idea is that these costs would no longer have to be paid if groundwater quality could be restored. In this sense, the benefits of groundwater protection take the form of avoided damage costs (Görlach B., 2003).

As mentioned by Rinaudo and all (2004), groundwater contamination generates different types of damage such as the avoiding costs for water users who have to undertake averting or corrective actions or the cost of ecological damage and loss of recreational value, when ground water contamination has an impact on surface ecosystems (rivers, wetland, coast). Our study focuses on the estimation of the damage associated with domestic water supply. In this case the estimated benefits can be interpreted as lower bound estimates of the value of groundwater protection). This approach has already been applied in the case of contamination of aquifer by toxic materials (Raucher, 1983).

The author explained that the expected social benefits of protection are defined by the change in the expected damage $E(D)$ associated with the contamination as being expressed by:

$$E(D) = p[q*Cr + (1-q)*Cu] \quad (1)$$

Where:

- p : probability that contamination will occur ($0 \leq p \leq 1$)
- q : probability that contamination would be detected before tainted water was used ($0 \leq q \leq 1$)
- Cr : expense of the most economically efficient response to the contamination incident ($Cr \geq 0$)
- Cu : cost incurred if contaminated water were used in the same manner as prior to the incident

In the case of the contamination of wells for domestic water supply by the nitrates the concept of R.L. Raucher needs to be adapted by first considering that the probability q is equal to 1. So that the expected damage will be expressed in this case by:

$$E(D) = p*Cr$$

The p value is computed from the results of our model after an aggregation at municipalities level (see part 4). It represents the risk of exceeding the 50 mg/L nitrates concentrations. Following graphs show the distribution of probabilities calculated per municipalities for the different scenarios. For Oligocene (Fig 5-4) and Eocene aquifers (Fig 5-5), probabilities decrease with the number of municipalities most of them being under the 0.5 threshold. For the Chalk aquifer (Fig 5-6) the distribution is more contrasted with higher values assigned to high probability classes (0.9-1). This strong risk of exceeding the 50 mg/l of nitrates concentration concerns mostly the North-East part of the Seine basin. It may be due to the combination of three effects at local scale. The nitrogen diffused pollution is very high and as the chalk aquifer is superficial with a relative thin non-saturated zone, the aquifer is particularly vulnerable to this type of pollution. Finally, with regard to these probabilities, the different scenarios still have little impact at municipal scale for the 2015 horizon.

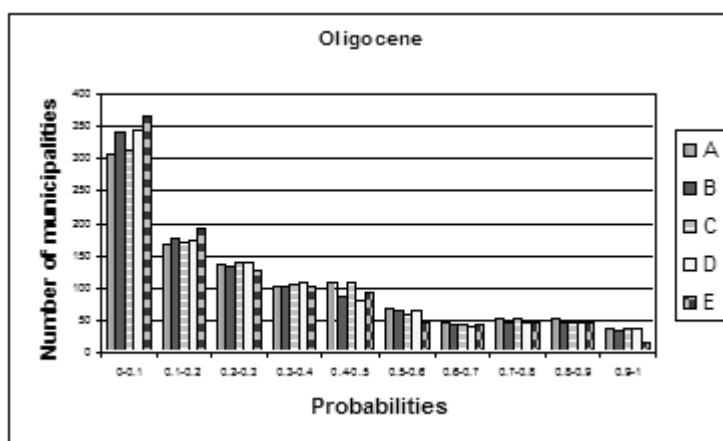


Fig 5-4 - Distribution of NO3-50mg/l exceeding probabilities for the municipalities overlaying the Oligocene aquifer of the Seine river basin for the various scenarios (see above text)

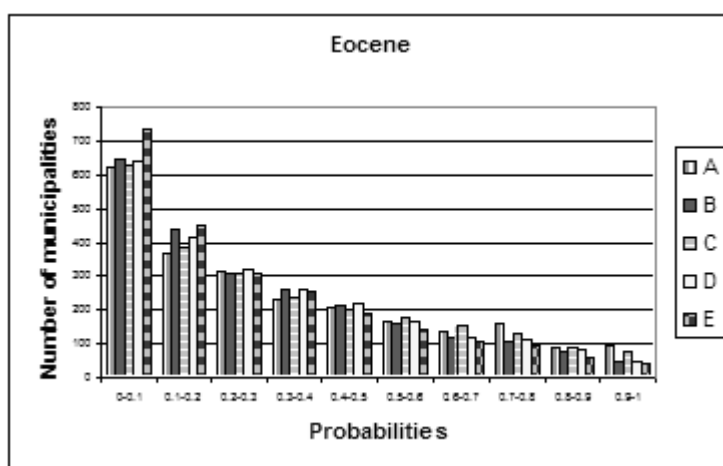


Fig 5-5 - Distribution of NO3-50mg/l exceeding probabilities for the municipalities overlaying the Eocene aquifer of the Seine river basin for the various scenarios (see above text)

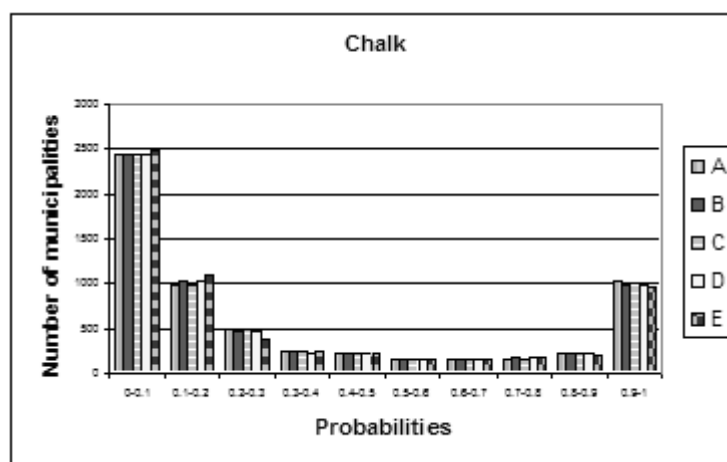


Fig 5-6 - Distribution of NO₃-50mg/l exceeding probabilities for the municipalities overlaying the Chalk aquifer of the Seine river basin for the various scenarios (see above text)

In order to compute the expected damage for each local groundwater managing unit (also called “*Unité de Gestion et d’Exploitation or UGE*”, in France) the assumption was made that, for each borehole of the ONQES database, a treatment would be set up in case of nitrates concentration exceeding 50 mg/l. For each borehole the corresponding Cr term (see equation 1, above) is equal to:

$$Cr = \text{Cost of treatment plant} * \text{number of water consumers} * \text{water consumption per habitant}$$

The model is based on the following values: a cost of treatment plant of 0.20 € per m³; water consumption per inhabitant: 150 l per person per day; a number of water consumers in 2015 based on a population estimated on an extrapolation of the 1998-population census (population of the each municipalities linked to the particular “*UGE*”) using a population growth (source: INSEE census) calculated at the “*bassin de vie*” scale for the period 1990-1999 (Source: INSEE). The “*bassin de vie*” is a group of municipalities representing the smallest territory where people have access to equipments and employment. The Seine river basin counts 341 “*bassin de vie*” for 8118 municipalities.

The model does not however take in account that treated water can be mixed with raw water and the loss of water in the network is neglected.

The following expected damages have been computed following the previous method for each of 1684 “*UGE*” of the Seine river basin (6.5 Millions inhabitants) outside Paris Urban Area:

Scenarios	A	B	C	D	E
Total Cost (M€)	21	20.3	20.8	20.4	19.6
Average UGE Cost (€)	5721	5507	5664	5541	5304

6 –Future developments

The purpose of our research work at municipal scale is to: estimate the concentration of nitrates in groundwater resources for different scenarios including groundwater protection measures at the horizon 2015, assess the social cost of nitrates leaching at Seine Catchment’s scale and finally compare the different scenarios by a cost-benefits analysis. Presently, the latter phase has not been investigated.

The present cost evaluation method is still too simple and far from reality. The main problem is that the Cr term depends mainly upon the probability that contamination will occur. Indeed the costs associated with high N value contamination are a function of the solution adopted by each stakeholder (here, the “*UGE*”)⁹⁴ facing to a nitrate pollution. This solution depends of the contamination of a borehole, the local conditions and the state of the entire water supply network.

⁹⁴ In France, the “*UGE*” is the decision centre for domestic water supplies and is shared by one or more municipalities

As we have mentioned before, the municipalities can adopt the following strategies when the contamination is detected:

- Abandon of the well and search for new resources (existing DWU, new deeper well, resources of neighbouring UGE)
- Construction of treatment plant to remove nitrates
- Dilution of the draw water with water from another DWU

In order to measure the costs for each UGE, a decision tool will be developed for evaluate the best solution in each case combining spatial hydrology model results, economic analysis and a GIS interface.

Bibliography

- AESN (1994). *L'eau potable : les coûts d'investissement en Seine Normandie* in « L'eau potable ». Booklet.
- AESN, SAGEP (2003). *Eaux souterraines, Actions préventives : bilan et perspectives*. Séminaire de Fontainebleau. 16 pp.
- 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*, vol 24, n° 6B, pp 977-993
- Coase R. H. (1960). *The problem of social cost*. *Journal of Law & Economics*, vol 3, pp 1.
- Cours des Comptes, février 2002. *La préservation de la ressource en eau face aux pollutions d'origine agricoles : le cas de la Bretagne*. 294 pp.
- Debrieu C. (2002). *Elimination des nitrates des eaux potables*. Document technique FNDAE hors série N°4- Office International de l'Eau. 71 pp.
- Fournol G., (2004) *La protection des captages d'eaux souterraines de la SAGEP*. Colloque en hommage à Claude MEGNIEN, « Géologie et Hydrogéologie du Bassin de Paris Avancées et perspectives », Onzièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie de l'Association Internationale des Hydrogéologues, 1—17 Nov 2004, Paris, pp133-140
- Garnier C. et A. Dessèvre (2004). *Evaluation du risque de non atteinte des objectifs de bon état qualitatif et quantitatif des masses d'eau souterraines du Bassin Seine- Normandie*. Colloque en hommage à Claude MEGNIEN, « Géologie et Hydrogéologie du Bassin de Paris Avancées et perspectives », Onzièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie de l'Association Internationale des Hydrogéologues, 1—17 Nov 2004, Paris, pp 211-219
- Görlach B. and Interwies E. (2003). *Economic Assessment of Groundwater Protection: A survey of the Literature*. Berlin: Ecologic. 64 pp.
- Lacroix A., Balducci F. (1995). *Le traitement des nitrates de l'eau potable – Bilan économique et perspectives*. *Techniques Sciences Méthodes* n°12, pp 923-929.
- Loubier S. (2003). *Economic assessment of Groundwater Protection: a sensitivity analysis of costs-benefits illustrated by a small aquifer protection in North Jutland region, Denmark*. Case study n°3 – BRGM/RC: 52326-FR. Orléans: BRGM.

- Markowitz H., Hausner J.C. and Karr H.W., 1962. *Simscrip: A Simulation Programming Language*. Rand Corporation, 147 p.
- Mollard A. (1997). *Solutions curatives ou préventives à la pollution diffuse de l'eau ? Une approche de la soutenabilité de la ressource en eau*. Natures Sciences & Société, vol 5, n°3, pp 5-21.
- 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 2003*. Programme Piren-Seine. (Unpublished report)
- Pigou A. (1920). *The economics of welfare*. Macmillan and Co., London, 1932 Fourth Edition.
- Pearson C.S., (2000) *Economics and the global environment*. Cambridge University Press, 583 pp.
- Poitevin J. (1997). *Les contrats de nappes: Une nouvelle approche de la gestion des eaux souterraines pour un développement durable*. Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la région Ile de France, Paris.
- Pollio G., (1999) *International project analysis and financing*, Mac Millan Press, 235 pp.
- Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on the protection of groundwater against pollution*. Draft, COM (2003), Brussels, COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, 21 pp.
- Raucher R.L. (1983). *A conceptual framework for measuring the Benefits of Groundwater Protection*. Water Resources Research, vol. 19, n°2. pp 320-326.
- Rinaudo J-D., Arnal C., Blanchin R., Elsass P., Meilhac A. and Loubier S. (2004). *The cost of groundwater diffuse pollution in the Upper Rhine valley*. Conference on Nutrient Management – Aquatec, 11 pp.
- Rinaudo J-D, Loubier S., Görlach B. and Interwies E. (2003) *Economic assessment of groundwater protection*. Executive Summary. May 2003. BRGM/RC-52323-FR, 32 pp.
- Roberts, G. and T. Marsh (1987). *The effects of agricultural practices on the nitrate concentrations in the surface water domestic supply sources of Western Europe*. Institute for Agronomical and Hydrological Studies Publication, 164, pp 365–380.
- SAFEGE (2004). *Etude du schéma d'alimentation en eau potable des communes d'Ingré, Ormes, Saint Jean de la Ruelle – Rapport de phase 4 bis*, 49 pp.
- Strebel O., W.H.M. Duynisveld and J. Bottcher (1989). *Nitrate pollution in groundwater in Western Europe*. Agriculture Ecosystems and Environment 26, pp 189–214.

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, vol 34, n°3, pp 497-504.