



Agir contre les algues vertes en Bretagne

Projet MORAQUI

Modélisation de la réactivité des aquifères dans les bassins algues vertes

Rapport final - Janvier 2021





Luc Aquilina¹, Luca Guillaumot¹, Camille Vautier¹ Aurélie Guillou¹, Virginie Vergnaud¹, Jean-Raynald de Dreuzy¹ Jean Marcais², Patrick Durand², Rémi Dupas²

1 Univ Rennes, UMR Géosciences Rennes, Université Rennes 1 – CNRS 2 Equipe Riverly INRAE Lyon; 3 Univ Rennes, UMR S.A.S., Institut Agro – INRAE



Table des matières

Introduction
1. Résultats des analyses chimiques5
1.1. Mise en oeuvre
1.2. Concentrations en ions dissous
1.3. Concentrations en nitrates
1.4. Concentrations en gaz dissous dans les eaux souterraines10
1.5. Concentrations en gaz dissous dans les rivières12
2. Approche par modélisation 14
2.1. Démarche de modélisation14
2.1.1. Un versant équivalent pour modéliser tout le bassin
2.1.2. Les processus au sein du bassin versant : quatre types d'écoulements modélisés 15
2.2. Calibration des modèles 17
2.3. Que nous disent les modèles ?18
2.3.1. Les temps courts et les temps longs21
2.3.2. Le stockage d'azote dans le milieu22
3. Mise en œuvre des modèles sur la base de scenarios d'évolution 25
3.1. Scénarios simulés
3.1.1. Scénario « à activités constantes »- Figures 13A et 14A 25
3.1.2. Scénario « diminution progressive » Figures 14A et 14B
3.2. Quantification du temps de réaction des bassins versants
2.2 Conclusions
5.5 CONClusions
4. Communication et perspectives
4. Communication et perspectives

Introduction

L'intensification agricole de la Bretagne s'est opérée principalement entre les années 70 et 80 pour culminer au début des années 90. Cette intensification s'est traduite par une diminution du nombre d'exploitations bretonnes de près de 100 000 après-guerre à moins de 30 000 aujourd'hui pour une surface agricole relativement stable. Les exploitations se sont agrandies et spécialisées sur une activité, en particulier l'élevage. Ce développement s'est accompagné d'une augmentation de la surface des parcelles (remembrement) et surtout d'une forte augmentation des intrants. L'augmentation du cheptel a généré de larges quantités d'azote organique qui a été également accompagné par l'utilisation de l'azote minéral sur les cultures. L'azote ajouté durant les années 70 à 90 a été largement en excès par rapport aux besoins des plantes ce qui a généré une diffusion massive de l'azote sous sa forme nitrate (NO₃⁻) au sein des milieux aquatiques.

Cette augmentation chronique des teneurs en nitrate dans les cours d'eau bretons a été très visible. Elle a entrainé le développement de politiques publiques pour encourager les pratiques limitant les fuites d'azote dès les années 90. Une des répercussions de cette pollution diffuse est le développement de blooms d'algues vertes sur une large partie du littoral breton, mais plus particulièrement sur certaines baies dont la configuration favorise ce type de développement. Lutter contre ces algues vertes a mobilisé la puissance publique et les acteurs locaux depuis le début des années 2000 avec notamment le programme Prolittoral. Cette lutte a pris la forme de Plan de lutte contre la prolifération des algues vertes (PLAV) à partir de 2011.

Les plans algues vertes soutiennent l'évolution des pratiques et des systèmes de production au sein des exploitations, sur la base du volontariat, pour une réduction des fuites d'azote dans les sols et vers les eaux. Ils ont aussi permis le regroupement et l'expression des exploitants agricoles au sein des baies algues vertes. Les scientifiques accompagnent ces transformations en se positionnant sur des questions mises en exergue par les acteurs de terrain. Durant ces consultations et ces échanges, la question du temps de réaction des bassins versants est très prégnante : « Si je modifie mes pratiques, combien de temps faudra-t-il pour que ces changements modifient les concentrations en nitrate dans la rivière ? ». On comprend aisément que cette question conditionne la participation aux projets algues vertes, l'adhésion aux transformations et qu'elle soit un point majeur de compréhension nécessaire à la mise en œuvre des changements.

La problématique nitrate a fait l'objet de nombreux travaux dans le monde et en Bretagne. Ces travaux portent sur les nombreuses transformations de l'azote tout au long du cycle, sur le devenir de l'azote au sein des bassins versants et sur l'impact des pratiques agricoles sur le devenir de l'azote et en particulier sur ses fuites potentielles vers les nappes. Dans le cadre des programmes algues vertes, un effort de modélisation a été mené sur chaque baie avec le modèle TNT2¹ développé par l'INRAE. Ce modèle permet de réaliser un bilan du devenir de l'azote à l'échelle de la parcelle en intégrant les données sur les pratiques et les cultures de ces parcelles. Le logiciel génère alors des fuites qui percolent sous le sol et circulent par les nappes du milieu souterrain, qu'on appellera ici 'aquifère', jusqu'à la rivière.

¹ Topography-based Nitrogen Transfert and Transformations : modèle agro-hydrologique distribué maillé, basé sur le couplage d'un modèle hydrologique et d'un modèle agronomique. Il s'agit plus précisément d'un modèle agro-hydrologique, qui couple un modèle de culture (STICS) avec un modèle hydro (TOPMODEL). Ce sont les sorties sous-racinaires qui ont été utilisées dans le modèle moraqui.

Cependant, malgré les nombreux travaux, le segment souterrain reste mal connu. Faire le lien quantitatif entre la surface d'un bassin versant, la circulation de l'eau et des nitrates dans le sol et l'évolution des éléments dans la rivière et prévoir l'évolution de ces concentrations dans les différents compartiments reste difficile. En effet, entre le moment où l'eau touche le sol et celui où elle parvient dans la rivière, se superposent plusieurs milieux (sols, sous-sol proche, sous-sol profond, rivière en elle-même) qui possèdent chacun une dynamique propre. De plus, les propriétés majeures de ces milieux souterrains (aquifères) en Bretagne (porosité, capacité à laisser circuler l'eau et épaisseur) sont très difficiles à connaître car elles sont très hétérogènes et ne sont accessibles que d'après les données de forage existantes sur l'ensemble de la région. De plus, les propriétés de ces milieux peuvent être modifiées au cours du temps soit par une transformation des processus (effet de l'humidité dans le sol par exemple) soit par une modification de la forme ou la taille des milieux (débordement de la nappe dont la surface atteint le sol par exemple). A cette complexité s'ajoutent de fortes différences des temps de résidence au sein de chaque compartiment. Cette méconnaissance des propriétés des milieux pose la question de l'héritage des pratiques passées sur les évolutions actuelles des concentrations mesurées dans les rivières. Pouvoir retracer le l'histoire et le devenir de l'azote apporté au sol jusqu'à la rivière et reconstituer le rôle des apports passés reste donc un point majeur à mieux connaître.

L'objectif du projet MORAQUI est justement de mieux analyser le rôle du compartiment souterrain et de préciser ainsi les temps de réponse et la réactivité des bassins versants. Il s'est appuyé sur différents travaux réalisés en Bretagne qui donnent des ordres de grandeur des temps de réaction dans le compartiment souterrain². Il a permis de déployer sur les bassins versants analysés les outils de « datation » des eaux souterraines développés à Rennes depuis une dizaine d'années. Enfin, il a pour objectif de développer un nouveau type d'approche de modélisation du milieu souterrain couplé au modèle TNT-2 déjà utilisé afin d'explorer plus avant les transferts au sein du milieu souterrain.

² Voir les synthèses proposées par le Creseb

1. Résultats des analyses chimiques

1.1. Mise en oeuvre

Deux campagnes se sont déroulées du 04/03/2019 au 06/03/2019 et du 21/10/2019 au 30/10/2019. Pour l'essentiel, les mêmes points ont été échantillonnés durant les deux campagnes dans l'objectif de comparer les chimies en fonction des niveaux d'eau. **Trois bassins versant ont été prélevés**, les bassins versants du Ris et du Kerharo autour de la baie de Douarnenez et le bassin du Douron qui se jette dans l'anse de Locquirec Trégor.

Les campagnes ont mobilisé deux véhicules dont le laboratoire mobile de l'OSUR et 3 chercheurs. Dix-neuf points ont été prélevés sur les deux sous-bassins versants de la Baie de Douarnenez et 16 sur le Douron. Les zones de prélèvements sont présentées sur la figure 1.



Figure 1: Localisation des points de prélèvements sur les trois bassins. Les points rouges sont des points de rivière, les points noirs des puits ou des sources. Localisation des trois bassins au sein de la région (en bas à droite).

Trois types de prélèvements ont été réalisés (Figure 2). Pour caractériser les eaux souterraines, des points ont été prélevés soit dans des **sources**, soit dans des **ouvrages** (puits ou forages) chez des particuliers. De plus, des prélèvements ont été réalisés dans les rivières qui sont constituées d'un mélange d'eaux souterraines et d'eaux de surface.



Figure 2: Les trois types de points échantillonnés.

L'ensemble des points a été choisi en étroite collaboration avec les structures gestionnaires : Syndicat Mixte du Trégor et EPAB de Douarnenez. Les points de prélèvement et les campagnes ont été synchronisés avec les points de prélèvements et les campagnes de suivi de la qualité des eaux de ces structures.

Les analyses des éléments ont été menées à la suite des prélèvements au sein des laboratoires de l'OSUR. Les analyses ont porté sur les **concentrations des éléments** [ensemble des anions majeurs (nitrates, chlorures, sulfates) et ensemble des cations majeurs (calcium, magnésium, sodium...) ainsi qu'un grand nombre d'éléments trace métalliques (fer, zinc, plomb...)]. **Différents gaz dissous** ont été analysés (oxygène, CO2, méthane, Hélium, néon, argon...). Ces gaz permettent de caractériser des réactions biologiques (CO2, méthane), les conditions physiques des circulations des eaux comme par exemple sa température (Argon, Néon).

Enfin, on analyse également au laboratoire les concentrations dans l'eau des **gaz CFC**, ces derniers résultant des activités humaines. En effet, les eaux souterraines conservent la « **mémoire** » de l'échange entre les eaux et l'atmosphère lorsqu'elles sont à la surface de la nappe. Lors de son entrée dans la nappe, l'eau de pluie qui a traversé le sol s'équilibre avec les concentrations atmosphériques. On utilise ces gaz produits par les activités humaines dont la concentration dans l'atmosphère était nulle avant les années 50 et a augmenté depuis, comme traceurs de l'époque à laquelle l'eau s'est infiltrée. Les concentrations des eaux de surface équilibrées avec l'atmosphère actuelle. A partir des analyses de ces gaz dissous dans les eaux, on calcule via un modèle la concentration atmosphérique qui est à l'origine de la concentration des eaux. Le schéma de la figure 3 indique comment à partir de cette valeur atmosphérique on déduit l'année durant laquelle l'eau s'est infiltrée dans le sol vers la nappe où ces échanges avec l'atmosphère s'interrompent. C'est ce que l'on appelle ici son **temps de résidence (ou « âge »)**, bien que ce dernier résulte en fait d'un modèle appliqué aux différentes concentrations pour tenir compte des modes de circulation au sein de l'aquifère. Pour être plus exact, on estime en réalité **un temps de résidence moyen de l'échantillon qui intègre des contributions plus jeunes et plus vieilles.**



Figure 3: Le principe de la détermination de l'âge de l'eau souterraine.

1.2. Concentrations en ions dissous

Sans entrer dans le détail de chacun des éléments, les analyses chimiques présentent des compositions contrastées entre les points les plus proches de la surface : rivières et sources et puits (de profondeur inférieure à environ 20 à 30m) avec de fortes concentrations en nitrates et en oxygène et les points plus profonds (de profondeur supérieure à environ 20 à 30m) qui présentent au contraire de faibles concentrations en ces deux éléments.

On présente sur la **Figure 4 une analyse type des campagnes chimiques**. Le diagramme constitue une représentation spatiale des variations entre les différents éléments analysés. Lorsque plusieurs éléments varient en même temps, ils vont dessiner un axe au sein de cet espace, représenté dans le diagramme par une flèche. Cette flèche représente en fait un processus qui fait varier les éléments en même temps. On peut alors ajouter les différents points de prélèvement et observer comment ils se répartissent au sein de l'espace. Leur répartition est ainsi explicitée par des processus à l'origine des flèches.

Sur la Figure 4, on observe à la fois une certaine discrimination entre les points de rivière et les sources (du rond bleu au rond jaune) et entre les sources et les puits ces derniers se projetant vers le quart en haut à droite du diagramme. L'axe horizontal est principalement différentié par les concentrations en nitrate et en oxygène dont les fortes concentrations caractérisent les points de rivière très connectés avec l'atmosphère. La différentiation entre les sources et les puits vient de concentrations globalement plus élevées dans les puits, notamment en Fer, sulfate, fluorure et CO₂. Les puits ont également les âges et les concentrations en silice les plus élevés, la silice résultant de la dissolution progressive de la roche au cours du trajet de l'eau souterraine.



Figure 4: Analyse en composantes principales des prélèvements (Bassin versant du Ris). Les flèches bleues représentent les différents éléments qui varient ensemble sous l'effet de processus physiques ou chimiques. Les différents points prélevés sont projetés sur ces axes et témoignent ainsi des processus dont ils sont le résultat.

L'ensemble de ces résultats témoignent d'une part des processus de remise à l'équilibre avec l'atmosphère (âges remis à zéro, concentrations en oxygène) à proximité de la surface et à l'inverse de conditions physico-chimiques qui deviennent **de plus en plus réductrices avec la profondeur et de processus de dissolution des minéraux** qui se réalisent au fur et à mesure que les eaux circulent lentement et vieillissent au sein de l'aquifère.

1.3. Concentrations en nitrates

Les données reprennent les observations déjà réalisées par les suivis de bassin sur les rivières et sur certains points souterrains à Douarnenez. Les campagnes permettent de compléter ces observations par une estimation des concentrations sur les eaux souterraines (Figure 5).

Les concentrations en nitrates sont en moyenne de 22 mg/L dans les rivières de la baie de Douarnenez et de 27 mg/L (avec un écart-type de 8 mg/L traduisant une variabilité spatiale importante) dans le Douron, d'après les prélèvements effectués en mars 2019. La variabilité entre les campagnes est relativement faible, elle est nettement inférieure à la variabilité spatiale.

Les prélèvements effectués dans les eaux souterraines font apparaître deux « réservoirs » :

- Un premier réservoir peu profond où les concentrations mesurées dans les puits et les sources sont d'environ 50 mg/L pour le Douron et 40 mg/l sur la baie de Douarnenez.
- Un second réservoir plus profond (>30 m) dont les concentrations sont d'environ 0.7 mg/L.

La concentration résultante dans les rivières semble donc être un mélange de ces deux compartiments. Les mesures suivantes et la modélisation associée ont pour but de permettre de préciser la contribution de chacun de ces réservoirs, leur volume, leur potentiel de dénitrification ainsi que leur temps de réponse.



Figure 5: Concentrations en nitrate dans les trois bassins versants (A : Ris, B : Kerharo, C : Douron), campagne de mars 2019.

1.4. Concentrations en gaz dissous dans les eaux souterraines

L'originalité du projet vient de l'analyse des **gaz dissous** qui permettent d'estimer **des temps de résidence de l'eau.** Les mesures ont été réalisées et ont apporté des résultats extrêmement probants (Figure 6).

La plupart des prélèvements ont permis une estimation des temps de résidence. Pour ce faire, on utilise plusieurs modèles reflétant les types d'écoulements dans l'eau souterraine des aquifères. Le résultat majeur est qu'on observe une certaine homogénéité des temps de résidence autour de **20-25 ans pour le réservoir principal** : celui qui contribue aux sources et qui montre les plus fortes concentrations en nitrates. L'eau du **réservoir plus profond** est généralement plus ancienne que **30-40 ans et peut varier jusqu'à plusieurs centaines d'années** selon le modèle choisi. Cette estimation d'âge ancien peut difficilement être affinée étant donné que les traceurs utilisés (CFC) ne sont présents dans l'atmosphère que depuis les années 1940.

Les âges obtenus sont confortés, par les concentrations en silice, notamment pour le Ris et le Douron. En effet, des travaux précédents ont montré que la concentration en silice augmente avec le temps du fait de la dissolution progressive des minéraux. Il s'agit donc de processus complètement indépendants de la datation avec les CFC.

Les graphiques (Figure 6) présentent les temps de résidence obtenus (pour l'un des modèles choisis). On observe donc un contraste entre un réservoir de surface (moins de 20 à 30m de profondeur environ), bien identifié dans les sources avec un temps de résidence plutôt homogène et un réservoir plus profond (de 30 à 100m environ) dont les âges peuvent être beaucoup plus variables avec la profondeur. Certains forages présentant des valeurs faibles sont probablement alimentés par le réservoir de surface (nous avons peu d'information sur les forages et les niveaux captés).

Pour plus de lisibilité, les âges moyens obtenus sont représentés pour les deux campagnes et les trois bassins sur la figure 7. Comme on le voit sur la figure 7, ces résultats sont extrêmement reproductibles entre les deux campagnes de prélèvement, ce qui renforce l'analyse. Cette stabilité montre que, en dehors des périodes extrêmes (crues et étiage prononcé) qui n'ont pas été échantillonnées, **le système présente une forte stabilité à cette échelle spatiale.**

Ces résultats sont particulièrement intéressants car ils permettent de caractériser le milieu souterrain grâce à un échantillonnage unique ou à basse fréquence temporelle, mais en de multiples endroits du bassin versant.



Figure 6: (A) Résultats de la première campagne de mars 2019 pour les trois bassins. Les concentrations en traceur CFC ou en silice dissoute sont retranscrites en temps de résidence moyen de l'eau souterraine à partir de modèles. (B) Valeurs moyennes des temps de résidence (à gauche) obtenues pour chaque catégorie d'ouvrages comparées aux concentrations en nitrate (à droite)



Figure 7: Résultats des âges mesurés (en années) lors des deux campagnes. En haut Ris, à gauche Kerharo, à droite Douron. Les concentrations en traceur CFC sont retranscrites en temps de résidence moyen de l'eau souterraine (âge) à partir de modèles.

1.5. Concentrations en gaz dissous dans les rivières

Durant les campagnes, un type d'échantillonnage complémentaire a été mené de manière plus exploratoire. Les gaz dissous ont été échantillonnés également **dans les rivières**. Ce type de prélèvement est peu fréquent et moins fiable que pour les eaux souterraines, car les eaux de surface s'équilibrent rapidement avec l'atmosphère. Dans cette étude, le signal des gaz dissous que l'on recherche est celui qui a été apporté par les eaux souterraines dans la rivière. Il ne peut se maintenir que si les échanges entre la rivière et l'atmosphère sont limités.

Les prélèvements réalisés en rivière ne montrent à priori pas de ré-équilibration avec l'atmosphère car les concentrations en gaz sont inférieures à celles de l'atmosphère. Les « âges » qu'on peut en déduire peuvent donc être considérés comme des valeurs minimales.

En baie de Douarnenez tout comme sur le Douron, les valeurs obtenues sont proches de celles des sources. Ce résultat conforte le fait que les eaux de la rivière sont en grande partie issues des eaux souterraines. Il est important de noter que ces valeurs d'âge importantes, bien que stables dans le temps aux deux périodes étudiées, ne sont probablement pas représentatives de ce qu'on obtiendrait dans la rivière en toutes saison. En effet, cette dernière est aussi alimentée par des eaux plus superficielles durant les périodes de fortes précipitations et de saturation de la nappe qui n'ont pas été échantillonnées dans cette étude. Ces eaux superficielles ne sont probablement peu ou pas impliquées dans la recharge des sources ou les forages qui ont systématiquement des âges d'au moins une dizaine d'années.

La réalisation de ces deux campagnes prélevées en moyennes-eaux ainsi que la stabilité des concentrations mesurées dans les rivières et dans les eaux souterraines et l'importance des temps de résidence associés permettent d'indiquer que **durant la majorité de l'année**, la rivière est essentiellement alimentée par les eaux souterraines.

Conclusions

Ce premier travail de caractérisation du terrain a mis en évidence ou confirmé les éléments suivants :

- la présence d'un réservoir de surface (jusqu'à 20 à 30m de profondeur environ) qui présente de fortes concentrations en nitrate et en oxygène ;
- la présence d'un réservoir plus profond (de 30 à 100m de profondeur environ) qui présente à l'inverse de faibles concentrations en nitrate et en oxygène ;
- des temps de résidence de l'eau souterraine dans les aquifères de l'ordre de 18 à 20 années pour les pôles les plus proches de la surface et de valeurs plus importantes, jusqu'à au moins 40 à 60 ans pour la partie la plus profonde de l'aquifère.

Dans le travail de modélisation qui est présenté en partie suivante, on reproduira le contraste entre ces deux types de réservoirs. Les temps de résidence mesurés constitueront également une contrainte qui va être intégrée aux modèles.

2. Approche par modélisation

2.1. Démarche de modélisation

2.1.1. Un versant équivalent pour modéliser tout le bassin

Les démarches de modélisation « classique », du type de la modélisation TNT2 réalisée par l'INRAE en Bretagne ou des modèles hydrogéologiques, utilisent des approches complexes avec de nombreux paramètres. Du fait de la complexité de ces modèles, on est amené à faire un certain nombre d'hypothèses sur de nombreuses variables. Cela entraine notamment une sur-simplification plus ou moins bien justifiée des propriétés que peuvent prendre les milieux aquifères, et une difficulté à déterminer la « bonne » valeur des paramètres des modèles. Dans cette étude, nous avons mené une approche originale consistant à réaliser un modèle simple et suffisamment réaliste en deux dimensions, présenté sur la figure 8.

L'hypothèse de l'approche « Moraqui » est que le **processus d'écoulement le plus déterminant** sur les bassins étudiés, **s'effectue à l'échelle du versant**, d'une longueur moyenne de 1 km et d'une pente en surface d'environ 5 %. En effet, si les bassins étudiés occupent chacun une surface d'environ 30 km², ils peuvent se décomposer en une quarantaine de versant dont la longueur et la pente moyenne varie assez peu (Figure 8). Nous réalisons donc un gain de temps de calcul conséquent. Enfin, la géométrie de notre **versant équivalent** est réduite à une largeur constante bien que les versants puissent avoir tendance à avoir des largeurs variables de l'amont vers l'aval. L'aquifère modèle de l'approche « Moraqui » a des propriétés homogènes. Ainsi, la porosité, la conductivité hydraulique (capacité à laisser s'écouler l'eau) et le temps de réaction de la dénitrification ne varient pas dans l'espace. La méthode du bassin versant équivalent ne permet pas dans un premier temps d'intégrer de fortes variations au sein du bassin versant mais elle permet en revanche une grande simplicité de calcul qui est utilisée (voir ci-dessous) pour explorer une large gamme de situations.



Figure 8: Modèle d'aquifère développé pour simuler les flux et stocks d'eaux souterrains en construisant un bassin versant équivalent à partir d'un ensemble de sous-bassins versants. La ligne bleue représente le niveau de l'aquifère ; lorsque celui-ci déborde, suite à l'infiltration des eaux de pluie en hiver, il alimente la rivière.

2.1.2. Les processus au sein du bassin versant : quatre types d'écoulements modélisés

Dans un aquifère breton 4 processus principaux co-existent dans le temps et l'espace. La **figure 9A** illustre conceptuellement comment ces 4 processus sont représentés au sein du modèle « Moraqui » où le transport de l'eau et donc des nitrates apparait sous forme de lignes d'écoulement (les flèches dans la figure).

1) La recharge de la nappe : L'aquifère est alimenté par l'eau qui s'est infiltrée dans le sol. Les caractéristiques de débit et de concentration en nitrate de cette eau résultent de son passage dans le sol. Elles sont renseignées à partir du modèle TNT2 qui estime les quantités d'azote sur la base des pratiques agricoles recensées via les différentes enquêtes réalisées auprès des agriculteurs. On a utilisé les données de sortie des travaux de modélisation TNT2 menés sur ces bassins versants en 2010.

Au sein de la nappe, les écoulements se font globalement depuis les zones hautes vers les zones basses (la rivière) en parcourant la partie profonde de l'aquifère. Avec la profondeur, les boucles s'incurvent de plus en plus vers la partie profonde puis remontent vers la surface au niveau de la rivière. On va distinguer 2) en bleu clair, les écoulements de la subsurface et 3) en bleu plus foncé, les écoulements les plus profonds. Par rapport aux échantillonnages, cette distinction reprend la distinction entre les sources et les puits d'un côté (sub-surface) et la partie profonde (forages).

4) Le quatrième niveau d'écoulement, en rouge, est constitué par l'affleurement du niveau de nappe en aval qui alimente les rivières et les sources. Avec la saison humide, la recharge de nappe augmente et fait augmenter le niveau de nappe et cela se répercute sur le débit via des écoulements en surface de la nappe (zone de battement de la nappe) ou dans le sol en aval. Ces écoulements sont particulièrement rapides et l'eau présente un temps de résidence très court. De plus, la zone sur laquelle l'aquifère déborde génère une réponse rapide des débits aux variations de recharge.

(A)



L ~ 1 km



Figure 9: Modèle d'aquifère développé pour simuler les flux et stocks d'eau souterrains, ainsi que leur concentration associée en nitrates. (A) La ligne bleue représente le niveau de l'aquifère alimentant la rivière en aval. On distingue trois niveaux d'écoulements. Suite à l'infiltration des eaux de pluies en hiver, la zone de débordement se déplace vers l'amont, typiquement jusqu'à 10-20 % de la surface, augmentant ainsi le débit et créant une zone saturée sur laquelle la recharge ruisselle et alimente directement la rivière. Au sein de l'aquifère, on distingue les écoulements de sub-surface des écoulements plus profonds. (B) Le long des lignes d'écoulement l'eau vieillit. Le temps de résidence est représenté par le code couleur au sein de la nappe. Il est fonction des paramètres du modèle (Longueur, épaisseur, porosité et conductivité hydraulique).

La figure 9B illustre le fonctionnement du modèle « Moraqui » pour l'un des bassins versants. Les différentes lignes indiquent l'écoulement au sein de l'aquifère et le temps de résidence qui augmente le long des lignes. Il augmente plus globalement de la surface vers la profondeur mais également depuis l'amont vers l'aval. En effet, on observe que les lignes d'écoulement convergent vers la rivière qu'elles vont contribuer à alimenter.

La forme des lignes d'écoulement et les temps de résidence vont être contrôlés par les paramètres du modèle. Ainsi, plus l'épaisseur et la porosité de l'aquifère du "versant équivalent" modélisé seront grandes et plus les nitrates seront dilués, plus ils auront le temps de réagir chimiquement. En parallèle, plus l'héritage des années passées sera persistant car le volume d'eau souterraine sera important et mettra plus de temps à sortir du système vers la rivière.

Au second ordre, on s'attend à ce que la conductivité hydraulique du milieu (capacité à laisser s'écouler l'eau) influence la répartition entre les nitrates qui vont ruisseler dans la zone de débordement, ceux qui vont s'écouler latéralement dans la partie supérieure de l'aquifère et ceux qui vont s'infiltrer en profondeur. Au final, ces processus sont extrêmement importants pour expliquer les courbes de débit et d'évolution des concentrations en nitrates dans la rivière.

Un dernier paramètre est lié à l'intensité des réactions chimiques. Le long de ces lignes de flux, l'eau « vieillit » et peut être progressivement dénitrifiée selon une réactivité dont la constante de temps est fixée comme paramètre du modèle. Dans la Figure 9B, plus on va des couleurs violettes vers les jaunes, plus la dénitrification peut –être développée et efficace.

2.2. Calibration des modèles

La simplicité du modèle permet, avec les moyens numériques actuels et les outils développés à l'OSUR de réaliser des nombres extrêmement élevés de simulation. Ainsi plutôt que de faire des hypothèses à priori, la démarche consiste à faire de très nombreuses simulations afin faire varier la valeur des paramètres du modèle et de tester toutes les situations possibles.

Alors que dans la démarche classique de modélisation, le contrôle du modèle est réalisé essentiellement sur le débit de la rivière considérée et ses concentrations en nitrates, on réalise ici un calage du modèle sur le débit, les concentrations en nitrates et les temps de résidence (déduits des mesures de gaz CFC obtenues lors des campagnes d'échantillonnage) tout en respectant un minimum de réalisme sur les niveaux de nappe. Ce calage est réalisé sur les valeurs observées entre 2000 et 2010.

La souplesse du modèle utilisé a permis de tester un très grand nombre d'hypothèses sur les paramètres utilisés (conductivité hydraulique, porosité, épaisseur et capacité de dénitrification). La calibration permet de montrer que sur environ 19000 combinaisons possibles pour chacun des trois bassins, seuls un petit nombre de modèles répondent aux différentes contraintes d'observation. En effet, pour chaque bassin, seulement environ 0.1% des modèles donnent des critères satisfaisants sur chacune des données d'observation (figure 10).

La figure 10 illustre la gamme de modèles testés pour le bassin du Ris. Chaque point du graphique représente une simulation avec des valeurs de paramètres différents (dans une certaine mesure il s'agit de modèles différents plutôt que de différentes simulations d'un même modèle). Dans le graphique, trois indicateurs résultant de ces paramètres sont présentés : le temps de résidence (axe horizontal), le pourcentage d'eaux jeunes (axe vertical) et la constante de dénitrification (code des symboles). Les couleurs représentent le critère d'acceptabilité appliqué pour voir quels sont les modèles pertinents. Ce critère intègre à la fois la capacité à reproduire le débit et les concentrations en nitrate dans la rivière. Les symboles de couleur jaune représentent les modèles qui représentent correctement les débits et les concentrations en nitrate.

On voit clairement, dans cet exemple, que les modèles dits acceptables sont ceux (1) dont le temps de résidence moyen de l'eau souterraine vaut entre 15 et 25 ans, ce qui est cohérent avec les données en traceur CFC récoltées sur le terrain, et dont (2) la contribution des eaux jeunes (ou écoulement très rapides de débordement) en saison humide est comprise entre 5 et 15% du volume total des écoulements. Ces eaux jeunes ont été définies ici comme les eaux dont le temps de résidence est inférieur à un an,



Figure 10 : Capacité des modèles testés à simuler à la fois l'évolution du débit de rivière et des concentrations en nitrates (critère symbolisé par des couleurs). Pour chaque point, plusieurs constantes de dénitrification ont été testées, nous avons représenté ici uniquement celle qui donne le meilleur résultat. Noter que les modèles dont le temps de résidence est inférieur à 6 ans ne sont pas illustrées car incohérents avec les données CFC et ne permettant pas de reproduire les données de concentration sur la période 1970-1980.

On a pu tester ainsi l'ensemble des paramètres des modèles et les faire répondre aux critères des données d'observation afin de sélectionner les modèles reproduisant la réalité au sein de tout l'ensemble des possibles. On a ensuite exploré la nature de ces modèles reproduisant la réalité et les propriétés hydrogéologiques auxquels ils correspondent.

2.3. Que nous disent les modèles ?

Les paramètres des modèles « acceptables », qui reproduisent donc les débits et les concentrations en nitrates observées entre 2000 et 2010, possèdent une gamme de paramètres qui est présentée dans le tableau 1. On présente tout d'abord les paramètres dont les valeurs ont été explorées pour déterminer les modèles acceptables (partie blanche). On présente ensuite la gamme de valeurs des autres paramètres que présentent ces modèles acceptables.

	Ris	Kerharo	Douron
Conductivité hydraulique [m/s]	8 10 ⁻⁶ –8 10 ⁻⁵	1.8 10 ⁻⁵ –1 10 ⁻⁴	6 10 ⁻⁶ –2.2 10 ⁻⁵
Porosité [% du volume]	0.025–0.1	0.03–0.12 0.025–0.05	
Epaisseur [m]	100–300	100–300 100–300	
Taux de dénitrification [an]	100–∞	50–100	50–100
Proportion d'eaux jeunes (< 1 an) [%]	7–14	6–12	12–15
Zones de suintement de la nappe [% de la surface du versant]	2–7	1–4 3–8	
Temps de résidence moyen [an]	15–25	21–32 10–15	
Profondeur pour obtenir une dénitrification de 25% des nitrates [% de la profondeur totale du modèle]	82–91%	41–59%	76–85%

Tableau 1: Valeurs des paramètres observés pour les modèles qui répondent aux contraintes de débit et de concentration en nitrate observées

En blanc : valeurs des paramètres constitutifs du modèle pour lesquels une large gamme de valeurs a été explorée. En gris : valeurs des autres paramètres.

Globalement les contraintes sur les paramètres hydrauliques, en particulier sur la conductivité hydraulique et dans une moindre mesure sur la porosité, viennent principalement des régimes de débits. La conductivité hydraulique de l'aquifère ne doit pas être trop faible sinon le modèle génère trop de débordement (niveau de nappe trop élevé), ni trop importante sinon la réponse hydraulique aux précipitations est trop rapide. En revanche, la porosité et l'épaisseur sont davantage contraintes par les temps de résidence qui imposent que le volume de l'aquifère soit important pour générer des temps longs. Une partie de cette porosité est uniquement faiblement circulante³, ce qui explique pourquoi une analyse basée uniquement sur les débits indique des temps généralement courts. Enfin, le modèle reproduit l'évolution long-terme observée des concentrations en nitrates dans la rivière qu'à deux conditions : (1) que le temps moyen de résidence du modèle soit assez grand (10-32 ans), ce qui concorde avec les données CFC, et (2) que le taux de dénitrification du modèle soit relativement faible.

³ Tous les pores de la roche ne sont pas complètement connectés les uns aux autres, donc le volume total de pores ne correspond pas nécessairement au volume des pores qui permettent à l'eau de circuler. Ainsi conductivité hydraulique et porosité ne sont pas liées et on peut avoir un aquifère avec un très grand volume mais une faible circulation, ce qui impose des temps de résidence extrêmement longs.

Ce dernier point est important. La compréhension actuelle des processus de dénitrification fait souvent appel à des réactions rapides. C'est le cas pour les réactions de dénitrification des zones humides en surface. La modélisation, en revanche, semble montrer que dans le milieu souterrain, les réactions sont plutôt lentes et de faible intensité. On voit dans le tableau 1 que la dénitrification de 25% des nitrates présents requière l'écoulement à travers la guasi-totalité de la profondeur du modèle. Malgré le faible taux de dénitrification, la masse de nitrates éliminée n'est cependant pas négligeable. Dans le tableau 2, on représente le bilan de nitrate modélisé. Le modèle TNT2 nous fournit la quantité de nitrate qui a est infiltrée chaque année dans l'aquifère à partir de l'épandage sur les sols. On a tout d'abord calculé le cumul de cet azote infiltré depuis 1955 jusqu'à aujourd'hui (2010). On a calculé alors la répartition entre les trois devenirs possibles de cet azote : la masse qui est sortie de l'aquifère et a été transportée par la rivière, la part stockée aujourd'hui dans la nappe de l'aquifère et la part dénitrifiée dans cette nappe. Entre 1955 et 2010, la masse d'azote dénitrifié moyenne vaut entre 9 et 14% (gamme de 0 à 22%) de la masse infiltrée dans l'aquifère. On estime à 16 à 40% (gamme de 16 à 40%) la masse d'azote moyenne toujours stockée dans l'aquifère en 2010.

Bassin versant	Ris	Kerharo	Douron
Nitrate transporté par la rivière [%]	60 (61 – 64)	54 (49 – 51)	70 (65 – 69)
Nitrate stocké dans le milieu souterrain [%]	31 (25 – 39)	25 (27 – 38)	16 (17 – 25)
Nitrate dénitrifié [%]	9 (0 – 11)	21 (13 – 22)	14 (10 – 14)
Bilan de masse (en %) Dénitrifié (bleu) Stocké (orange) Transporté (vert) et part des eaux jeunes (< 1 an) en vert clair.	A 10 9 31 50	13 21 41 25 X	19 14 9 14 16 51

Tableau 2 : Bilan en masse du devenir des nitrates apportés entre 1955 et 2010 Le temps de résidence des nitrates est indiqué en années (yr).

Afin de se focaliser sur le comportement à long-terme, la reproduction du comportement saisonnier des nitrates en rivières (variations des concentrations entre hiver et été) est mise de côté dans ce rapport pour 2 raisons :

- (1) contrairement aux concentrations en rivière, les variations saisonnières de flux de nitrates (débit x concentration) transitant par la rivière sont relativement faibles.
- (2) Pour obtenir cette saisonnalité, il est nécessaire de mobiliser au moins deux réservoirs très contrastés, ces deux réservoirs étant mobilisés de manière différente au cours de

l'année. Parvenir à reproduire cette variabilité saisonnière tout en respectant les autres paramètres nécessite de modéliser des structures géologiques complexes permettant à la fois d'accumuler des « réservoirs » d'azote et de pouvoir mobiliser rapidement des flux d'eau faiblement concentrés.

En revanche, cette mobilisation différentielle saisonnière impacte peu les tendances long termes des nitrates.

De même, la porosité totale, si elle impacte peu l'hydrologie du bassin versant (les variations de débit), joue un rôle important dans les tendances à long terme. Nous nous sommes donc attachés à évaluer de manière fine les tendances long-terme des bassins versants et non leur comportement saisonnier qui joue peu sur les mécanismes à moyen et long-terme.

Nous avons ainsi pu explorer avec un modèle très simple, les conditions permettant de reproduire les tendances long-terme des concentrations en nitrate. Pour chaque bassin versant, plusieurs dizaines de milliers de modèles ont pu être testés. Selon les bassins versants, deux ou trois familles de modèle permettent de répondre aux différentes contraintes imposées. Ces modèles ont cependant un mode de fonctionnement commun qui permet d'une part de « stocker » de l'azote dans le milieu souterrain et d'autre part d'en assurer la transmission vers la rivière.

2.3.1. Les temps courts et les temps longs

Ce qui caractérise les modèles utilisés dans ce projet et leur fonctionnement est la présence à la fois de temps courts et de temps longs. Par **temps longs** nous entendons des temps de l'ordre de **quelques années à quelques dizaines d'années**. Ces temps longs sont attestés par les mesures de CFC dans les eaux souterraines. Même les sources qui témoignent de profondeurs moins importantes que les forages plus profonds présentent des temps de résidence en moyenne d'une vingtaine d'années.

Ces temps sont caractéristiques de la nappe d'altérites ainsi que l'ont montré d'autres études en Bretagne (Ayrault et al., 2008). Ces travaux indiquent un temps de résidence moyen de 18 +/- 2 années, proche des valeurs observées ici. Ces valeurs sont donc acquises dans la nappe, dès une profondeur de quelques mètres sous le niveau haut maximum de la nappe. La limite entre le milieu altéré et le milieu fracturé plus profond constitue sans doute une limite de contraste entre deux milieux aux propriétés différentes mais ils sont en continuité et le temps de résidence augmente globalement avec la profondeur.

Les **temps courts** sont eux mobilisés dans la partie supérieure de la nappe, en particulier durant les **phases de hautes eaux**, lorsque le niveau de la nappe remonte à l'occasion du processus d'infiltration de l'eau depuis la surface vers la nappe (recharge). Dans la zone dite variablement saturée, où l'eau nouvelle s'accumule, les transferts vers la rivière sont inclinés le long du flanc du bassin versant, sans s'incurver vers la profondeur. Il s'agit de flux rapides qui mobilisent une eau qui a peu séjourné dans le milieu avec des **temps de résidence de l'ordre de l'année, quelques années au maximum** ce qui confirme des résultats antérieurs d'études menées à Rennes. De même, lorsque la nappe affleure directement à la surface du bassin versant, le long de la rivière, elle limite entièrement l'infiltration des précipitations qui vont également contribuer à l'alimentation de la rivière.

On comprend ainsi pourquoi ces temps très courts ne sont pas échantillonnés au sein des sources ou des puits. Il s'agit de mobilisations essentiellement en période de hautes eaux et en surface de la nappe, donc des conditions qui n'ont pas été échantillonnées.

2.3.2. Le stockage d'azote dans le milieu

Deux méthodes nous ont permis d'analyser la manière dont s'effectue le stockage d'azote dans le milieu. Nous avons tout d'abord réalisé un bilan simple de la totalité de l'azote incorporé par le milieu à partir des données issues du modèle TNT2. Il s'agit donc du bilan annuel cumulé de l'azote ayant fui depuis le sol vers l'aquifère. Ce dernier peut être comparé à la quantité d'azote qui a été exporté par la rivière durant la même période. Dans le cas d'un transfert immédiat ou très court, les deux valeurs (lixiviées et dans la rivière) seront égales. On peut observer à l'inverse sur le tableau 1 que l'azote entrant dans la nappe est plus important que l'azote sortant, **la différence représente le stock d'azote au sein des eaux souterraines.** Ce stock est de l'ordre de 30% de la masse totale entrée dans le bassin versant sur la période 1955-2010. Cette estimation est cohérente avec l'augmentation observée des concentrations dans les nappes sur la même période en Bretagne.

Nous avons également analysé le transfert de l'azote au sein du milieu à partir des modèles « Moraqui ». Sur la figure 11 (A) l'ensemble des modèles est situé sur un diagramme des concentrations en nitrate en fonction de la profondeur (ici il s'agit de la profondeur d'eau cumulée, qui est un équivalent de la profondeur légèrement variable selon les sites). Le code couleur représente la manière dont les modèles reproduisent l'ensemble des données depuis des valeurs mauvaises (0,1) vers **les meilleurs modèles en rouge-orange (0,7).** Les modèles rouge et orange représentent de façon satisfaisante la courbe de concentration des nitrates en fonction de la profondeur comparativement aux valeurs observées et on voit qu'ils définissent une courbe quasi unique. Cet exemple montre que parmi tous les possibles, essentiellement une seule possibilité permet de reproduire la réalité.

Dans la partie, B, nous avons utilisé un de ces modèles satisfaisants pour analyser dans le même type de diagramme, l'évolution du profil de concentration dans le temps. En 1970, les concentrations sont nulles en dessous de 6 mètres équivalent eau (cf légende) et augmentent jusqu'à une valeur de 30mg/L en surface. Durant les années 80 jusqu'en 1990, ce profil se décale vers des concentrations plus élevées en surface (> 60mg/l) et en profondeur (valeurs nulles en dessous de 7,5m). On observe donc la migration du front d'azote depuis la surface vers la profondeur et son intensification continue durant les 20 ans. Au-delà de 1990, on observe un « dôme » (une valeur maximale des concentrations autour de 60mg/L) car les concentrations qui proviennent depuis la surface diminuent progressivement. On peut observer que les concentrations à proximité de la surface sont relativement stabilisées entre 2005 et 2010. Durant les années 90 et 2000, on observe par ailleurs la migration de ce « dôme » vers la profondeur, de 2m en 1995 à 6m en 2010. On observe également que la valeur maximale diminue au fur et à mesure que le profil descend vers la partie profonde. Elle passe de 62mg/L à environ 2m en 1995 à 50mg/L à environ 6m de profondeur en 2010. On note qu'à 2m de profondeur équivalente le temps de résidence vaut 5 ans, contre 22 ans à 6m. Cette diminution de concentration avec la profondeur correspond à une perte d'environ 20% attribuée principalement à des processus de dénitrification.



Figure 11 : Profils de concentration en nitrate en fonction de la profondeur. Il s'agit ici d'une profondeur équivalente, c'est-à-dire la profondeur de la colonne d'eau sans tenir compte de la roche. (A) Ensemble des profils obtenus pour une date donnée sur un bassin versant. En couleur rouge et orange, les modèles qui permettent de reproduire les variables observées (débit, concentration, temps de résidence). (B) Pour les modèles qui satisfont aux critères observés, on reproduit l'évolution moyenne du profil observée au cours du temps.



Figure 12 : Représentation du profil des concentrations en nitrate sur l'ensemble du bassin versant. Le code couleur représente les concentrations et montre comment un « réservoir » de nitrate (en noir) s'est constitué au sein de la nappe. Ce réservoir est stable et ne varie pas/peu au cours du temps.

Enfin sur la figure 12₁ on représente le profil général des concentrations au sein de la nappe pour un bassin versant. Le code couleur représente les concentrations et montre comment un « réservoir » de nitrate s'est constitué au sein de la nappe. L'analyse mensuelle des concentrations a permis également de voir que ce réservoir est stable et ne varie pas au cours du temps. Ce graphique confirme comment ce réservoir se constitue lentement au cours du temps et qu'il évolue également lentement. Les temps courts du bassin versant sont eux liés aux circulations très proches de la surface qui ne sont pas visibles à cette échelle.

3. Mise en œuvre des modèles sur la base de scenarios d'évolution

3.1. Scénarios simulés

Deux scénarios ont été simulés sur les 3 bassins étudiés. Le premier est un scénario « à activités constantes » (Figure 13A). On a utilisé la dernière valeur de m'azote lixivié (sorties de TNT2) connue (moyenne 2005-2010 pour le Douron, 2010-2015 pour le Ris et le Kerharo à partir de données extrapolées) et cette valeur est maintenue jusqu'en 2050. Le second scénario (Figure 14A) est un scénario dans lequel on a prolongé jusqu'en 2050 les tendances à la baisse observées entre 1995 et 2010.



3.1.1. Scénario « à activités constantes »- Figures 13A et 14A

Figure 13 A : Scénarios "à activités constantes" à partir de 2010 des apports à la nappe modélisés. La masse de nitrate est exprimée en kg de nitrate par hectare et par an (soit 4,43 fois plus que l'expression en kg d'azote).

La figure 13B présente le résultat des simulations pour les 3 bassins sous la forme des concentrations dans la rivière. Les différentes couleurs correspondent aux différentes familles de modèles qui satisfont aux données auxquelles ils ont été confrontés (données observées). Les différences portent principalement sur le taux de dénitrification qui va de l'absence de dénitrification à des taux plus élevés. On caractérise ici le taux de dénitrification par une constante de temps (qui peut aller d'un an jusqu'à 100 ans) qui est le temps nécessaire pour que la dénitrification permette de diminuer de moitié la concentration initiale.

Les différentes familles de modèles reproduisent correctement les données observées durant la période 2000-2010, ainsi que les valeurs anciennes mesurées dans les années 75-85 (Ris). Les différentes familles de modèles donnent des valeurs très cohérentes pour la période simulée. Les combinaisons de paramètres et les taux de dénitrification ne jouent que peu sur les concentrations dans la rivière. Seul le modèle sans dénitrification montre des valeurs légèrement plus élevées que les modèles incluant une fonction de dénitrification. Sur les deux bassins versants de la Baie de Douarnenez (Ris et Kerharo), on observe une diminution progressive des concentrations, diminution qui tend à s'atténuer avec le temps. Sur le Douron, les concentrations restent constantes durant toute la période de simulation. Ces simulations donnent une idée de la dynamique globale des bassins versants. Elles montrent que, plus les concentrations ont été élevées durant le pic des années 90, plus la diminution observée dans la simulation est importante. En effet, plus le pic est élevé, plus il joue un rôle dans l'héritage. Comme ce pic est passé et que son effet s'estompe lentement avec le temps, il génère une dynamique de diminution. Dans le cas du Douron où les valeurs ont augmenté jusqu'aux valeurs actuelles, le maintien à un niveau constant génère une tendance également linéaire.



Figure 13B : Résultats de la simulation « à activités constantes » (Figure 13A). Du haut vers le bas : Ris, Kerharo, Douron. Les codes couleur correspondent à différentes familles de modèles avec des intensités de dénitrification différentes

3.1.2. Scénario « diminution progressive » Figures 14A et 14B

Dans le second scénario (Figure 14A), on a reproduit la tendance à la diminution des concentrations observée depuis les années 90. Les résultats des simulations sont présentés sur la figure 14B.



Figure 14A : Scénarios d'évolution "diminution progressive" à partir de 2010 des apports à la nappe modélisés. La masse de nitrate est exprimée en kg de nitrate par hectare et par an (soit 4,43 fois plus qu'en kg d'azote).

Dans cette simulation, on observe (Figure 14B) que la diminution de la charge azotée de la nappe qui se poursuit au-delà de 2010 se traduit également par une diminution des concentrations dans la rivière. La diminution pour le Ris est plus marquée que dans le scénario précédent, ce qui traduit l'effet cumulé de l'héritage dont le fardeau faiblit au cours du temps et la pression qui diminue également. On observe également cette diminution pour le Douron dont les concentrations restaient constantes dans le scénario précédent. Pour autant, les courbes ont une forme assez similaire avec une diminution relativement lente et qui tend à s'atténuer avec le temps.

Pour tenter une analogie, l'héritage de la pression azotée fonctionne un peu comme une pyramide des âges. La population actuelle est le résultat des processus (taux de natalité et de mortalité) passés comme le taux de mortalité masculine pendant la guerre et le babyboom d'après-guerre. Cet effet passé influe sur le présent mais au fur et à mesure qu'on s'éloigne de la période, l'influence se fait de moins en moins sentir. Dans la pyramide des âges, l'influence des processus à un temps donné sur le futur de la population est principalement liée au temps de renouvellement d'une génération (qui a fortement augmenté dans le temps en France dans la seconde moitié du XXème siècle) et à la durée de vie de celle-ci (qui a augmenté également). L'héritage de la pression passée sur les concentrations actuelles est également très variable car il résulte de la répartition entre les différents types d'écoulement et du fonctionnement de l'aquifère qui présente un ensemble de temps de résidence. Tout comme chaque nation présente une pyramide des âges spécifique mais avec des caractéristiques communes (influence de la guerre par exemple), les bassins versants ont des dynamiques différentes tout en partageant des caractéristiques globales communes.



Figure14B : Résultats de la simulation « Diminution progressive des intrants dans la nappe » (Figure14A). Du haut vers le bas : Ris, Kerharo, Douron Les codes couleur correspondent à différentes familles de modèles avec des intensités de dénitrification différentes

3.2. Quantification du temps de réaction des bassins versants

En termes d'évolution des quantités de nitrates exportées par la rivière dans le temps, la réponse des bassins versants est assez proche, on vient de le voir. Elle se traduit avec un certain amortissement de l'impulsion d'entrée, impulsion qui semble s'amortir au cours du temps. A partir des modélisations, on a cherché à caractériser la dynamique des bassins versants. L'idée a été de quantifier la rapidité avec laquelle une modification dans les apports en surface (donc les pratiques) se traduit au niveau de la rivière. Cette quantification a été réalisée pour une modification majeure **mais la dynamique est vraie quelle que soit l'ampleur de la modification**. Aussi, nous avons exprimé la réponse du bassin versant en pourcentage de la modification. Le principe est présenté sur la figure 15. Une variation de la pression azotée (variation en surface qui entraine une variation de la concentration dans l'eau qui s'infiltre vers la nappe (lixiviation de l'azote sous forme de nitrate). Cette variation de la concentration de l'eau d'infiltration vers la nappe.



Figure 15 : Principe de la quantification de l'impact d'une variation de la pression azotée. Cette variation correspond à la concentration de l'eau qui s'infiltre vers la nappe, laquelle variation peut suivre d'un à trois ans une variation des pratiques en surface.

La réponse des modèles à une modification est présentée dans la figure 16. Le principe est le suivant : si l'on modifie d'une quantité donnée les intrants (concentration en nitrate des eaux d'infiltration dans l'aquifère), on mesure quelle est la variation observée dans la rivière au cours du temps. Si l'on diminue les intrants de 10mg/L en moyenne dans l'eau d'infiltration, une diminution de 50% dans la rivière correspondra à une diminution de 5mg/L, 100% représentant l'atteinte d'un effet de même ampleur que la modification initiale. Les trois couleurs représentent les trois bassins versants, chaque courbe correspondant à l'un des modèles qui reproduisent les données mesurées.

Les courbes ont la même allure que celle observée sur les scénarios avec une diminution assez rapide au début qui s'amortit progressivement. Les deux bassins versants de Douarnenez (Ris et Kerharo) ont une réponse assez proche qui se répartit en deux groupes. Le Douron possède une réponse plus rapide qui est également répartie en deux groupes, le groupe le plus lent n'étant constitué que d'un petit nombre de modèles.



Figure 16 : Diminution de la concentration en rivière en fonction du temps à la suite d'une diminution de la concentration dans l'eau d'infiltration (exprimée en pourcentage par rapport à la diminution de la recharge). L'ensemble des modèles qui satisfont aux critères des variables observables sont représentés.

Sur la figure 17, on a gardé uniquement un modèle pour plus de lisibilité. On peut voir comment la modification sur les intrants (nitrates dans les eaux d'infiltration) se traduit dans la rivière. Au bout d'un an, entre 10 et 15% de la modification s'est traduite dans la rivière (1 à 1,5mg/L pour une modification de 10mg/L en entrée) selon les bassins versants. Après 5 ans, cette proportion atteint **30 à 45%, puis 40 à 75% au bout de 10 ans.** Notons que le temps zéro correspond à l'infiltration de l'eau de recharge dans la nappe et ne correspond donc pas exactement au temps de la modification d'application. Entre les applications et l'entrée dans la nappe, l'infiltration peut nécessiter une année voire quelques années pour une partie de l'eau. Ce temps de latence n'est pas inclus dans le modèle.

Cette dynamique peut se résumer à trois résultats majeurs, figure 18 :

- (1) Toute modification dans les intrants (azote lixivié ou fuites d'azote dans les eaux d'infiltration vers l'aquifère) se traduit très rapidement, en une à quelques années, par une modification des concentrations dans la rivière.
- (2) Cette modification n'est pas négligeable, en moins de 10 ans elle peut atteindre la moitié de la modification apportée sur les intrants (azote lixivié dans le sol qui parvient à la nappe).
- (3) A l'inverse, une partie de cette modification va nécessiter des temps longs, de 10 à 30 ans, pour se traduire dans la rivière. Une petite part de la modification apportée ne se traduira sans doute que sur du très long terme (entre 30 et 100 ans environ).







Figure 18 : Résumé des résultats principaux.

3.3 Conclusions

Dans le projet Moraqui, nous avons développé une approche de modélisation où, plutôt que de construire un modèle relativement figé, nous avons construit un cadre simple pour lequel nous avons pu explorer tout un ensemble large de paramètres géologiques et hydrologiques. Cette approche nous a permis de définir les caractéristiques (épaisseur, porosité, conductivité hydraulique, temps de résidence, répartition des 3 composantes d'écoulement) des bassins versants qui permettent de reproduire les débits et les concentrations dans la rivière observés.

L'approche de modélisation du projet Moraqui a permis d'investiguer le fonctionnement des bassins versants. Elle a permis d'identifier les caractéristiques de ces bassins et la manière dont les flux d'azote depuis la surface constituent un réservoir au sein de l'aquifère. Du fait des temps de résidence de l'eau, l'azote qui fuit vers la nappe s'y accumule et ne sort du bassin versant via la rivière que lentement. Un bilan montre que, sur la totalité de l'azote qui est parti vers la nappe entre 1955 et 2010, environ 15 à 40% est encore aujourd'hui stocké dans la nappe de l'aquifère tandis que 40 à 70% a été exporté par la rivière. La différence correspond à la part dénitrifiée dans le milieu souterrain (10 à 15%). La fonction de dénitrification dans le milieu souterrain reste assez lente et permet de faire disparaitre environ 20% des nitrates qui sont entrés dans la nappe en 15 ans.

Les modèles ont permis d'analyser le rôle de l'héritage passé des quantités d'azote apportées à la nappe. Lorsqu'on maintient les apports d'azote à la nappe constante (scénario de la figure 13) à partir de 2010, le Kerharo montre jusqu'en 2050, une décroissance progressive liée au fait qu'on s'éloigne progressivement des années 90 où les concentrations vers la nappe étaient particulièrement importantes. A l'inverse, pour le Douron où les valeurs des années 90 ont été moins élevées et se sont stabilisées, les tendances jusqu'en 2050 restent stables également. Dans l'évolution actuelle, le passé joue un certain rôle en fonction de la nature du réservoir souterrain et de l'évolution de la pression azotée tout au long de son histoire depuis les années 70.

Globalement, les 3 bassins versants étudiés possèdent des caractéristiques géologiques et hydrologiques relativement similaires ce qui leur donne un comportement assez proche. On distingue pourtant de légères différences. Le Douron réagit plus rapidement que les bassins de Douarnenez ce qui est cohérent avec le fait qu'il présente des temps de résidence moins élevés et la proportion d'eau jeunes la plus élevée (Tableau 1).

Nous avons pu quantifier l'effet dans le temps d'une diminution brutale des concentrations de l'eau qui alimente la nappe (recharge) sur les concentrations dans la rivière. Au bout d'une année, on observe dans la rivière une diminution de concentration qui correspond à 7 à 15% de celle de la pression, au bout de 5 ans, la diminution des concentrations dans la rivière est d'environ un quart à la moitié de celle appliquée à la recharge et elle est de la moitié aux deux-tiers de la diminution appliquée à la recharge au bout de 10 ans. Toute modification des pratiques se traduit donc en un à cinq ans dans la rivière pour une partie des efforts, l'autre partie se poursuivant de manière progressive durant les années suivantes.

Si le comportement des bassins versants est globalement assez proche, il est cependant nécessaire d'analyser d'une part les caractéristiques hydrologiques de chaque bassin et l'histoire de ses pratiques. Il est alors nécessaire d'actualiser cette compréhension avec les nouvelles données observées de pression des pratiques et donc des fuites vers la nappe afin de mieux préciser les modèles et les prédictions qu'ils sont en mesure de réaliser.

4. Communication et perspectives

Les échanges avec les structures d'animation (EPAB de la Baie de Douarnenez et Syndicat Mixte du Trégor) ont été nourris. Nous avons bénéficié de leur connaissance du milieu naturel. Les échanges nous ont également permis de nous poser « les bonnes questions », et de préciser les attentes qui ont été évoquées en introduction. Nous avons également bénéficié des suivis sur le terrain (concentrations et pratiques agricoles) réalisés par les structures de gestion. Ces derniers ont permis de positionner au mieux les points d'échantillonnage.

Une réunion publique de présentation du projet a été organisée le 13 février 2018 l'aprèsmidi à Morlaix et le soir en Baie de Douarnenez. Cette dernière a réuni une cinquantaine de personne et a eu un écho dans la presse régionale Ouest-France et Le télégramme.

https://www.ouest-france.fr/bretagne/kerlaz-29100/kerlaz-une-reunion-publique-sur-les-prelevements-d-eau-dans-le-bassin-duris-6211031

https://www.ouest-france.fr/bretagne/douarnenez-29100/pays-de-douarnenez-projet-moraqui-de-l-attention-la-tension-6224196 https://www.pressreader.com/france/le-telegramme-ouest-cornouaille/20190215/282175062382623

Une seconde réunion de bilan a été organisée à Douarnenez le 7 Février 2019 et le 11 mars 2019 à Morlaix.

Un second article a été consacré par Ouest-France au projet (02/06/2019) :

https://www.ouest-france.fr/environnement/environnement-en-finistere/entretien-algues-vertes-quand-la-pollution-vient-du-soussol-6378809

Les échanges ont été interrompus par la crise Covid bien que les travaux de modélisation se soient poursuivis.

Une réunion auprès de la Coordination régionale (MIRE, CRB, AELB, Creseb) a eu lieu à Rennes le 3 septembre 2020.

Deux réunions de restitution auprès des élus ont été organisées à Morlaix (7 novembre 2020) et à Douarnenez (29 janvier 2021).

Deux réunions de restitution auprès du grand public sont également prévues en 2021. Le projet Moraqui sera également présenté lors d'une journée de présentation de résultats scientifiques des projets financés dans le cadre du plan algues vertes, début juin 2021.

Valorisation :

Les travaux ont fait l'objet d'un article scientifique soumis dans la revue « Journal of Hydrology » en février 2021.

Le présent rapport constituera par ailleurs la base d'une communication en Français à destination des gestionnaires.

Perspectives

Les travaux réalisés dans le cadre du projet Moraqui ont également nourri la réflexion et les modèles utilisés par notre équipe. Les résultats nous semblent tout à fait intéressants tant d'un point de vue applicatif que d'un point de vue scientifique.

Nous serions donc tout à fait favorables à ce qu'une suite puisse être donnée au projet avec les objectifs suivants :

- Nous souhaiterions réaliser, avec l'appui des structures gestionnaires, un suivi détaillé des concentrations en gaz dissous dans la rivière, en particulier en hautes eaux, durant un cycle hydrologique. Cela permettrait de définir exactement la part des écoulements dans la rivière liés aux eaux souterraines.
- Nous sommes en attente de l'analyse des données SRISE qui viennent d'être publiées afin d'obtenir une idée des évolutions des pratiques et des pressions depuis 2010. Ces données pourraient alors être utilisées pour calculer, à travers le modèle TNT-2, les flux entrants (lixiviés) dans la période récente. Ces flux seraient alors injectés dans les modèles définis dans cette étude afin de pouvoir disposer de modélisations plus précises et plus solides.

Ces résultats seraient particulièrement importants pour définir les évolutions récentes et l'origine des stabilisations ou des augmentations des concentrations observées ces dernières années.