

Retours d'expérience autour du REH/RDD/APL

Retours d'expérience autour du REH/RDD/ APL

*Échantillonnage, interprétation, modélisation, accompagnement des agriculteurs et
PSE. Séminaire à Peyresq du 31 mai au 3 juin 2022.*

CHRISTOPHE VANDENBERGHE ET MARION DELESALLE

PRESSES UNIVERSITAIRES DE LIÈGE (AGRONOMIE-GEMBLoux) & ULIÈGE LIBRARY
GEMBLoux



Retours d'expérience autour du REH/RDD/APL de Christophe Vandenberghe et Marion Delesalle est sous une licence Licence Creative Commons Attribution 4.0 International, sauf indication contraire.

Cette œuvre est sous licence *Creative Commons*. Vous êtes libre de reproduire, de modifier, de distribuer et de communiquer cette création au public à la condition de citer le nom de l'auteur original de la manière indiquée par l'auteur de l'œuvre ou le titulaire des droits qui vous confère cette autorisation (mais pas d'une manière qui suggérerait qu'ils vous soutiennent ou approuvent votre utilisation de l'œuvre).

Rien dans cette licence ne diminue ou ne restreint le droit moral de l'auteur.

Presses agronomiques de Gembloux, 2022 – ISBN : 978-2-87016-180-7 (D/2022/1665/180)

ULiège Library, 2022 – ISBN : 978-2-87019-310-5 (web), 978-2-87019-311-2 (pdf), 978-2-87019-312-9 (ePub). Vous pouvez retrouver les illustrations en couleurs dans ces versions.

Cette version a été mise en ligne sur e-publish.uliege.be le 21 décembre 2022 (https://e-publish.uliege.be/APL_REH_RDD/)

Ce livre a été créé avec Pressbooks (<https://pressbooks.com>) et converti par Prince.

Table des matières

Introduction	1
Christophe Vandenberghe et Marion Delesalle	
Remerciements	3
Chapitre 1. Échantillonnage et analyse	
Prélèvement et mesure de REH : retour d'expérience du LDAR, freins et difficultés	7
Caroline Le Roux; Fiona Obriot; et François Servain	
Étude de la variabilité intra-parcellaire de l'azote nitrique et implications en matière d'échantillonnage	20
Gilles Colinet; Kevin Lefébure; et Christophe Vandenberghe	
Évaluation de l'effet de l'APL sur la qualité de l'eau par l'analyse de profils de nitrate en zone non saturée à grande profondeur	41
Richard Lambert; Sébastien Petit; et Marnik Vanclooster	
Synthèse des échanges sur la thématique	57
Chapitre 2. REH/RDD/APL et observatoires de la qualité de l'eau	
Le lysimètre, un outil d'évaluation de l'APL en tant qu'indicateur environnemental	61
Christophe Vandenberghe; Florent Bachelart; Gilles Colinet; et Kevin Lefébure	
Estimation d'un REH équivalent en système drainé et prédiction de la concentration en nitrate dans les eaux de drainage agricole	72
Samy Chelil; Hocine Henine; Pauline Dodinet; Cédric Chaumont; et Julien Tournebize	
L'APL, un outil d'encadrement et d'évaluation de la pression agricole pour restaurer la qualité de l'eau du bassin versant d'Arquennes	95
Kevin Lefébure; Florent Bachelart; Gilles Colinet; et Christophe Vandenberghe	
Synthèse des échanges sur la thématique	111

Chapitre 3. REH/RDD/APL et modélisation

Vers l'utilisation de l'APL pour quantifier les pertes d'azote au champ Nicolas Beaudoin	115
De la mesure du reliquat à l'estimation de la lixiviation du nitrate sous les parcelles agricoles dans les baies « algues vertes » de Bretagne Virginie Parnaudeau et Anne Guézengar	138
Détermination d'une date de début de drainage avec un outil de modélisation : exemple d'utilisation de Syst'N dans les Hauts-de- France Jean-Christophe Mouny	164
Synthèse des échanges sur la thématique	185

Chapitre 4. Traitement des données et résultats

Retour d'expérience sur la mise en œuvre d'une action collective de gestion de l'azote s'appuyant sur la mesure du REH dans les BAC de l'Aisne : la méthode AZUR Julien Gaillard	189
Évaluer les pressions azotées sur quatre bassins d'alimentation de captage dans le nord de la Nièvre par des mesures de REH : comment passer des constats à l'action ? Lison Delsalle	211
Le référentiel APL en Wallonie Marc De Toffoli; Christophe Vandenberghe; et Richard Lambert	228
L'exemple breton d'un réseau de mesure de REH utilisé comme outil et indicateur pour diminuer les fuites de nitrate Daniel Hanocq et Anne Guézengar	239
Retour sur sept années de suivi du REH dans la région de Compiègne Vincent Perrin	255
Synthèse des échanges sur la thématique	269

Chapitre 5. Accompagnement des agriculteurs autour du REH/RDD/APL

L'APL wallon, un outil de contrôle et d'encadrement Dimitri Wouez	273
----------------------------------------------------------------------	-----

Définition d'un objectif de RDD sur une aire d'alimentation de captage d'eau potable à l'aide de Co-click'eau : illustration sur le bassin de l'Arnoult	283
Rémy Ballot; Maïder Barreix; Claire Bernardin; et Sophie Goineau	
Le REH, un outil pour observer les résultats de potentiel de lessivage des champs cultivés et construire pas à pas des territoires produisant de l'eau « propre »	305
Raymond Reau; Sarah Cohen; Claudine Ferrané; Laurette Paravano; et Lorène Prost	
Le REH au service de la transition agroécologique vers des pratiques productrices d'une eau de qualité vis-à-vis du nitrate	324
Marine Gratecap	
Synthèse des échanges sur la thématique	347
Chapitre 6. REH et paiement pour services environnementaux	
Mobilisation de l'indicateur RDD dans des dispositifs de paiement pour services environnementaux sur les aires d'alimentation de captage dans la Nièvre et l'Ille-Et-Vilaine	351
Mathilde Bonifazi; Pauline Rozec; Antoine Langumier; Lison Delsalle; et Olivier Chauvière	
Le REH comme objectif de résultat pour améliorer la qualité de l'eau de Paris	368
Florine Nataf	
Synthèse des échanges sur la thématique	381
Chapitre 7. Analyse et synthèse	
Analyse transversale des usages du RDD dans des dispositifs territoriaux visant la reconquête de la qualité de l'eau	385
Marion Delesalle et Virginie Parnaudeau	
Synthèse des retours d'expérience autour du REH/RDD/APL	411
Réflexions des participants sur la plus-value du séminaire	416

Introduction

CHRISTOPHE VANDENBERGHE ET MARION DELESALLE

En 1991, l'Europe a édicté la Directive Nitrates afin de mieux préserver les eaux des contaminations azotées d'origine agricole. Cette directive reposant principalement sur des objectifs de moyens (tels que des périodes d'interdiction d'épandage, un plafonnement de la fertilisation 'organique' à 170 kg N.ha⁻¹ ...) a été transposée et régulièrement révisée dans la législation de chaque État membre.

Début des années 2000, la mesure du reliquat d'azote minéral dans le sol en automne (début de période de lixiviation) nommée REH (reliquat entrée hiver) ou RDD (reliquat début drainage) en France et APL (azote potentiellement lessivable) en Belgique a retenu l'attention de plusieurs instituts de recherche pour sa qualité d'indicateur agronomique (les systèmes de culture conditionnant le reliquat azoté en entrée d'hiver) et environnemental (le reliquat azoté conditionnant la quantité de nitrate lixivié).

Depuis une dizaine d'années, des initiatives sont prises localement par des instituts de recherche, des organismes de conseils aux agriculteurs et des producteurs d'eau pour utiliser les résultats de ces analyses afin de sensibiliser les agriculteurs aux risques liés aux pertes par lixiviation et de leur proposer un accompagnement (individuel et/ou collectif) orienté dans certains cas vers une logique d'objectifs de résultats à atteindre.

Le RMT Bouclage (Recyclage, Fertilisation, Impacts Environnementaux)¹ dont une de ses missions est d'animer des synergies entre ses membres et de contribuer à la diffusion des connaissances acquises, a inscrit dans son plan stratégique 2020-2024 une capitalisation et diffusion des expertises acquises sur cette thématique.

Dans ce cadre, animés par Gembloux Agro-Bio Tech (ULiège) et Agro-Transfert Ressources et Territoires (membres du RMT), ces travaux ont eu pour objet de co-rédiger cet ouvrage qui décrit des expériences marquantes sur les thématiques suivantes :

- échantillonnage de sol,
- APL/REH/RDD et observatoires de la qualité de l'eau,
- APL/REH/RDD et modélisation,
- traitement des données et interprétation,
- accompagnement des agriculteurs,
- paiement pour des services environnementaux.

Cette co-construction a été menée essentiellement lors d'un séminaire de quatre jours (du 31 mai au 3 juin 2022) organisé à Peyresq, séminaire au cours duquel plus d'une vingtaine de scientifiques, animateurs de bassin, conseillers agricoles, responsables de laboratoire d'analyses ont partagé leurs expériences, perpétuant ainsi l'esprit de Peiresc (1580-1637)².

1. Réseau Mixte Technologique <http://www.rmt-fertilisationetenvironnement.org>

2. Cheny A.-M., 2010. Humanisme, esprit scientifique et études byzantines : la bibliothèque de Nicolas Claude Fabri de Peiresc. Presses Universitaires de France, 249, 689-709. <https://www.cairn.info/revue-dix-septieme-siecle-2010-4-page-689.htm>

Le mot d'ordre : se déconnecter pour mieux se connecter. Ce séminaire a ainsi permis à chacun de présenter dans cet ouvrage, son expérience de façon plus aboutie.

Ce recueil est finalisé par :

- une lecture transversale des usages du RDD/REH/APL ;
- une synthèse sur les usages et contraintes du RDD/REH/APL co-signé par tous les participants au séminaire ;
- un « cercle de parole » sur les apports du séminaire.

About the Authors

Christophe Vandenberghe
GEMBLOUX AGRO-BIO TECH (ULIÈGE)

Marion Delesalle
AGRO-TRANSFERT RESSOURCES ET TERRITOIRES

Remerciements

Le séminaire a pu être organisé à Peyresq grâce au soutien financier :

- du Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté Alimentaire (Direction générale de la performance économique et environnementale des entreprises),
- du CASDAR¹ via le Réseau Mixte Technologique BOUCLAGE (Recyclage, Fertilisation, Impacts environnementaux),
- de l'Office français de la biodiversité

La publication de cet ouvrage a bénéficié du support de :

- Agence de l'Eau Seine-Normandie
- Société Publique de Gestion de l'Eau (Belgique)

Nous remercions Mathilde Heurtaux pour son appui à l'organisation du séminaire et la publication de cet ouvrage.

Pour leur accueil à Peyresq, nos remerciements vont également à Sylviane, Thierry, Monique et Jacques qui ont largement contribué à la qualité de nos échanges.

1. Compte d'Affectation Spécial au Développement Agricole et Rural

CHAPITRE 1. ÉCHANTILLONNAGE ET ANALYSE

Prélèvement et mesure de REH : retour d'expérience du LDAR, freins et difficultés

CAROLINE LE ROUX; FIONA OBRIOT; ET FRANÇOIS SERVAIN

Résumé

Le Laboratoire Départemental d'Analyses et de Recherche de l'Aisne (LDAR) est impliqué depuis de nombreuses années dans la réalisation des analyses de reliquat d'azote minéral. Historiquement, ces analyses sont massivement réalisées en sortie d'hiver (entre janvier et mars) et utilisées par les agriculteurs dans la gestion de la fertilisation azotée de leurs cultures. Les laboratoires tels que le LDAR ont donc mis en place, avec leurs clients et partenaires, des dispositions pour gérer ces campagnes de mesures depuis le prélèvement jusqu'au rendu du conseil de fertilisation.

Depuis une dizaine d'année, le nombre des demandes d'analyses en entrée-hiver ou début drainage a augmenté. Elles sont réalisées dans un cadre réglementaire pour le suivi des teneurs en nitrate sur des bassins d'alimentation de captage ou sur des parcelles situées dans des zones d'actions renforcées, par exemple. Pour faire face à la généralisation des mesures de reliquat en entrée d'hiver (REH), il est indispensable pour tous les acteurs de mettre en place une organisation performante.

Pour organiser les campagnes en entrée-hiver, il est important de bien planifier les opérations et communiquer sur le dispositif avec tous les acteurs de la filière. Le point essentiel est de disposer d'un réseau de préleveurs réactifs afin de réaliser les prélèvements avant le début du drainage sur une période où certains d'entre eux peuvent être mobilisés par d'autres activités saisonnières.

Les dispositions concernant les méthodes de prélèvements sont normalisées (NF X31-115) et identiques à celles qui s'appliquent pour les mesures réalisées en sortie d'hiver. La variabilité intra-parcellaire de ces prélèvements a été évaluée sur un réseau de parcelles et présente des écarts-types faibles ($6 \text{ kg N}_{\text{min}} \cdot \text{ha}^{-1}$ en moyenne).

Les échantillons sont transférés au laboratoire dans le respect de la chaîne du froid où ils sont enregistrés dans le système informatique du LDAR. Sur chaque échantillon, une mesure de l'humidité est réalisée (NF ISO 11465) et les teneurs en azote minéral (nitrique et ammoniacal) déterminées par colorimétrie après extraction des formes minérales de l'azote dans une solution de chlorure de potassium (NF ISO 14256-2).

Afin d'assurer la fiabilité des analyses, le LDAR insère dans les séries de nombreux échantillons de contrôle et participe à des campagnes d'inter-comparaisons organisées par le BIPEA. Les écarts-types de mesures réalisées par l'ensemble des laboratoires participants au circuit d'inter-comparaison sur sol frais sont de l'ordre de 9 % de la moyenne des teneurs en azote minéral.

D'un point de vue analytique, la fiabilité de la méthode repose sur la représentativité des échantillons, sur le respect de la chaîne du froid, sur une bonne traçabilité des échantillons et sur le contrôle rigoureux des conditions d'analyse.

Introduction

Depuis la mise en place de la méthode du bilan dans les années 70, l'INRA de Laon et la Station Agronomique de l'Aisne (devenue le LDAR, Laboratoire Départemental d'Analyses et de Recherche de l'Aisne) ont contribué à l'essor des analyses de reliquat en sortie d'hiver (RSH) avec pour objectif d'établir un conseil de fumure azotée pour les agriculteurs. À partir du milieu des années 80, la Station Agronomique puis le LDAR ont assuré l'organisation de campagnes de mesures afin de répondre aux attentes des filières agricoles et permettre une meilleure gestion des apports d'azote (limitation des pertes, optimisation des rendements, de la qualité des produits, gains économiques...).

En marge de ces campagnes, des analyses d'azote minéral ont été réalisées sur d'autres périodes de l'année dans le cadre d'expérimentations ou de suivis sur des réseaux (mesures en cours de culture, post-récolte, entrée-hiver, sortie-hiver). Ces mesures ont permis d'acquérir des références. Une meilleure connaissance de la dynamique de l'azote dans les sols permet une gestion plus efficace à l'échelle de la rotation afin de limiter les pertes. En effet, les quantités d'azote minéral présentes dans le sol à la récolte ou en entrée-hiver (REH) ne sont pas intégralement utilisables par les cultures marchandes ; elles peuvent être perdues vers le milieu naturel, notamment par lixiviation. La limitation des pertes est un objectif à la fois technico-économique et environnemental.

Organisation actuelle des campagnes de prélèvements

Actuellement, la majeure partie des mesures de reliquat d'azote minéral en France est concentrée sur les deux premiers mois de l'année. L'objectif principal de cette campagne d'analyses est de délivrer un conseil de fumure azotée à partir de la méthode du bilan.

Depuis quelques années, les mesures de REH sur des bassins d'alimentation de captage se sont généralisées. Le LDAR est impliqué dans plusieurs projets tels que le suivi des REH et RSH dans le cadre de la mesure AZUR mise en place par la Chambre d'Agriculture de l'Aisne et ses partenaires (Gaillard, 2022). Depuis la parution (novembre 2018) du 6^{ème} programme d'actions de la Directive Nitrates en Hauts de France, le laboratoire est aussi mis à contribution pour des mesures de REH, rendues obligatoires dans les zones d'actions renforcées (ZAR). Par ailleurs, des suivis sont réalisés pour estimer les risques de perte d'azote durant l'hiver afin, en particulier, d'informer les agriculteurs et de les motiver à mieux gérer leurs intercultures. Le nombre des analyses réalisées en entrée d'hiver est ainsi en croissance lente mais régulière. À titre d'illustration, au LDAR, seules 3 % des analyses de reliquat sont réalisées chaque année entre les mois d'octobre et décembre.

La typologie des clients demandeurs de reliquat post-récolte ou REH est différente de celle des demandeurs de la majeure partie des analyses de RSH. Les principaux demandeurs d'analyses pour des mesures de REH sont les suivants :

- des Chambres d'agriculture ou collectivités (mairie, syndicats des eaux...) dans le cadre de suivi sur des bassins d'alimentation de captage,
- des gestionnaires d'eau dans le cadre d'opération de reconquête de la qualité de l'eau,
- des agriculteurs situés dans des ZAR et qui ont des obligations réglementaires de mesures de REH,

- des instituts techniques, organismes de recherche ou de conseil en vue d'acquérir des données sur la dynamique de l'azote dans les sols.

Les demandes émanant des collectivités sont régies par le code des marchés publics. À ce titre, la gestion administrative des dossiers est parfois complexe.

Les laboratoires d'analyses sont un maillon essentiel dans la chaîne. Il est indispensable de mettre en place la logistique appropriée pour gérer les échantillons depuis leur prélèvement jusqu'au rendu des résultats. La figure 1 décrit le schéma de fonctionnement actuellement en place au LDAR.

La phase de préparation en amont de la campagne d'échantillonnage est importante, elle permet de planifier et d'organiser le travail pour tous les acteurs (du prélèvement jusqu'au rendu des résultats et la facturation). Ce temps de préparation est très variable et dépendant de la complexité des demandes et notamment du souhait ou non du client de gérer le prélèvement lui-même.

Pour bien planifier les prélèvements, il est nécessaire dès la fin de l'été de connaître les parcelles qui doivent en faire l'objet (identification des demandeurs, types de sol, localisation GPS des parcelles). En fonction de la localisation des parcelles, il faut solliciter un préleveur capable d'intervenir sur la zone et s'assurer que la prestation pourra être réalisée dans le temps imparti.

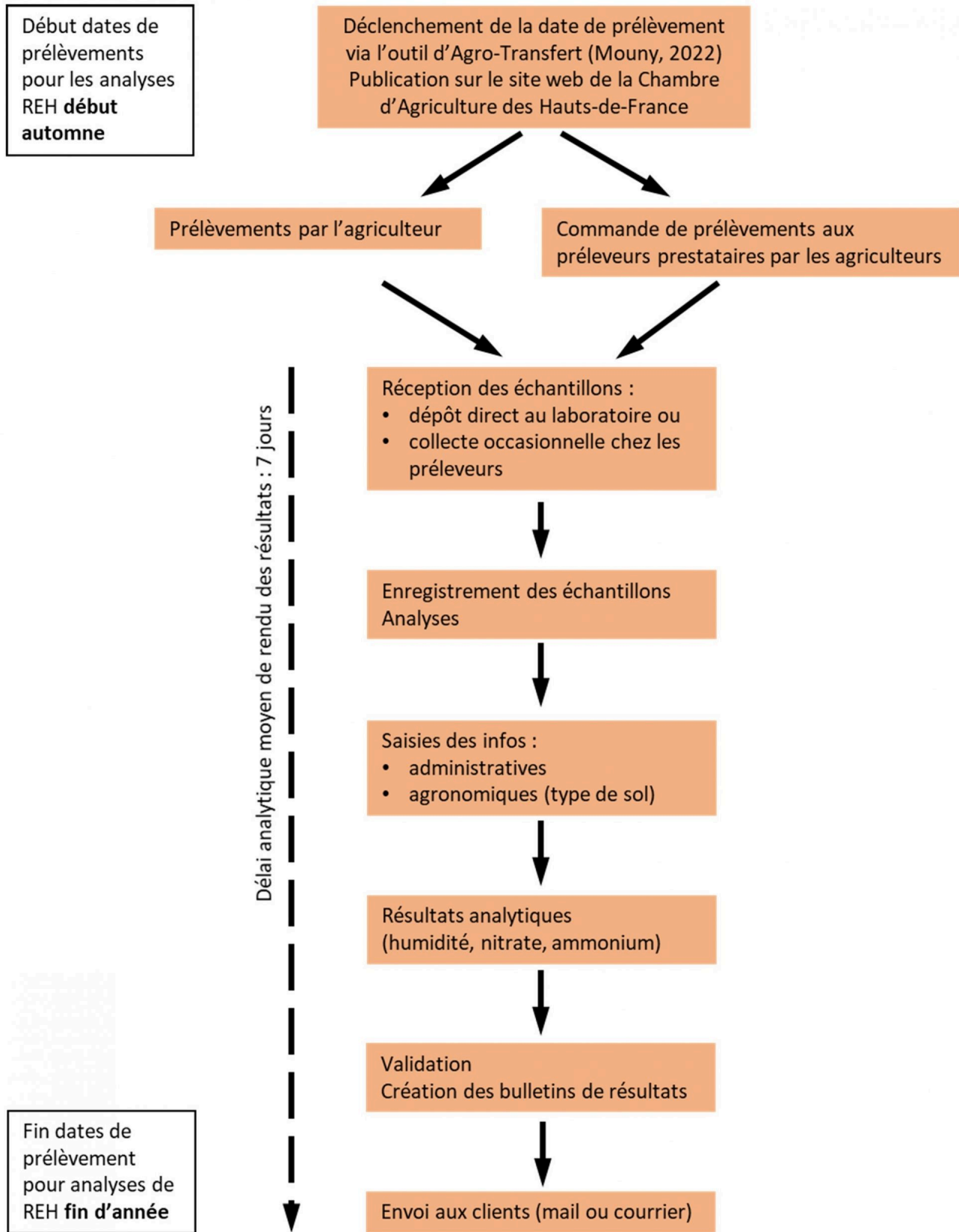


Figure 1. Schéma organisationnel actuel de la campagne de mesures REH au LDAR.

Réalisation des prélèvements

Les activités de prélèvement de terre sont très saisonnières. Dans la majeure partie des cas, elles sont réalisées par des prestataires sous-traitants du laboratoire qui peuvent être spécialisés, mais le plus souvent ce sont des exploitations agricoles ou des entreprises de travaux agricoles. Ainsi, la période automnale est très chargée pour ces acteurs déjà occupés par d'autres travaux dans les champs (chantier d'arrachage de betteraves, de récolte de maïs, de semis...).

Dans certaines situations et pour diverses raisons (disponibilité des préleveurs, coûts...), les agriculteurs choisissent de réaliser les prélèvements eux-mêmes sur leurs parcelles.

En entrée d'hiver, les prélèvements sont déclenchés au cas par cas en fonction du remplissage de la réserve utile. À cette fin, Agro-Transfert Ressources et Territoires réalise des modélisations du remplissage de la réserve utile sur les territoires des Hauts de France en fonction du type de sol et de la pluviométrie (Mouny, 2022). Ces prévisions sont mises en ligne sur le site web de la Chambre d'Agriculture des Hauts de France. Celles-ci ne sont pas toujours simples à comprendre pour les agriculteurs de façon isolée et la « fenêtre de tir » peut se révéler assez courte et difficile à anticiper puisqu'elle est dépendante de la pluviométrie.

Pour d'autres secteurs, les dates de prélèvements peuvent être :

- fixes et précisées dans les cahiers des charges des clients ;
- déterminées à dire d'experts ou
- calculées à partir de modèles simplifiés permettant d'estimer le remplissage de la réserve utile.

Dans le cadre des mesures de REH, les règles générales de réalisation des prélèvements destinés au dosage de l'azote minéral s'appliquent conformément à la norme NF X 31-115. Ainsi, ils doivent être réalisés sur une zone homogène représentative de la parcelle, présentant une même texture et un même historique culturelle récent, en particulier un même précédent culturel. Il est impératif d'éviter toutes les zones anormales telles que les fourrières, les bordures du champ, les mouillères ainsi que les aires de stockage de produits organiques.

Deux techniques peuvent être utilisées :

- le prélèvement localisé qui s'effectue sur un cercle de 60 mètres de diamètre au maximum, dans lequel les prélèvements de terre sont effectués. Cette zone doit être la plus représentative possible de la parcelle ou
- le prélèvement sur une diagonale qui permet un lissage des variations de la parcelle, mais cette technique ne doit pas être utilisée sur l'ensemble d'une parcelle hétérogène. Dans ces conditions elle risque de masquer la réalité du terrain (variabilité de la texture de la terre selon les zones, par exemple).

Un prélèvement effectué dans une zone homogène représentative de la parcelle regroupe au minimum 10 sondages élémentaires. Un échantillon réalisé à partir de 15 sondages élémentaires assure une meilleure représentativité de l'analyse, notamment après un précédent dit riche (pomme de terre, légumineuses, légumes de plein champ...) ou après tout apport de produit organique.

Quand la nature du sol le permet (c'est-à-dire en l'absence d'obstacle au prélèvement), le prélèvement est réalisé par couche de 30 cm sur une profondeur totale de 90 cm. L'intérêt de ces mesures sur plusieurs couches est de connaître la répartition de l'azote dans le sol. Cette information est indispensable afin de pouvoir estimer les transferts en profondeur et modéliser les pertes potentielles de nitrate.

Le carottage peut être réalisé :

- mécaniquement avec un matériel de prélèvement généralement installé sur un quad ;
- manuellement avec une sonde tubulaire de 25 mm de diamètre et de 1,20 m de hauteur ;
- manuellement avec une tarière hélicoïdale de même hauteur dans les sols caillouteux.

Comme pour le prélèvement des échantillons de RSH, on veille à éviter les retombées de terre dans le trou, ainsi que la pollution des carottes plus profondes et tout mélange de couche, surtout en cas d'utilisation d'une sonde hélicoïdale.

L'échantillon composé de l'ensemble des prélèvements élémentaires est placé dans un sac plastique. Celui-ci doit être fermé pour éviter toute perte d'humidité. Un sac neuf est utilisé pour éviter les risques de contamination et de préférence transparent pour apprécier le type de sol, estimer sa densité et vérifier l'ordre des couches. Chaque sac contenant l'échantillon est référencé en respectant les demandes et habitudes du laboratoire destinataire des échantillons.

En moyenne, 20 à 30 minutes par parcelle sont nécessaires pour un prélèvement mécanisé, sans compter les temps de déplacement. Dans un souci de rentabilité et pour un fonctionnement optimal, un préleveur peut assurer les prélèvements pour une vingtaine de parcelles au cours d'une journée.

Les échantillons sont conservés à une température inférieure à 4 °C et acheminés vers le laboratoire le jour même ou le lendemain de leur prélèvement. Si ce n'est pas le cas, ils sont congelés dès leur prélèvement et transférés congelés au laboratoire. Enfin, les échantillons ne sont jamais laissés à proximité d'une source de chaleur ou au soleil à l'intérieur d'un véhicule.

Afin de mesurer la variabilité intra-parcellaire des quantités d'azote minéral, des mesures de reliquat ont été réalisées sur un réseau de 30 parcelles situées en Picardie et Champagne-Ardenne sur des types de sol variés. Dans chacune des parcelles, trois zones de prélèvement ont été identifiées et échantillonnées. Les situations étant très variées, les quantités d'azote minéral mesurées dans le sol s'évaluaient de 7 à 136 kg N.ha⁻¹ sur 3 horizons de 30 cm, soit une profondeur de 90 cm (figure 2).

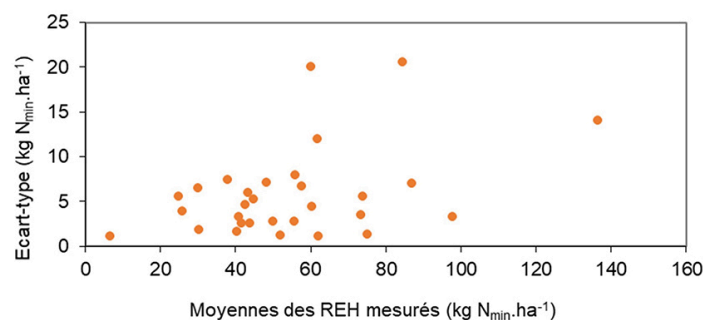


Figure 2. Dispersion des reliquats mesurés sur un réseau de 30 parcelles.

La variabilité représentée par la figure 3 s'est avérée faible avec un écart-type moyen de l'ordre de 6 kg N_{min}.ha⁻¹ et une majorité des mesures (90 %) présentant un écart-type inférieur à 12 kg N_{min}.ha⁻¹ pour un maximum de 21 kg N_{min}.ha⁻¹.

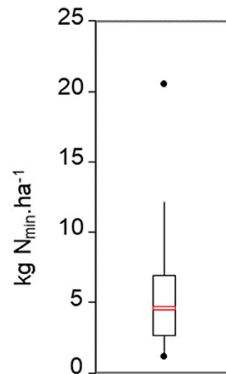


Figure 3. Distribution des écarts-types d'un réseau parcellaire de 30 parcelles.

Enregistrement des échantillons et réalisation des analyses

Au laboratoire, la chaîne du froid est respectée. Les échantillons sont enregistrés rapidement afin d'assurer une bonne traçabilité et le traitement informatique des données. Pour cela, une identification claire de l'échantillon est nécessaire (propriétaire, nom de parcelles, profondeur des horizons prélevés...) et chaque échantillon est accompagné d'une demande d'analyse.

La mesure du reliquat d'azote consiste à analyser les teneurs en azote minéral (nitrique et ammoniacal) d'échantillons de terre. Les mesures sont réalisées par colorimétrie après extraction des formes minérales de l'azote dans une solution de chlorure de potassium.

En parallèle, une mesure d'humidité est réalisée. Couplée avec la prise en compte de la densité apparente de chaque couche du sol et de la charge en cailloux, elle permet de calculer des quantités d'azote par hectare.

Ces analyses sont effectuées selon les normes en vigueur :

- NF ISO 11465 pour la détermination de la teneur pondérale en eau : détermination de l'humidité après séchage à 105 °C pendant 24 h
- NF ISO 14256-2 pour les déterminations du nitrate et de l'ammonium : mise en solution dans du KCl puis dosage par colorimétrie en flux continu. Les résultats des teneurs en nitrate et ammonium sont exprimés en mg.kg⁻¹ de terre sèche.

Les différentes phases analytiques se succèdent rapidement afin d'éviter le réchauffement des échantillons qui serait préjudiciable à la qualité des résultats. La phase de préparation et de sous-échantillonnage est très importante et doit être réalisée avec soin afin de prélever une aliquote représentative de l'échantillon reçu. Pour cela, l'intégralité de l'échantillon reçu est tamisée.

Les laboratoires qui réalisent des analyses de reliquat sont agréés par le ministère de l'Agriculture. Les agréments sont délivrés annuellement aux laboratoires qui participent avec succès au circuit d'inter-comparaison du « Circuit 15 » organisé par le BIPEA (Bureau Interprofessionnel d'Études Analytiques) et qui démontrent ainsi leur aptitude à rendre des résultats satisfaisants. L'étude des résultats rendus par les laboratoires agréés dans le cadre de ce circuit montre une dispersion relativement réduite. La figure 4 représente les écarts-types observés pour chacun des échantillons analysés durant les campagnes 2019/2020 et 2020/2021 (10 échantillons par campagne). Dans la plupart des situations les valeurs des écarts-types sont de l'ordre de 5 % de la moyenne des teneurs en azote minéral (nitrate et ammonium) ce qui atteste d'une bonne reproductibilité inter-laboratoire des analyses.

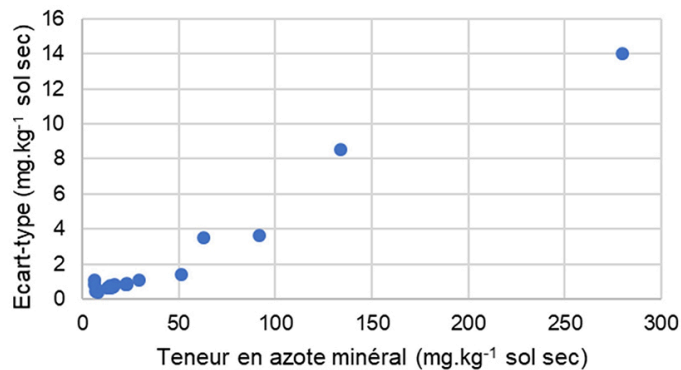


Figure 4. Circuit 15 (sol sec) du BIPEA, campagnes 2019/2020 et 2020/2021, teneurs en azote minéral et écarts-types.

Par ailleurs, dans le cadre du « Circuit 15A », le BIPEA organise deux fois par an des inter-comparaisons sur sol frais (figure 5). Ce circuit présente des écarts-types un peu plus élevés, de l'ordre de 9 % de la moyenne des teneurs en azote minéral. Dans le cadre du circuit 15, les échantillons secs sont stables et n'évoluent pas. Dans le cadre du circuit 15A, malgré les précautions mises en œuvre, les échantillons humides peuvent évoluer (minéralisation des formes organiques de l'azote) durant le transport entre les locaux du BIPEA et les laboratoires qui sont répartis sur le territoire français, voire à l'étranger.

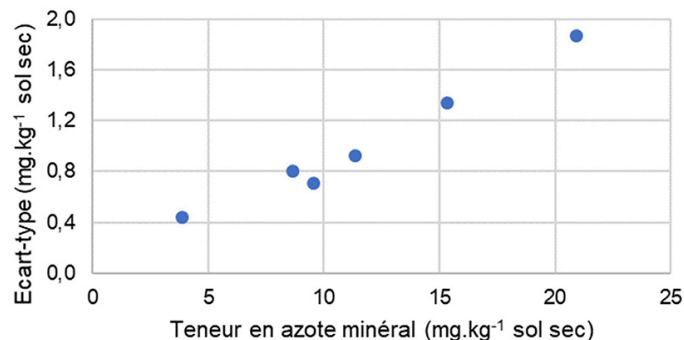


Figure 5. Circuit 15A (sol frais) du BIPEA, campagnes 2019/2020, 2020/2021 et 2021/2022, teneurs en azote minéral et écarts-types.

Pour la plupart des laboratoires et pour le LDAR en particulier, l'organisation d'une campagne de mesure en automne ne présente pas de problème particulier. Le matériel et le savoir-faire sont disponibles. Les capacités journalières d'analyse peuvent donc très rapidement être comparables à celles de la campagne de fin d'hiver (RSH). Un laboratoire tel que le LDAR est équipé pour pouvoir analyser plus de 1500 échantillons par jour.

Rendu des résultats

Les résultats d'analyses sont exprimés en mg.L^{-1} puis en mg.kg^{-1} de terre sèche (figure 6) grâce à la mesure de l'humidité réalisée sur les échantillons.

Pour être exploitable, il est nécessaire d'exprimer ces résultats en $\text{kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$. Pour cette raison, le type de sol est une donnée indispensable. En effet, des densités apparentes ont été définies pour les principaux types de sol que ce soit pour la couche de surface ou les couches plus profondes. La charge en cailloux est aussi intégrée dans le calcul du reliquat, le plus souvent, il s'agit d'une valeur moyenne par défaut affectée au type de sol. Cependant, dans le cas de données précises sur une parcelle, il est possible d'intégrer une charge en cailloux différenciée selon les couches.

Pôle du Griffon - 180 rue Pierre-Gilles de Gennes
Barenton-Bugny - 02007 LAON Cedex
Tél +33(0) 3 23 24 06 00

Pour tout renseignement concernant ce bulletin, contactez
notre assistance technique par mail azote.ldar@aisne.fr ou
par téléphone au 03.23.24.06.28

Intermédiaire

Code client LDAR :

Code client LDAR :

L'échantillon

Nom de parcelle **LA FOLIE DOUCE**

Nos références **A_RE17.13351-0**

Commune : LAON (02)

Nom préleveur :

Surface (ha) : 12.65

Prélevé le : 15/12/2016

Arrivé le : 20/02/2017

Edité le : 09/05/2022

Coordonnées :

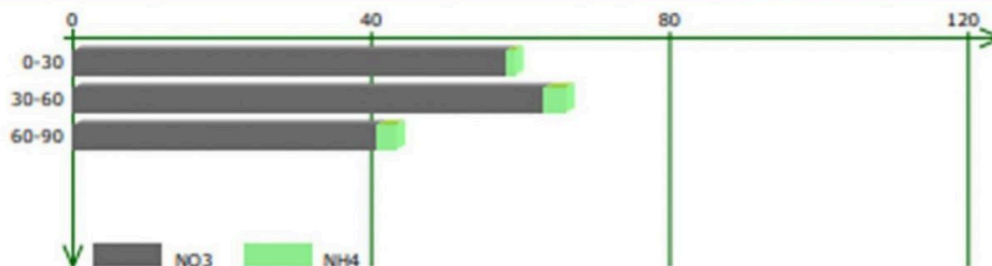
Interprétation demandée : Non

Système :

Synthèse Type de sol : Limon argileux profond

Résultats d'analyses et profil d'azote minéral du sol

Référence	Horizon en cm	Densité apparente	Charge en cailloux en %	Eau en g/100 g de terre fine sèche	Résultats en mg N/kg de terre fine sèche			Profil d'azote en kg N/ha		
					N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N minéral	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N minéral
35163	0 - 30	1.40	0	23.9	0.3	13.8	14.1	1.1	58.1	59.2
35164	30 - 60	1.50	0	22.2	0.6	14.1	14.7	2.9	63.2	66.1
35165	60 - 90	1.50	0	20.6	0.6	9.1	9.7	2.6	40.8	43.4
TOTAL								6.6	162.1	168.7
Reliquat utilisable sur										cm



Azofert est un outil d'aide à la décision qui fournit des doses prévisionnelles. Ces doses dépendent fortement de la représentativité des prélèvements et de la précision des renseignements fournis par le client.

Conformément à la loi Informatique et Libertés du 6 janvier 1978, vous disposez d'un droit d'accès et de rectification aux données vous concernant.

Figure 6. Modèle de bulletin de résultats pour les REH.

Conclusions et recommandations pour l'organisation de mesures de REH

Les expériences conduites par différents acteurs sont le reflet d'une prise de conscience de l'intérêt des analyses de reliquat sur la période automnale. Pour faire face à une augmentation de ces pratiques, il est nécessaire de mettre en place une organisation et une logistique adaptées pour établir un service performant et répondre aux attentes des différents acteurs.

Si les mesures de REH devaient se généraliser, le point clé de l'organisation des campagnes serait la définition précoce des dates d'intervention. Elle conditionnera la planification des prélèvements et des analyses et par conséquent les éventuels recrutements de saisonniers qui seront chargés de ces prestations. Des périodes d'intervention définies trop tardivement seront bien sûr un obstacle à des campagnes généralisées et fluides. Pour cela, il faudra disposer d'un outil prédictif pour assurer un délai compatible avec la commande des prélèvements et des analyses, facilement utilisable par les agriculteurs ou les préleveurs, ergonomique et nécessitant des saisies minimales (type de sol, secteur géographique par exemple).

Il est également important, pour l'appropriation des REH, de disposer d'un réseau de préleveurs performants car ils sont le premier contact sur le terrain. Les structures qui assurent le prélèvement des échantillons actuellement devront se prononcer quant à leur capacité à intervenir en automne. Certaines seront sans doute amenées à privilégier d'autres types d'activités. Par opposition, la capacité des laboratoires à traiter des échantillons en automne est sans doute moins impactée par d'autres activités. Les laboratoires pourront assurer des rythmes d'analyses comparables à ceux de la fin d'hiver.

De même, il est indispensable de concevoir collectivement un mode de fonctionnement conforme aux attentes et aux possibilités de l'ensemble des filières. D'un point de vue général, elles sont largement engagées dans le raisonnement de la fertilisation azotée des cultures, que ce soit pour des raisons techniques ou économiques. En particulier, les partenaires des agriculteurs (coopératives agricoles, CETA, négoce, industriels...) contribuent largement à l'organisation des campagnes de mesure des RSH. Ils sont aussi engagés dans les travaux liés à une pratique plus généralisée des REH. Mais on peut s'interroger sur leur intérêt et leur capacité à s'impliquer dans cette démarche à une période de l'année qui, pour certains d'entre eux, est déjà très remplie. Par ailleurs, les enjeux environnementaux et sociétaux sont réels. Il faudra solliciter d'autres intervenants, collectivités, syndicats des eaux, chambres d'agriculture, conseillers... qui pourront prendre en charge une part de la structuration, l'organisation et l'accompagnement des agriculteurs.

À l'échelle des exploitations, la généralisation de ces mesures reste très dépendante de la perception qu'en ont les agriculteurs. Les raisonnements associés se justifient surtout à moyen terme dans le cadre d'une adaptation des pratiques. À plus court terme, le rapport bénéfice/coût peut sembler défavorable. Il apparaît indispensable de mettre en place une communication auprès des agriculteurs et de leurs conseillers. La mesure des REH devrait être clairement identifiée par les utilisateurs comme un levier efficace contribuant à des choix techniques adaptés afin de limiter les pertes d'azote vers les milieux naturels et pouvant, à moyen terme, réduire l'usage des engrais minéraux. L'évolution actuelle du coût des intrants, si elle perdure, pourrait faire évoluer positivement la position des agriculteurs. Ces analyses pourraient aussi être mieux contextualisées par comparaison avec des références bien établies et opérationnelles.

Enfin, il est impératif que le rendu de l'analyse soit associé à un jugement sur la valeur du reliquat mesuré. À cette fin, il faut prendre en compte la multiplicité des situations et collecter les données associées à l'historique parcellaire. Elles comprendront les informations sur le précédent cultural, l'interculture et les apports de produits résiduels organiques. Elles devront aussi tenir compte d'éventuels accidents culturaux (sur les cultures principales et les cultures intermédiaires).

Actuellement, les résultats des REH sont peu et mal valorisés. Pour assurer une bonne compréhension de cette nouvelle pratique, il faudra prévoir en amont de la restitution des résultats aux agriculteurs des campagnes d'information. Elles pourront prendre la forme d'articles didactiques dans la presse spécialisée, voire de réunions d'information. Plus ponctuellement, il faudra aussi prévoir d'assurer le « service après-vente » des REH. Une question reste en suspens : qui prendra en charge cet accompagnement, cette communication et comment toucher un maximum d'agriculteurs ?

Pour interpréter ces données, on peut sans doute imaginer deux types de solutions :

- la comparaison à des moyennes établies chaque année pour tenir compte des particularités climatiques ou
- le recours à la modélisation.

L'établissement et l'utilisation des synthèses annuelles départementales de RSH montrent de nombreuses limites. Trop de situations sont dites « orphelines », c'est-à-dire qu'elles ne sont pas suffisamment représentées pour permettre des statistiques. Par ailleurs, les moyennes ne permettent pas de prendre en compte la variabilité des résultats, en particulier en cas d'accident cultural. Ces deux remarques s'appliquent aussi aux REH. La conception de modèles et d'outils d'interprétation informatisés nécessite d'accumuler de nombreuses données dans des situations climatiques variées. Ces travaux seront dépendants des moyens humains et financiers qui y seront apportés. Ils pourraient se concevoir dans le cadre de projets collaboratifs et mobiliser des données existantes afin de limiter les délais de conception. Par opposition à ces deux options, on peut aussi imaginer de comparer les mesures à quelques seuils forfaitaires considérés comme acceptables et plus ou moins pondérés en fonction des données climatiques de l'année. Cette dernière solution présente le mérite d'être facilement mise en œuvre mais elle conduit à un moindre intérêt technique de la mesure. Quelle que soit la solution retenue, les laboratoires devront concevoir des outils de gestion des données et de restitution adaptés.

Bibliographie

Gaillard J., 2022. Retour d'expérience sur la mise en œuvre d'une action collective de gestion de l'azote s'appuyant sur la mesure du REH dans les BAC de l'Aisne : la méthode AZUR. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Mouny J-C., 2022. Détermination d'une date de début de drainage avec un outil de modélisation : exemple de Syst'N dans les Hauts-de-France. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

About the Authors

Caroline Le Roux

LABORATOIRE DÉPARTEMENTAL D'ANALYSES ET DE RECHERCHE DE LAISNE (LDAR)

Fiona Obriot

LABORATOIRE DÉPARTEMENTAL D'ANALYSES ET DE RECHERCHE DE LAISNE (LDAR)

François Servain

LABORATOIRE DÉPARTEMENTAL D'ANALYSES ET DE RECHERCHE DE LAISNE (LDAR)

Étude de la variabilité intra-parcellaire de l'azote nitrique et implications en matière d'échantillonnage

GILLES COLINET; KEVIN LEFÉBURE; ET CHRISTOPHE VANDENBERGHE

Résumé

En Wallonie, l'azote potentiellement lessivable (APL), quantité d'azote minéral dans les 90 premiers centimètres de sol en entrée d'hiver, est l'outil de contrôle de bonne gestion de l'azote en agriculture, mis en place pour améliorer la qualité des masses d'eau.

Étant donné l'importance de cet outil de contrôle dans la politique régionale et les répercussions possibles pour les agriculteurs d'un dépassement des seuils établis chaque année, la question de la confiance sur la mesure de ce reliquat azoté apparaît cruciale.

Outre les aspects purement analytiques qui font l'objet d'essais interlaboratoires, la représentativité de l'échantillon de terre sur lequel les mesures sont réalisées est fondamentale. Dans ce cadre, la connaissance de la variabilité de la propriété à l'échelle de la parcelle agricole est un préalable nécessaire pour définir les conditions optimales d'échantillonnage.

Une campagne d'échantillonnage (plus de 130 carottes de sol par parcelle) et de mesure de l'APL a été menée dans deux parcelles représentatives des contextes pédologiques de sols développés sur limons éoliens et de limons mélangés aux matériaux d'altération de roches primaires (grès et calcaires du Condroz). Des outils d'analyse géostatistique ont été appliqués aux résultats et ont permis de déterminer les principaux paramètres de la variabilité spatiale de l'APL.

La réalisation de simulations de différentes modalités d'échantillonnage (nombre de points de prélèvements et type de distribution aléatoire ou non) sur les parcelles permet de les comparer par rapport à leur capacité à fournir un échantillon moyen non biaisé ou compris dans un intervalle de tolérance prédéfini.

Les premiers résultats confirment que les modalités d'échantillonnage retenues en Wallonie (un échantillon composite de 15 carottes) sont conformes à ces exigences pour les exemples étudiés.

Introduction

La maîtrise de la fertilisation azotée dans les agrosystèmes répond à des enjeux tant environnementaux (contaminations des aquifères) qu'économiques (coût des engrais). Le nitrate est un des éléments préoccupants pour la qualité des ressources en eau souterraine à l'échelle européenne. Pour réduire les

pollutions par le nitrate à partir de sources agricoles, la directive 91/676/CEE (Directive Nitrates) impose aux États membres de mettre en vigueur des outils législatifs, réglementaires et administratifs .

Entre 2016 et 2019, 7,2 % des sites de contrôle en Wallonie et 11,6 % en zones vulnérables, présentaient une concentration moyenne en nitrate supérieure à la norme de potabilité (50 mg.L⁻¹) (EEW, 2020a). L'azote potentiellement lessivable¹ (APL) est un outil de contrôle de la conformité des exploitations au sein du Programme de gestion durable de l'azote en agriculture qui met en œuvre la Directive Nitrates en Wallonie.

L'APL est la quantité d'azote en kg N-NO₃⁻.ha⁻¹ présente dans le sol en fin de saison agricole. La mesure de l'APL est réalisée chaque année dans 5 % des exploitations choisies aléatoirement. Celles-ci sont déclarées conformes si :

1. au moins deux des trois parcelles contrôlées présentent des valeurs d'APL inférieures aux limites de tolérance, établies chaque année pour 8 classes de cultures et prairies sur base de mesures d'APL effectuées dans plus de 250 parcelles d'une quarantaine d'exploitations agricoles de référence et
2. aucune des trois parcelles échantillonnées ne présente un dépassement de la limite de tolérance de plus de 100 % et de plus de 100 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹ (EEW, 2020b).

Étant donné l'importance de l'APL comme outil de contrôle pour les agriculteurs, son estimation précise nécessite une approche appropriée, c'est à dire qui prend en compte la structure physique de la variable, notamment sa variabilité spatiale et temporelle, à l'échelle des parcelles agricoles.

L'échantillonnage des sols d'une parcelle agricole se réalise généralement par échantillonnage composite. La détermination du nombre de points de prélèvements nécessaire pour assurer un échantillonnage représentatif de la parcelle est toujours source d'interrogation. Des études antérieures ont ainsi permis de proposer des densités idéales et des stratégies de positionnement des points de prélèvement (en diagonale, en aléatoire, sur toute la parcelle, dans une zone homogène etc...). En théorie, le nombre de points de prélèvements nécessaire pour capturer la variabilité spatiale d'une propriété dépend de la variabilité spatiale et de l'imprécision sur l'estimation que l'on est prêt à accepter. Dagnelie (1975) fournit une équation qui met en relation ces données :

$$d_r = \frac{CV \times t_{1-\alpha/2}}{\sqrt{n}}$$

où

- n = nombre d'échantillons
- d_r est l'erreur relative en % que l'on peut attendre
- CV la variabilité de la propriété exprimée en terme de coefficient de variation en %
- t_{1-α/2} est la fonction t de Student

1. Même s'il s'agit à strictement parler de lixiviation, le terme « azote potentiellement lessivable » est le terme utilisé dans la réglementation wallonne et sera donc conservé dans ce document.

En pratique, si on se fixe un niveau de d_r acceptable, 10 % par exemple de la valeur cible, et si on mesure la variabilité de la propriété, on peut déterminer l'effort d'échantillonnage. La difficulté principale tient au fait que l'on ne connaît *a priori* pas la variabilité spécifique à une parcelle avant de l'avoir mesurée.

Cette communication traitera de différents aspects liés à la variabilité spatiale de l'APL dans des parcelles agricoles en vue d'en dégager des conseils pratiques d'échantillonnage.

Matériel et méthodes

Méthodologie générale

La méthodologie générale consiste en une analyse (i) de la variabilité spatiale de l'APL dans les sols agricoles, et (ii) des implications en matière de stratégie d'échantillonnage, à travers deux exemples réels et plusieurs cas fictifs.

Les deux cas réels sont étudiés sur des parcelles agricoles de deux régions agricoles différentes en Wallonie avec des APL attendus significativement différents. L'objectif est de déterminer les caractéristiques de la variabilité spatiale de l'APL par une analyse du variogramme, qui met en relation la variabilité spatiale d'une propriété et la distance entre les points comparés.

Ensuite, les variogrammes sont utilisés dans des techniques de simulation par lesquelles on produit par interpolation une série de cartes possibles qui respectent toutes le variogramme mesuré. Des schémas d'échantillonnage aléatoires en 5, 10, 20, 40 ou 80 points sont ensuite appliqués sur chacune des cartes de 4 ha et l'APL est calculé par la moyenne des points d'échantillonnage. Pour chacun des schémas d'échantillonnage, on dispose d'une distribution de valeurs qui permet de quantifier la performance du schéma d'échantillonnage en terme de pourcentage de valeurs dans l'intervalle de précision autour de la vraie valeur de l'APL (figure 1).

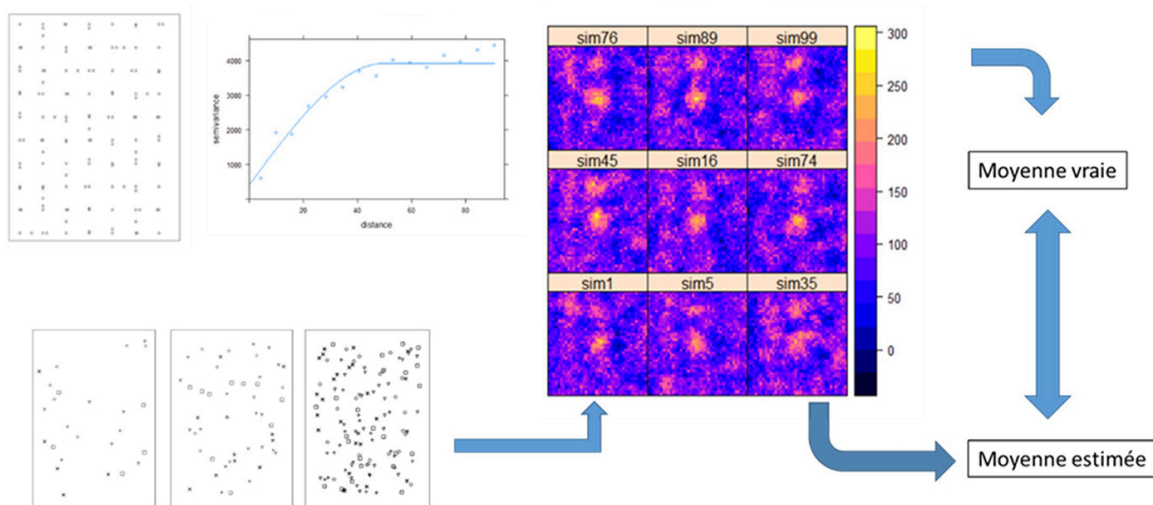


Figure 1. Méthodologie générale de la recherche.

Outre un cas réel, l'exercice de simulation a également été réalisé à partir de cartes fictives construites selon (i) un modèle de distribution spatiale complètement aléatoire, (ii) avec un gradient de teneurs régulier et une composante aléatoire, ainsi que (iii) pour une parcelle avec une zone hétérogène en son centre, pour trois niveaux de teneurs en nitrate (50, 100, 150 kg N-NO₃⁻ par hectare).

Parcelles étudiées et plans d'échantillonnage

La première parcelle étudiée, dénommée Poucet, est une parcelle de huit hectares en Région limoneuse belge. Elle présente des sols de type limoneux, lessivés à drainage normal, sur les plateaux et les pentes, et des sols sur colluvions limoneuses dans les dépressions. Il s'agit d'un modèle d'organisation des sols classique et la parcelle est cultivée pour la production de froment (*Triticum aestivum*) et betterave (*Beta vulgaris*), en rotations, principalement.

La deuxième parcelle, située dans le Condroz, dénommée Biesmerée, présente une association de sols limoneux et de sols limono-caillouteux à charge de silex ou de calcaire.

Les plans d'échantillonnage des parcelles Poucet et Biesmerée ont été établis sur base d'un maillage principal avec une maille de 30 m de côté, auquel des points supplémentaires ont été ajoutés à des distances de 2 m et 15 m à Poucet (figure 2a), 1 m, 5 m et 10 m à Biesmerée (figure 2b). Les surfaces couvertes par le maillage correspondent à environ 6,7 et 4,8 hectares respectivement.

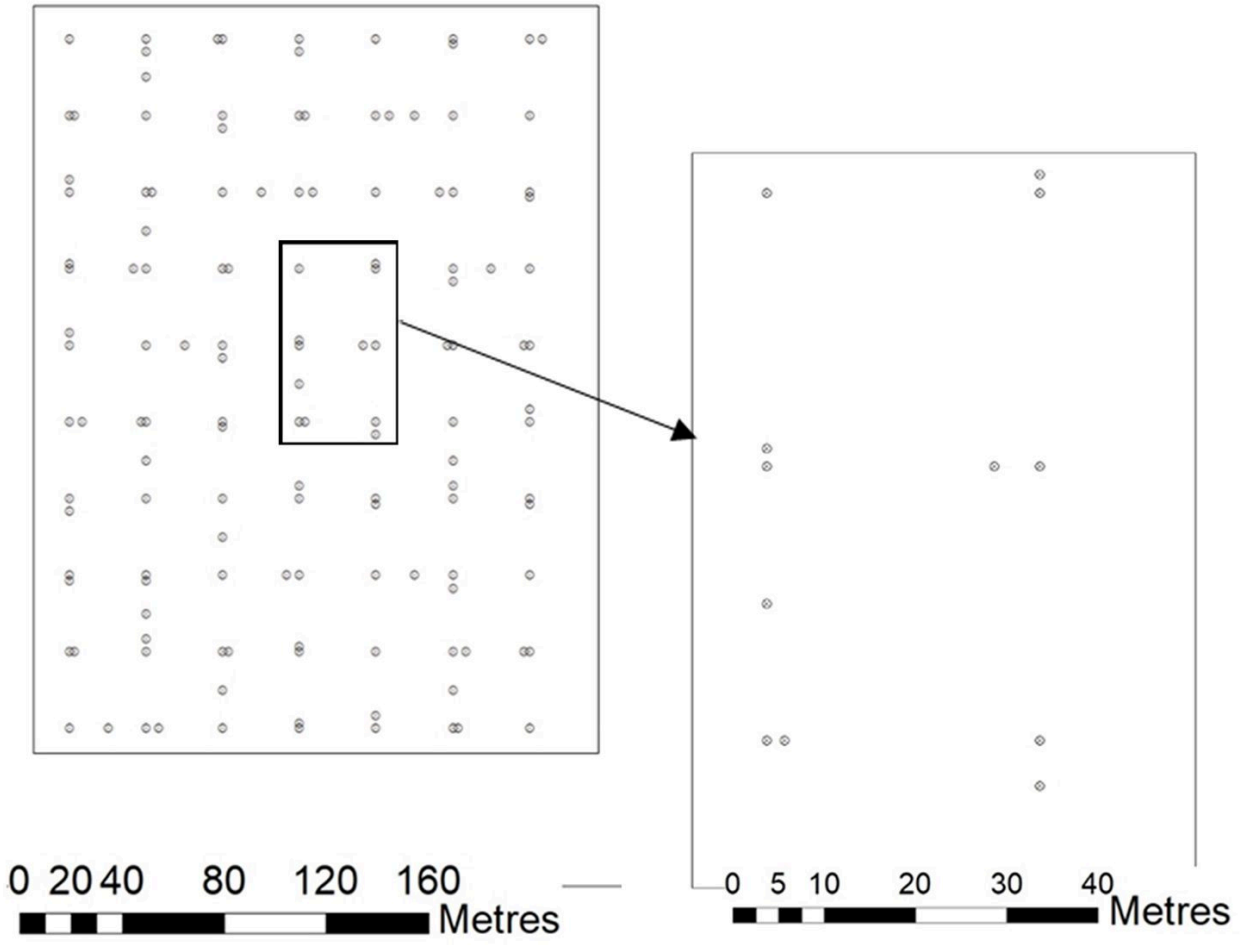


Figure 2a. Plan d'échantillonnage de la parcelle Poucet.

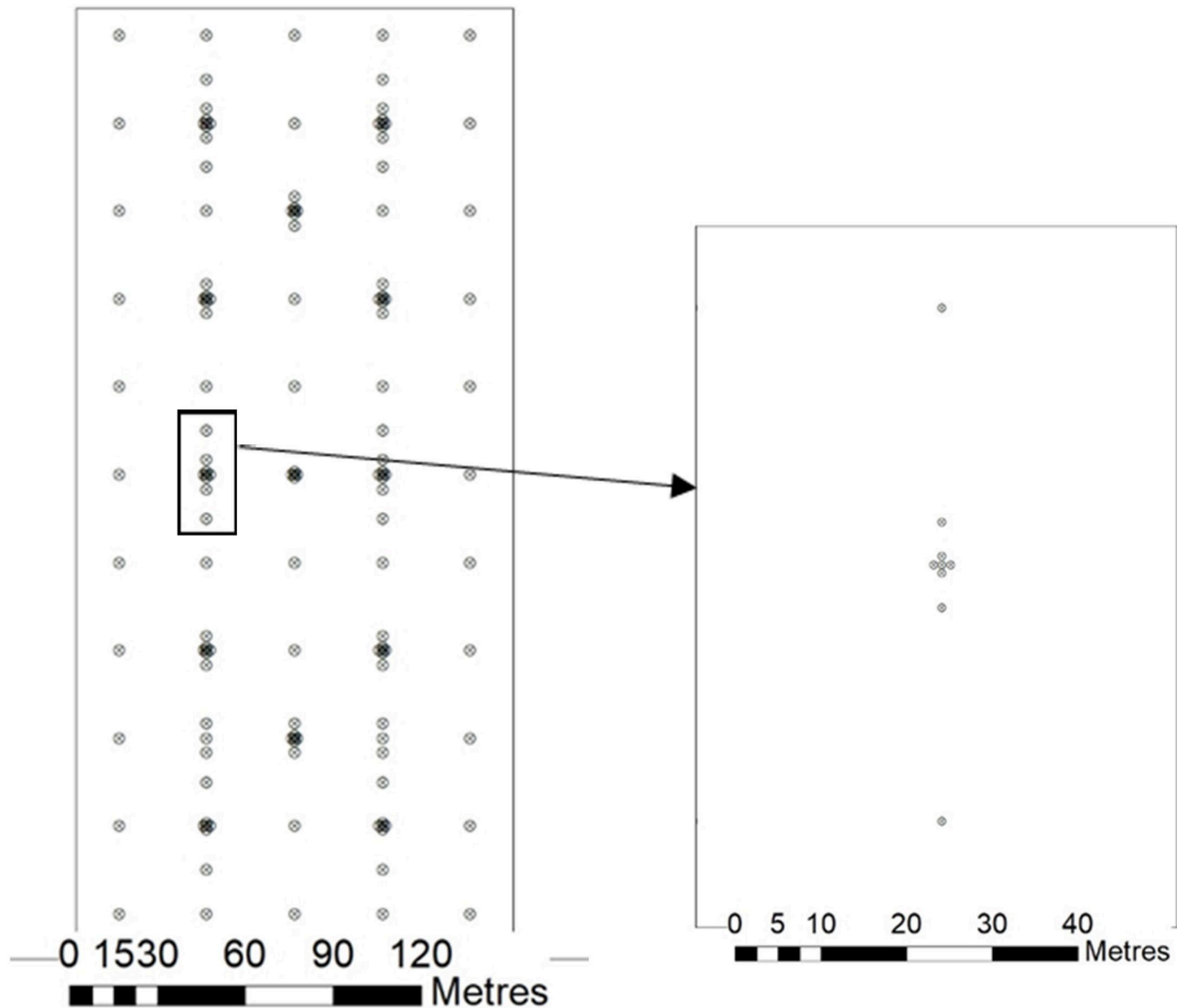


Figure 2b. Plan d'échantillonnage de la parcelle Biesmerée.

Pour ce qui concerne les parcelles fictives, une grille carrée de 200 mètres de côté divisée en 400 cellules de 20 x 20 m a été élaborée.

Pour les modèles aléatoires, chaque cellule s'est vu attribuer de façon aléatoire une valeur comprise entre 25 et 75, 50 et 150 et entre 50 et 250 $\text{kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$, pour respectivement les niveaux de teneurs moyens à la parcelle de 50, 100 et 150 $\text{kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$.

Pour les modèles avec gradient de teneur, la variabilité a été décomposée en un effet d'augmentation linéaire du sud vers le nord de la parcelle et un effet résiduel aléatoire de l'ordre de 20 % de la variabilité totale.

Enfin, des cartes ont été générées en tirant aléatoirement les teneurs comme dans le modèle aléatoire mais en déplaçant dans une zone de 1 ha au centre de la parcelle les 25 % de teneur les plus élevées. L'objectif étant de créer une zone hétérogène au sein de la parcelle. Ensuite, un jeu de 200 points d'échantillonnage a été appliqué aléatoirement pour constituer les points de « mesure » qui serviront à recréer des cartes par simulations (figure 3).

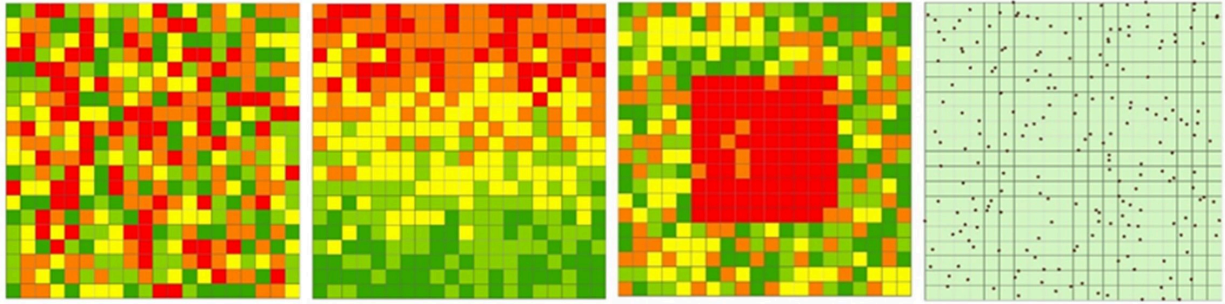


Figure 3. Cartes ayant servi à générer des points de mesure fictifs. De gauche à droite, modèle aléatoire, gradient de teneurs, poche centrale et points d'échantillonnage.

Méthode d'analyse de l'azote

L'APL est mesuré sur échantillons frais, tamisés à 8 mm, selon le protocole de Guiot (1975). Trente grammes de terre sont agités pendant trente minutes avec 150 ml de KCl 0,1M, laissés à décanter trente minutes puis filtrés sur filtre papier Whatman 602H1/2.

Le nitrate d'un ml d'extrait est réduit dans une colonne de réduction Cd-Cu et la concentration en nitrite est mesurée par colorimétrie à 543 nm, après coloration au réactif de Griess-Ilosvay.

Analyse de la variabilité spatiale et krigeage

Pour chacun des jeux de données ponctuelles, un semi-variogramme expérimental a été calculé puis modélisé au moyen du package *gstat* de R (Pebesma, 2004 ; Gräler et al., 2016). Le semi-variogramme exprime la relation entre le niveau de différence entre deux points voisins et la distance qui les sépare. Le semi-variogramme expérimental est calculé par la semi-variance, c'est-à-dire la moitié de la moyenne des différences élevées au carré, entre toutes les paires de points séparés d'une distance fixée ou le plus souvent dans une gamme de distances. Le semi-variogramme modélisé est une fonction mathématique continue qui s'ajuste au mieux aux points observés et qui sera utilisée pour la prédiction des teneurs, ou krigeage.

Le semi-variogramme (figure 4) peut être défini par le type de fonction, l'effet pépité (niveau de semi-variance pour des distances nulles), le seuil (semi-variance maximale) et la portée (distance entre deux points au-delà de laquelle ceux-ci ne sont plus dépendants spatialement). La différence entre le seuil et l'effet pépité correspond à la proportion de la variabilité qui est structurée spatialement.

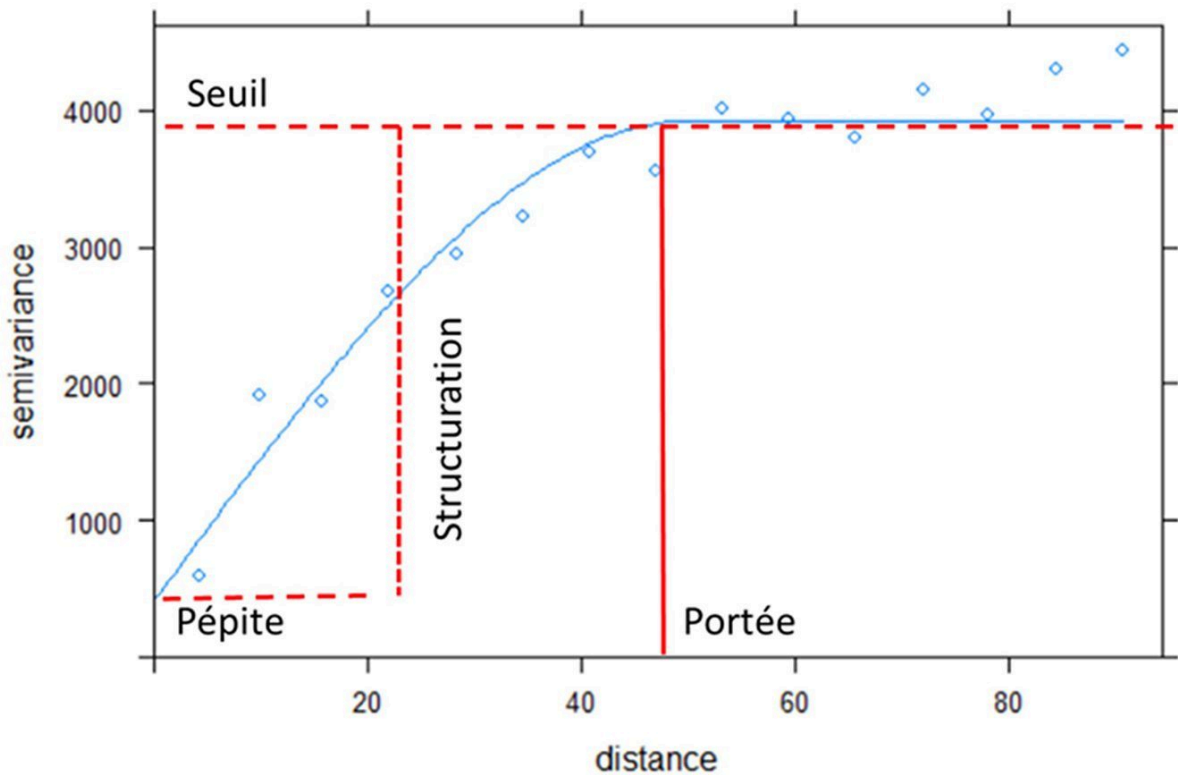


Figure 4. Interprétation du semi-variogramme.

La prédiction spatiale consiste à utiliser les mesures sur des points d'observation pour estimer la valeur de la propriété en un point de l'espace. Le krigeage calcule la pondération à donner aux différentes mesures en fonction de la distance entre les points à partir d'un modèle qui est le variogramme. Le krigeage fournit une teneur estimée ainsi qu'un écart-type qui reflète l'incertitude sur cette prédiction.

L'influence des points de mesure décroît avec la distance selon le modèle choisi et leur position détermine le niveau d'incertitude qui sera associé à la prédiction en un point. Le krigeage fournit donc une teneur estimée et un écart-type qui reflète l'incertitude sur cette prédiction.

Simulations géostatistiques et analyses statistiques

Après la détermination de semi-variogrammes sur base des résultats obtenus sur les différentes parcelles, une collection de 100 réalisations spatiales a été élaborée par simulation géostatistique pour chaque parcelle. Le principe sous-jacent est qu'en chaque point de l'espace la propriété d'intérêt est une variable aléatoire et qu'en théorie, il est possible de générer par interpolation une infinité de cartes qui reproduisent la structure de l'échantillon sur lequel les mesures sont faites.

Les simulations ont été réalisées uniquement sur la teneur en azote nitrique et pour la couche 0-90 cm, qui correspond à la variable utilisée dans le cadre des contrôles APL, sur des cellules de 5 m de côté. Les

simulations ont été réalisées sur R à partir du package *gstat*. La moyenne de tous les pixels des 100 parcelles simulées est considérée comme la valeur vraie de l'APL de la parcelle.

Des dispositifs d'échantillonnage complètement aléatoires ont été appliqués à chaque simulation des différentes parcelles. Cinq niveaux de densité d'échantillonnage ont été retenus, respectivement 5, 10, 20, 40 et 80 points d'échantillonnage pour 4 ha. Pour chaque niveau, 100 tirages de points aléatoires ont été effectués. Pour chaque tirage, la moyenne des 5, 10, 20, 40 ou 80 points est calculée. Au final, pour chaque modèle de parcelles et chaque densité d'échantillonnage, on dispose de 10 000 estimations de la moyenne. Ces estimations sont comparées à la moyenne vraie et la proportion de celles-ci qui sont situées dans un intervalle de 10 % de cette valeur vraie est calculée.

Résultats et discussion

Variabilité spatiale des parcelles Poucet et Biesmerée

Les résultats des analyses sur les parcelles Poucet et Biesmerée sont synthétisés dans les tableaux 1 et 2. Les paramètres variographiques sont donnés au tableau 3.

Il apparaît clairement que les deux parcelles présentent des niveaux d'APL contrastés en réponse aux pratiques agricoles. À Poucet, les sols limoneux sont épais et ont été échantillonnés jusqu'à 120 cm. À Biesmerée, les sols sont moins épais et la tranche 60-90 cm n'a pu être échantillonnée partout.

De manière générale, les niveaux de teneur en azote nitrique sont supérieurs à Poucet (figure 5), quelle que soit la tranche considérée. Ce sont des valeurs qui, si on les compare aux statistiques relatives aux APL en Wallonie, sont dans la gamme haute (Lefebure et al., 2022).

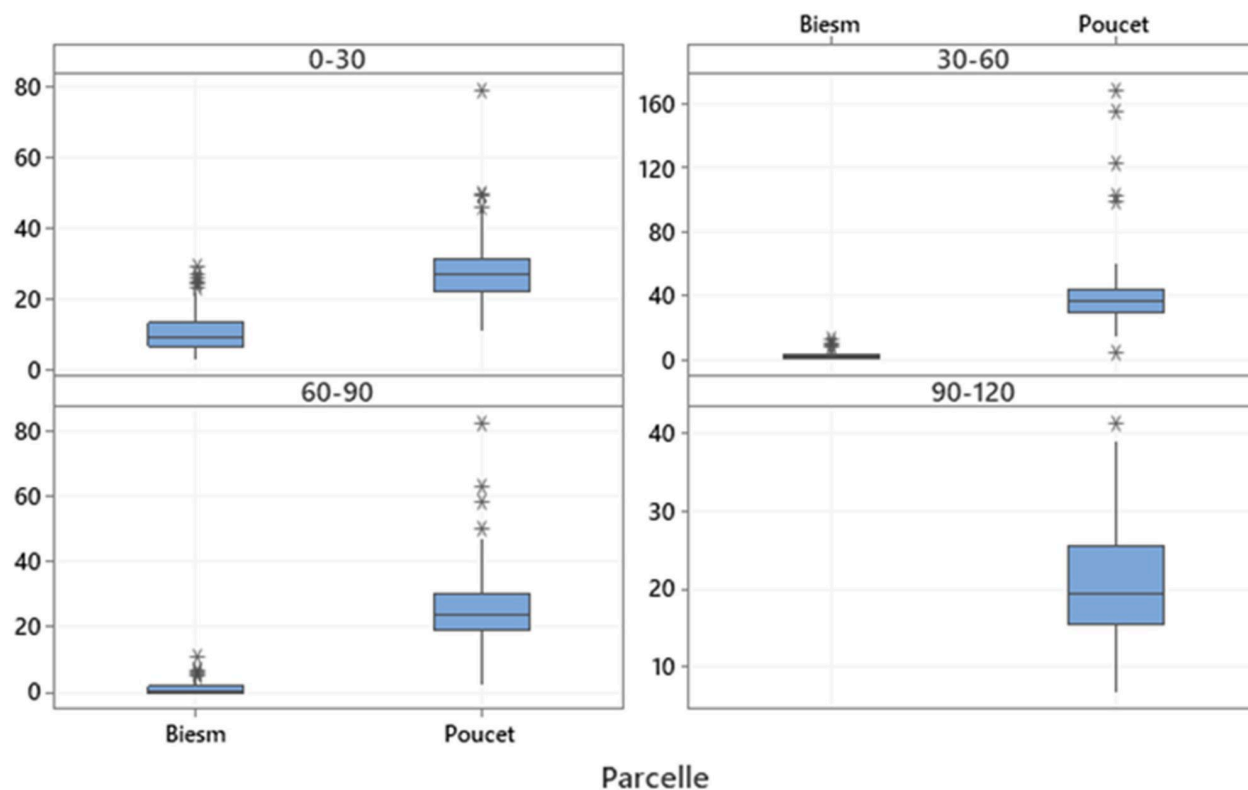


Figure 5. Résultats des teneurs en kg N-NO₃⁻.ha⁻¹ dans les parcelles Poucet et Biesmerée.

Au niveau de la répartition entre les couches de sol, on constate un maximum dans la couche 30-60 cm à Poucet, tandis que l'essentiel de l'azote nitrique est dans la couche 0-30 cm à Biesmerée. À Poucet, l'azote nitrique est toutefois présent en quantités importantes dans chaque tranche investiguée.

La variabilité des propriétés, exprimée en coefficient de variation, est de l'ordre de 30 à 50 % pour l'azote à Poucet. À Biesmerée, le coefficient de variation est plus élevé, parfois largement au-delà de 100 %. Néanmoins, exprimée en écarts-types, la variabilité est de 2 à 10 fois plus importante dans les sols de Poucet.

Pour ce qui concerne les relations entre les différentes couches de profondeur, on constate pour les deux parcelles que les résultats sont fortement corrélés entre eux et avec l'APL total (tableau 2). Pour Poucet, le coefficient de corrélation avec l'APL est le plus élevé pour la tranche 30-60cm, tandis qu'à Biesmerée c'est avec la tranche 0-30 cm. Quasiment tous les coefficients sont très hautement significatifs, en partie parce que le nombre d'échantillons est élevé (135 et 143 échantillons à Poucet et Biesmerée respectivement sauf pour la couche 60-90 cm à Biesmerée où n = 89). Les corrélations les plus faibles concernent la couche 0-30cm avec les couches 60-90 cm ou 90-120 cm. L'APL total est corrélé de manière plus significative avec les couches 0-30 cm et 30-60 cm.

Tableau 1. Paramètres statistiques (kg N-NO₃⁻.ha⁻¹) sur l'APL dans les parcelles Poucet et Biesmerée.

Couche (cm)	0-30	30-60	60-90	90-120	APL
Poucet					
Min	11,0	4,9	2,8	6,7	42,0
Max	79,2	168,4	82,6	41,4	279,2
Moyen.	28,3	40,2	26,2	20,6	94,7
Ec-Ty	9,6	20,7	10,3	6,4	33,8
CV (%)	34,0	51,4	39,4	31,0	35,7
Média.	27,0	36,8	24,1	19,5	90,4
Biesmerée					
Min	2,6	0,2	0,0	-	4,7
Max	29,3	12,6	10,7	-	44,3
Moyen.	10,4	3,1	1,4	-	15,2
Ec-Ty	5,4	2,3	1,8	-	8,5
CV (%)	51,6	73,3	129,2	-	55,9
Média.	9,1	2,4	0,8	-	12,6

Tableau 2. Corrélations et p -valeurs entre les teneurs en $\text{kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ par couche de profondeur dans les parcelles Poucet et Biesmerée.

Couche (cm)	0-30	30-60	60-90	90-120	APL
Poucet					
0-30	/	0,636	0,362	0,328	0,784
30-60	< 0,001	/	0,448	0,369	0,929
60-90	< 0,001	< 0,001	/	0,611	0,682
90-120	< 0,001	< 0,001	< 0,001	/	0,506
APL	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	/
Biesmerée					
0-30	/	0,702	0,274	-	0,934
30-60	< 0,001	/	0,394	-	0,854
60-90	0,009	< 0,001	/	-	0,510
90-120	-	-	-	/	-
APL	< 0,001	< 0,001	< 0,001	-	/

Il est également intéressant de noter que lorsque l'on rassemble les données des deux parcelles, les coefficients de corrélation entre l'APL total et les différentes tranches de profondeur sont très élevés (supérieurs à 0,900, figure 6).

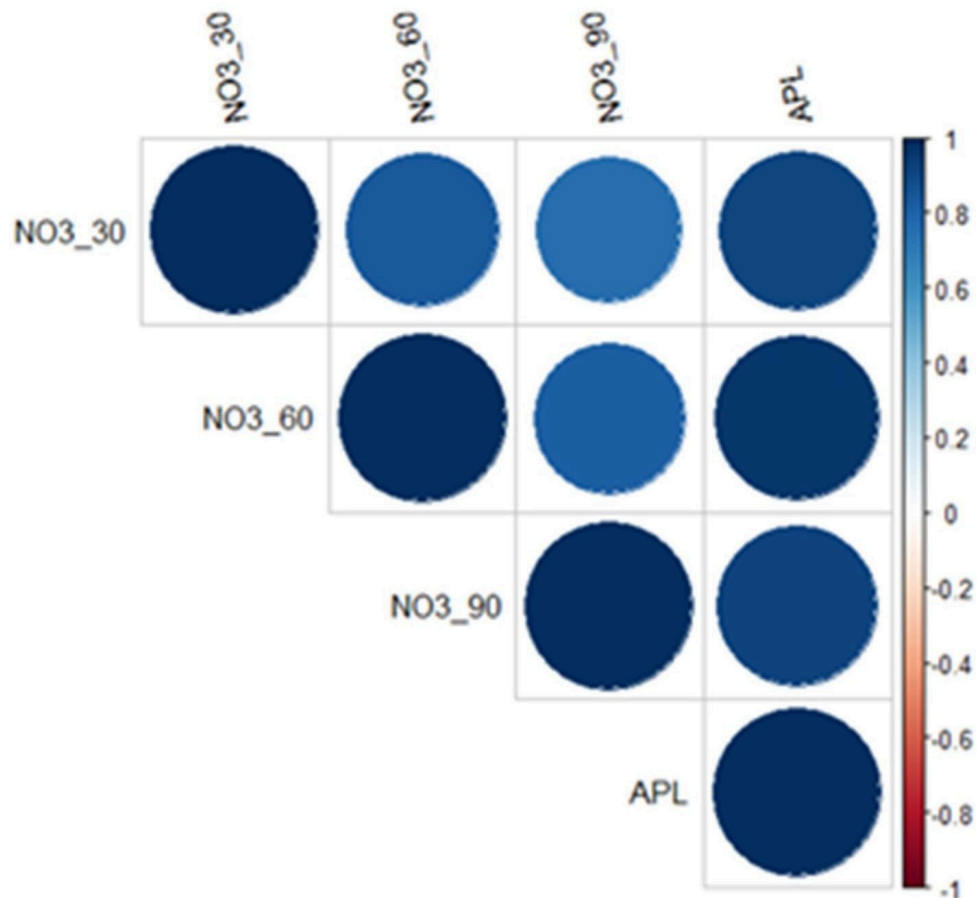


Figure 6. Corrélations entre les teneurs en N-NO₃⁻ par tranche de profondeur pour les deux parcelles combinées (n = 278).

Les teneurs en azote nitrique à Poucet montrent qu'il existe une structure spatiale pour toutes les couches (tableau 3). Les deux premières couches montrent une forte structuration spatiale de la variance (> 70 %) mais se distinguent par des portées contrastées, respectivement 15 m et 52 m. L'APL montre une structure spatiale marquée (80 %) et une portée significative, en relation avec l'azote nitrique contenu dans la couche 30-60 cm qui en est le facteur principal.

Pour la parcelle de Biesmerée, les teneurs en azote nitrique sont caractérisées par une forte structuration spatiale mais une faible portée pour la couche 0-30 cm (12 m) et inversement de plus longues portées pour les couches sous-jacentes mais des effets pépites proportionnellement plus marqués pour les autres tranches. L'APL montre également une combinaison d'une forte structuration spatiale mais d'une faible portée, ce qui rend la cartographie prédictive peu performante.

Tableau 3. Paramètres des semi-variogrammes dans les parcelles Poucet et Biesmerée.

Couche (cm)	0-30	30-60	60-90	90-120	APL
Poucet					
Modèle	Sphérique				
Pépité	28	70	83	23	300
Seuil	99	590	112	43	1459
Portée (m)	15	52	35	58	48,5
Struct.	72 %	88 %	26 %	47 %	79 %
Biesmerée					
Modèle	Sphérique				
Pépité	7,5	2,2	69	-	11
Seuil	25,3	2,2	113	-	47
Portée (m)	12	28	25	-	10
Struct.	70 %	50 %	39 %	-	77 %

Au niveau de la distribution spatiale des teneurs, le krigeage a seulement été effectué sur l'APL 0-90 cm de Poucet (figure 7). En effet, à Biesmerée, la distribution des points ne montre pas de structure spatiale claire et se rapproche d'une distribution aléatoire. À Poucet, on observe clairement que la portée est de l'ordre d'une cinquantaine de mètres et un effet en taches de concentrations plus fortes ou plus élevées, semblant s'étirer sur l'axe Sud-Nord.

En conclusion partielle, nous ne retiendrons que la parcelle de Poucet pour la suite des applications géostatistiques, celle de Biesmerée n'ayant pas de structure spatiale autre qu'aléatoire.

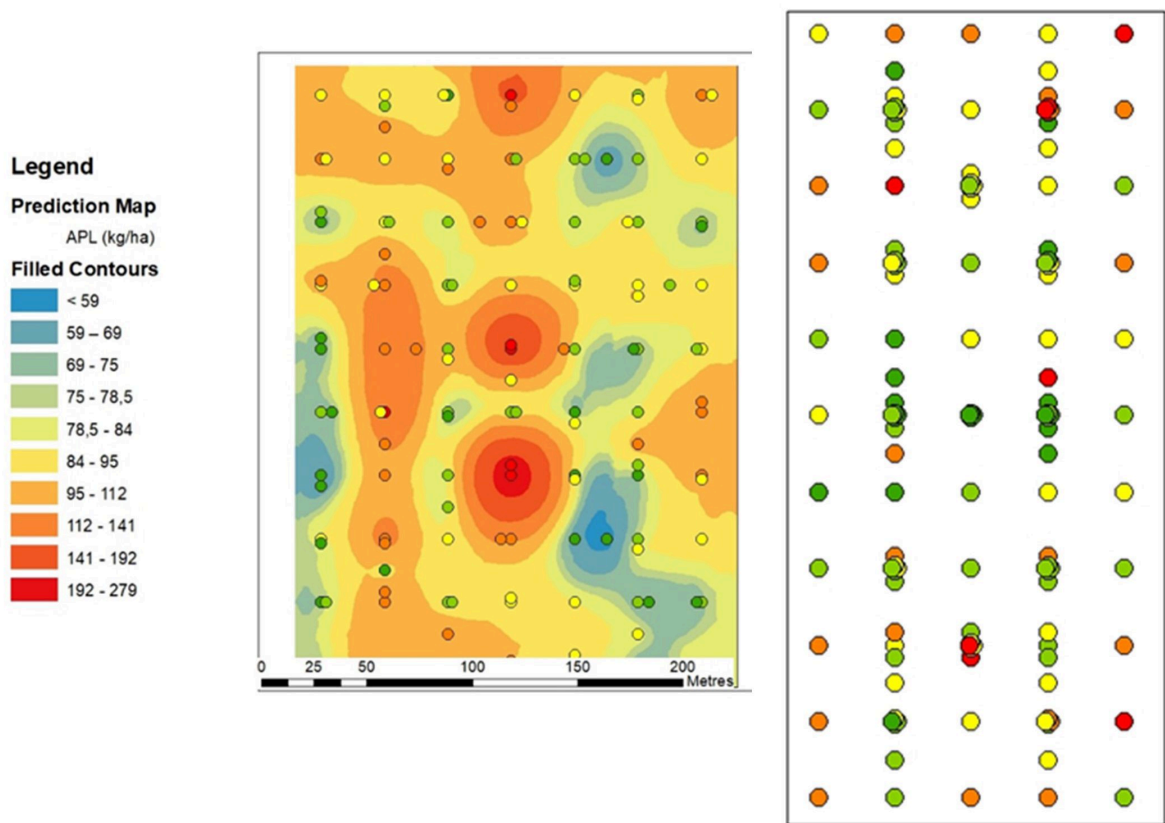


Figure 7. Distribution spatiale de l'APL à Poucet (gauche) et Biesmerée (droite).

Simulations géostatistiques

Les neuf modèles (aléatoire, gradient, poche à trois niveaux de teneurs 50, 100 et 150 kg N-NO₃⁻ .ha⁻¹) et la parcelle de Poucet ont fait l'objet de 100 simulations chacune avec krigeage sur une parcelle de 4 ha (200 x 200 m) avec une résolution de 5 m. Quelques cartes ont été extraites pour illustration à la figure 8.

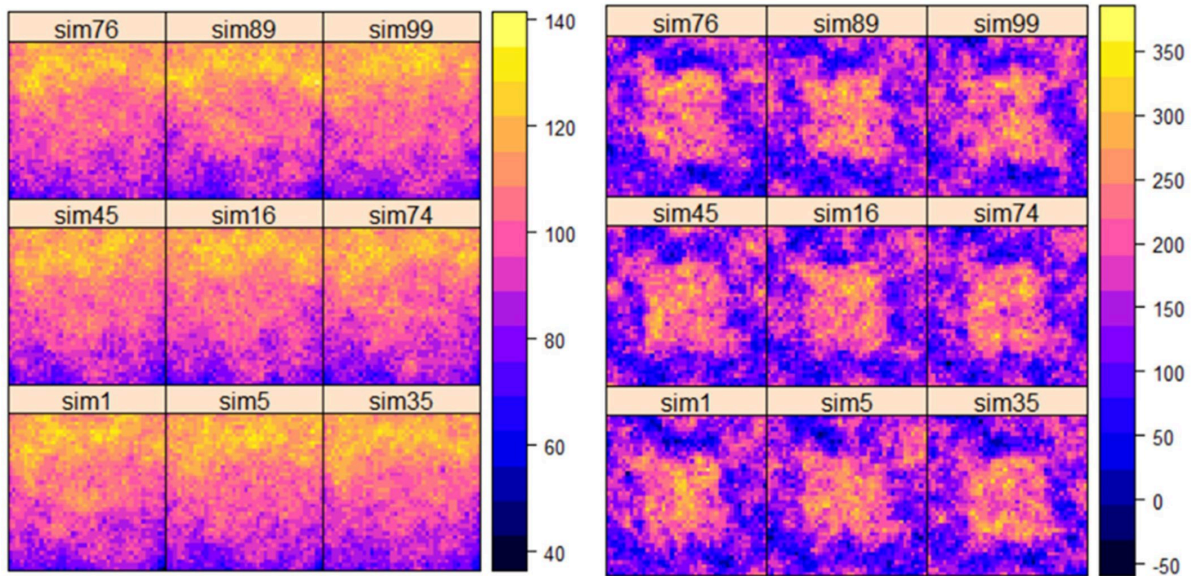


Figure 8. Extrait des cartes de simulation pour les modèles Gradient_100 (Gauche) et Poche_150 (droite).

Les paramètres statistiques de base des cartes simulées sont présentés au tableau 4. On notera que les moyennes vraies obtenues par les simulations ne sont pas exactement égales à 50, 100 et 150 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, en raison de la procédure qui consiste à tirer aléatoirement 200 points sur une carte qui contient de la variabilité. On notera également que les écarts-types sont proportionnels aux teneurs moyennes pour un même modèle mais que le modèle en gradient présente une variabilité deux fois moins importante que les deux autres modèles. La parcelle de Poucet présente des niveaux de teneur moyenne et variance similaires à ceux des modèles Gradient_100 et Poche_100.

En termes de semi-variogrammes, les différences concernent davantage les trois types de modèles que les niveaux de teneurs moyennes. Les modèles aléatoires sont caractérisés par de faibles portées, les gradients par les portées les plus longues et des structures spatiales moyennement marquées, tandis que les modèles en poches présentent des portées de l'ordre de 50 m et une forte structuration spatiale. Le modèle Poucet est assez similaire aux modèles à poches.

Tableau 4. Statistiques relatives aux parcelles simulées.

	Parcelles									
	A50	A100	A150	G50	G100	G150	P50	P100	P150	Poucet
Moy	51	101	144	50	101	153	52	102	155	96
E-T	15	28	54	7	13	25	14	32	61	36
CV	29	28	37	14	13	17	28	32	39	37
	Limite pour erreur relative de 10 %									
L lim	46	91	129	45	91	138	47	92	140	86
U lim	56	112	158	55	111	168	57	112	171	105
	Variographie									
Pépi	113	428	0	6	14	84	15	125	417	300
Seui	204	782	2868	27	110	469	232	1085	3924	1459
Port	38	7	12	97	97	106	53	48	50	49
C/CO	45	45	100	78	87	82	94	88	89	79

Connaissant la valeur vraie pour chaque modèle, un intervalle correspondant à 10 % d'erreur relative a été défini afin d'évaluer la performance des différents plans d'échantillonnage à prédire cette moyenne (tableau 4).

Cent jeux de 5, 10, 20, 40 et 80 points tirés aléatoirement appliqués sur 100 simulations d'une carte donnent 10 000 estimations de la moyenne pour chaque modèle. La proportion d'estimations comprise dans l'intervalle de $\pm 10\%$ d'erreur relative autour de la moyenne vraie est donnée au tableau 5 pour chaque situation.

On constate que les performances des plans d'échantillonnage sont meilleures pour les modèles en gradient par rapport aux autres modèles. En effet, il apparaît que déjà les plans à 10 points d'échantillonnage présentent une estimation satisfaisante de la moyenne dans plus de 95 % des cas.

Logiquement, plus le nombre de points d'échantillonnage augmente plus faible est le risque de mésestimer la moyenne (tableau 5 et figure 9). Seuls les modèles en gradients présentent des situations où 100 % des estimations sont considérées comme acceptables. Ces constats sont en lien avec le niveau de variabilité des parcelles. À l'instar de la formule de Dagnelie (1975), le coefficient de variation est bien le facteur qui conditionne le nombre d'échantillons nécessaires pour estimer la moyenne parcellaire. Dans les exemples étudiés, si l'on fixe comme critère que 100 % des estimations doivent être dans l'intervalle d'acceptation, prélever 80 échantillons sur 4 ha n'est suffisant que pour les parcelles à faible variabilité. Si l'on se fixe plutôt des seuils de 95 ou 90 %, alors les schémas d'échantillonnage à respectivement 80 et 40 points peuvent s'avérer suffisants.

Tableau 5. Performance des plans d'échantillonnage (% de prédictions entre 0,9 et 1,1 autour de la moyenne vraie) et variabilité relative des cartes (CV en %).

Modèle	APL	Nombre de points					CV (%)
		5	10	20	40	80	
Aléatoire	50	55	71	86	97	99	29
Aléatoire	100	58	74	88	96	100	28
Aléatoire	150	45	60	76	89	96	37
Gradient	50	91	97	100	100	100	14
Gradient	100	93	99	100	100	100	13
Gradient	150	81	94	100	100	100	17
Poche	50	58	75	91	98	100	28
Poche	100	52	68	82	95	99	32
Poche	150	44	59	74	89	97	39
Poucet	100	46	59	74	89	95	37

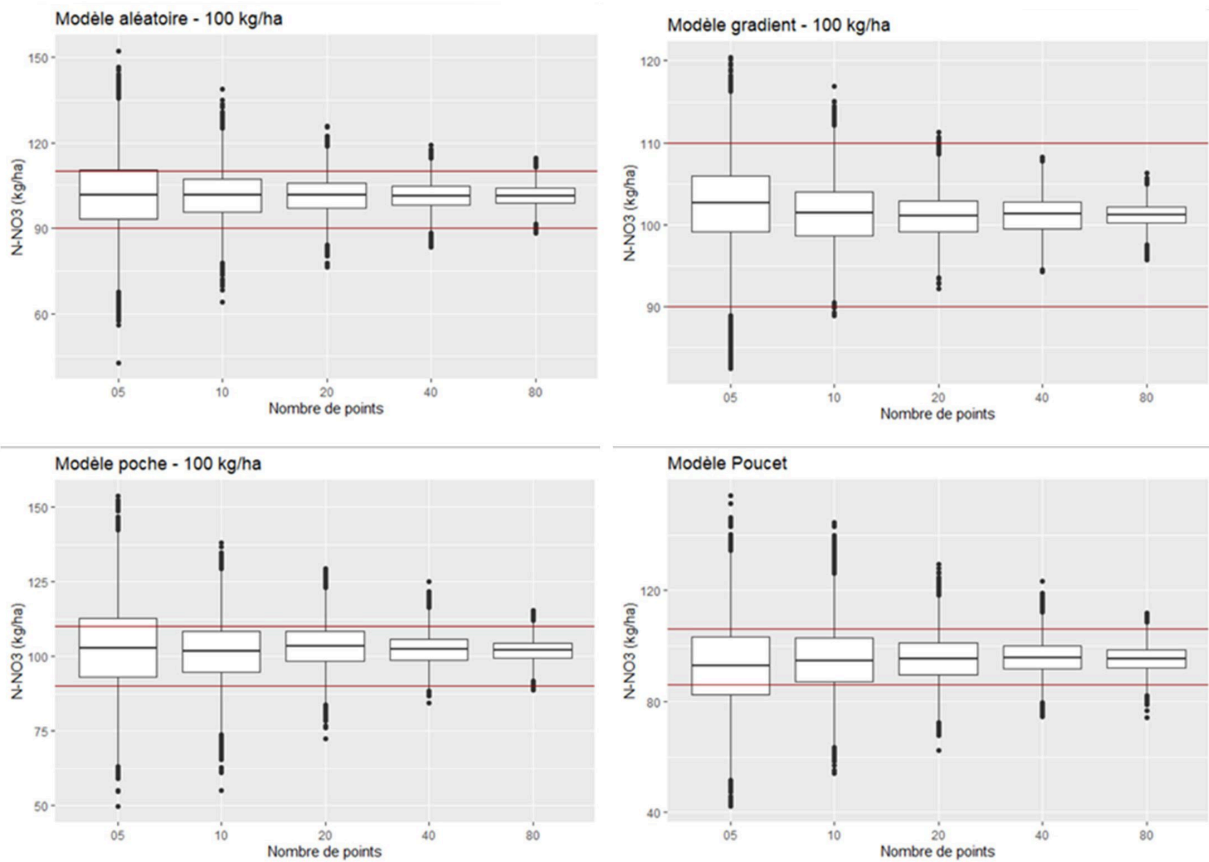


Figure 9. Performance des plans d'échantillonnage en fonction du nombre de points pour les parcelles à 100 kg N-NO₃⁻ à l'hectare.

L'application de l'équation de Dagnelie (1975) à nos jeux de données tendrait à retenir des schémas d'échantillonnage comprenant entre 30 et 40 points, ce qui par l'approche par simulation utilisée ici correspondrait à des mésestimations dans 10 à 15 % des cas. Il y a donc un double niveau de choix à poser : quelle erreur relative est-on prêt à accepter et quel est le pourcentage de mésestimations tolérable ?

La réglementation wallonne impose de réaliser 15 prélèvements par parcelle de moins de 15 ha, ce qui selon les données du tableau 5 amènerait à dépasser l'intervalle des 10 % autour de la moyenne dans 20 à 30 % des cas, hors situations de gradient. Dix pourcents de marge d'erreur sur l'estimation correspond à moins de 10 kg par hectare pour une parcelle comme Poucet. Si l'on accepte une marge d'erreur plus large de l'ordre de 15 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹, une simulation d'échantillonnage avec 15 points de prélèvements aléatoires sur l'ensemble de la parcelle (100 échantillonnages fois 100 parcelles simulées) conduit à une prédiction dans l'intervalle de confiance dans 87 % des cas. Augmenter le nombre d'échantillons à 20 ou 40 par parcelles conduirait à augmenter ce pourcentage à respectivement 92 et 98 %.

Perspectives

Le travail effectué dans le cadre de cette recherche a permis d'investiguer quelques aspects de la variabilité spatiale de l'APL dans les sols cultivés. A Poucet, les résultats montrent que l'APL est structuré spatialement, contrairement à Biesmerée où la distribution des mesures semble aléatoire.

Différents cas d'étude fictifs ont été construits et comparés à la parcelle de Poucet. Les résultats confirment que le niveau de variabilité de la propriété à l'échelle de la parcelle est un facteur essentiel dans la détermination du nombre d'échantillons nécessaires pour caractériser celle-ci. Une approche sécuritaire sur le risque de mésestimer la moyenne d'une parcelle cultivée conduirait à prélever au minimum 80 échantillons sur une parcelle de 4 ha, ce qui n'est pas réaliste à mettre en œuvre. Il n'empêche que la réflexion vaut la peine d'être menée sur la marge d'erreur tolérable.

Pour ce faire, le travail doit être poursuivi au moins à deux niveaux : (i) multiplier les cas d'études réels pour déterminer les niveaux de variabilité qui sont rencontrés sur le terrain et ainsi déterminer les densités d'échantillonnage qui réduisent le plus le risque d'erreur tout en étant gérable et (ii) tester d'autres plans d'échantillonnage tels que pratiqués à certains endroits : échantillonnage en croix, en diagonale, en cercle, etc sur tout ou partie de la parcelle, etc.

Bibliographie

Pebesma, E.J., 2004. Multivariable geostatistics in S: the gstat package. *Computers & Geosciences*, 30, 683-691.

Dagnelie P., 1975. *Théorie et méthodes statistiques. Applications agronomiques. Volume II. Les méthodes de l'inférence statistique.* Gembloux, Belgique : Presses Agronomiques de Gembloux.

EEW, 2020a. *État de L'Environnement Wallon. Teneurs en nitrates dans les eaux souterraines.* Mise à jour 10 décembre 2020. <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicator sheets/EAU %2013.html#>

EEW, 2020b. *État de L'Environnement Wallon. Teneurs en nitrates dans les eaux souterraines.* Mise à jour 16 décembre 2019. <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicator sheets/AGRI %209.html#>

Gräler B., Pebesma E., and Heuvelink G., 2016. Spatio-Temporal Interpolation using gstat. *The R Journal*, 8(1), 204-218.

Guiot J., 1975. Estimation des réserves azotées du sol par détermination de l'azote minéral. *Rev. Agric.*, 28, 1117-1132.

Lefébure K., Vandenberghe Ch. & Colinet G., 2022. *Analyse des résultats du contrôle APL 2020 et évolution depuis 2008 à l'échelle des masses d'eau souterraine de Wallonie. Rapport.* 67p. Gembloux Agro-Bio Tech (Uliège) <https://hdl.handle.net/2268/293113>

Remerciements

Les travaux qui ont permis la rédaction de cet article ont été soutenus par la Wallonie.

About the Authors

Gilles Colinet

GEMBLOUX AGRO-BIO TECH (ULIÈGE)

Kevin Lefébure

GEMBLOUX AGRO-BIO TECH (ULIÈGE)

Christophe Vandenberghe

GEMBLOUX AGRO-BIO TECH (ULIÈGE)

Évaluation de l'effet de l'APL sur la qualité de l'eau par l'analyse de profils de nitrate en zone non saturée à grande profondeur

RICHARD LAMBERT; SÉBASTIEN PETIT; ET MARNIK VANCLOOSTER

Résumé

Des mesures de profils nitriques dans le sous-sol ont été réalisées par l'UCLouvain dans trois parcelles agricoles suivies par des mesures d'azote potentiellement lessivable (APL) depuis plus de 10 ans en région wallonne (Belgique). Ces profils azotés « profonds » (19 mètres, 22 mètres et 37 mètres) ont été réalisés pour appuyer et consolider l'argumentation soutenue par les modèles mathématiques qui montrent des délais parfois importants entre l'application de mesures phytotechniques en surface et l'observation d'effets sur la qualité des eaux souterraines.

Deux parcelles se situent dans la zone des sables bruxelliens (4 mètres de limon sur 15 mètres de sable et 7,5 mètres de limon sur 14,5 mètres de sable) et une en Hesbaye (13 mètres de limon, 5,5 mètres de conglomérats et 19,5 mètres de craie) ; ces deux régions constituant des réserves importantes d'eau potable. Ces parcelles ont été sélectionnées de telle sorte que leur historique cultural et d'éventuels « accidents culturaux » liés à la gestion de l'azote et ayant entraîné un niveau élevé d'APL, puissent être mis en évidence en profondeur.

L'objectif des carottages profonds était d'établir le lien entre les séries chronologiques des APL mesurés en surface annuellement depuis 2002-2003 et les gradients de concentration en azote nitrique observés sur les profils en profondeur.

Les temps et vitesses de transfert ont été estimés par trois approches :

- bilan de masse
- suivi de traceurs hydrologiques
- fonctions linéaires de transfert

Cette étude a montré que dans les conditions climatiques de la Moyenne Belgique (pluviométrie annuelle de l'ordre de 800 mm) la vitesse de lixiviation est inférieure à $1,5 \text{ m.an}^{-1}$ pour les trois situations étudiées. Vu le niveau piézométrique (20 à 40 mètres sous la surface), une amélioration de la qualité de l'eau n'est pas envisageable dans l'intervalle de 12 ans qui sépare la mise en œuvre du Programme de Gestion Durable de l'Azote (PGDA), transcription de la Directive Nitrates en région wallonne.

D'autre part, il a été observé une tendance à la hausse des profils de nitrate avec la profondeur, alors que les APL récents étaient à la baisse par rapport aux APL anciens, ce qui confirme l'efficacité des mesures du PGDA et l'intérêt de l'indicateur APL comme mesure de la charge nitrique lixiviée en profondeur.

Introduction

Pour répondre aux objectifs de la directive européenne sur le nitrate et protéger les eaux souterraines contre la pollution d'origine agricole, la Wallonie a mis en place le Programme de Gestion Durable de l'Azote (PGDA) en 2002.

La Commission européenne a remis en question l'efficacité du PGDA, étant donné que la tendance générale de la pollution par le nitrate des masses d'eau vulnérables n'a pas encore été substantiellement améliorée.

L'efficacité du PGDA ne peut cependant être démontrée qu'à long terme. Étant donné qu'en général, une importante zone non-saturée (zone vadose) sépare le bas de la zone racinaire du haut de l'aquifère, un retard naturel de plusieurs années est attendu avant d'observer une inversion de tendance. Ce délai naturel et donc l'efficacité du PGDA, dépend de différentes conditions environnementales (type de sol, profondeur de la zone vadose, conditions agricoles, conditions hydrogéologiques,...). De plus, les résidus d'azote qui ont chargé la zone vadose dans la période précédant le PGDA peuvent persister longtemps dans le sous-sol ; la lixiviation de cette « pollution historique » peut prendre de nombreuses années.

Objectif

Très peu d'études permettant d'évaluer quantitativement les temps de transfert du nitrate dans le sous-sol ont été réalisées en Wallonie. En outre, la plupart de ces études rapportées dans la littérature utilisent des approches de modélisation dont la base expérimentale est plutôt faible. Il y a donc lieu de consolider la base empirique d'évaluation du transfert et du temps de séjour du nitrate dans le sous-sol pour contribuer à démontrer l'efficacité de programmes tels que le PGDA.

Depuis la mise en place du PGDA, l'UCLouvain et Gembloux Agro-BioTech (membres scientifiques de la Structure PROTECTeau) encadrent un réseau de fermes de référence (De Toffoli et al., 2022). Des parcelles de ces fermes font, chaque année, l'objet de conseils de fertilisation azotée et de mesures d'APL pour établir les références APL servant à évaluer la conformité des exploitations contrôlées (Wouez, 2022). Pour certaines parcelles, les itinéraires culturaux et les résultats des mesures APL sont recensés sur une période d'une quinzaine d'années. Ces parcelles ont souvent connu des modifications importantes de la gestion des intrants azotés depuis la mise en œuvre d'un encadrement par les partenaires scientifiques.

L'objectif de l'étude (Petit & Vanclooster, 2014) visait à :

- fournir des mesures directes permettant de consolider et valider les modèles sur lesquels s'appuie la Wallonie pour répondre aux interrogations de la Commission européenne ;
- interpréter les profils de nitrate du sous-sol non saturé de parcelles agricoles soumises à des améliorations importantes de la gestion des intrants azotés et
- estimer les temps de transfert du nitrate le long de ces profils et estimer le temps de retard de l'impact du PGDA sur la qualité nitrique des aquifères.

L'étude réalisée par l'UCLouvain, en collaboration avec Gembloux Agro-Bio Tech, s'articule en quatre étapes :

1. sélection des parcelles
2. réalisation des forages en profondeur et analyse des profils de concentration en nitrate
3. modélisation du transfert de l'eau et du nitrate
4. synthèse et conclusion

Méthodologie

La méthodologie est basée sur l'interprétation des profils de teneur en nitrate mesurés dans le sol et sous-sol de trois parcelles agricoles situées dans des zones sensibles au nitrate en Wallonie et caractérisées par une zone vadose profonde. Les zones vadoses séparent la zone racinaire du haut d'une masse d'eau souterraine. Les mesures proposées dans le PGDA ont été appliquées sur les parcelles depuis 2002 ; ce qui a conduit, à partir de cette date, à d'importants changements de pratiques agricoles sur ces parcelles.

Les parcelles ont été sélectionnées parmi le réseau de fermes de référence suivi depuis le début du PGDA et qui ont fait l'objet d'un suivi en termes de performances agronomiques et environnementales (De Toffoli et al., 2022).

Deux parcelles ont été sélectionnées au-dessus de la masse d'eau souterraine des Sables Bruxelliers (parcelles OLLN et CSE) et au-dessus de la nappe du Crétacé de Hesbaye (parcelle HESB). L'agriculteur exploitant la parcelle OLLN est producteur de lait et de volailles. La parcelle sélectionnée est principalement en rotation froment (*Triticum aestivum*)-betterave (*Beta vulgaris*). La parcelle CSE est située dans une exploitation de grandes cultures en TCS (non-labour et couverture permanente des sols). La rotation comporte entre autres des endives (*Cichorium intybus*) et des pois de conserverie (*Pisum sativum* L.).

La parcelle HESB est également située dans une exploitation de grandes cultures (betteraves, céréales...).

Sur ces parcelles, des « accidents culturaux » marqués par une concentration élevée en nitrate pourront potentiellement être retrouvés en profondeur :

- sur la parcelle OLLN, un APL supérieur à $100 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ a été mesuré en 2005 et 2006, après froment, suite à une fertilisation organique trop élevée appliquée fin 2004, après betterave
- la parcelle CSE a montré un pic APL isolé de $220 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ en 2005, après une culture de lin
- la parcelle en Hesbaye, des APL supérieurs à $200 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ ont été observés en 2004 et 2007

Dans chaque parcelle, le sol et le sous-sol ont été « carottés » jusqu'au toit de la nappe ou à la profondeur maximum techniquement possible. De plus, la masse d'eau souterraine a été échantillonnée à proximité des parcelles, soit dans un puits ou un piézomètre. Un aperçu des paramètres des carottages et d'échantillonnage est donné dans le tableau 1.

Tableau 1. Description des carottages de sol et des points d'échantillonnage d'eau.

Parcelle	OLLN	CSE	HESB
Localité	Ottignies-Louvain la Neuve	Court-Saint-Etienne	Crisnée
Aquifère	Sables Bruxelliens	Sables Bruxelliens	Crétacé de Hesbaye
Profondeur de la nappe	±25 m	21.5 m	±40-45 m
Profondeur de forage	20 m	23 m	38 m
Échantillonnage nappe			
NO ₃ ⁻	Puits à 385 m	carottage + puits à 385 m	Piézomètre à 790 m
Traceur 3H	Puits à 385 m	carottage + puits à 385 m	Piézomètre à 790 m
Traceurs CFCs/SF6	Puits à 385 m	Puits à 385 m	Piézomètre à 790 m

Des échantillons de sol ont été prélevés à des intervalles de 50 cm de profondeur. Ces échantillons sont ensuite analysés (humidité du sol, masse volumique apparente, texture, teneur en N-NO₃⁻, N-NH₄⁺, N total, matière organique, N-organique, phosphore, CEC, cations majeurs (Mg, Mn, K, Ca) et anions (Cl, SO₄) et pH).

L'historique des pratiques agronomiques et les résultats du suivi des APL réalisé sur ces parcelles pilotes depuis 2002 ont été extraits de la base de données constituée par les partenaires scientifiques de PROTECT'eau.

L'infiltration moyenne d'eau à la surface du sol a été estimée à partir des observations météorologiques collectées par des stations agro-météorologiques à proximité des sites entre 2002 et 2014.

Des modélisations statistiques et conceptuelles intégrant l'évolution de l'APL, l'infiltration de l'eau et la teneur en azote nitrique dans le sol en profondeur ont permis de déduire un temps de séjour et de transfert de l'eau et du nitrate dans la zone vadose.

En outre, des traceurs isotopiques et géochronologiques (3H, CFC, SF6) ont été analysés dans les échantillons d'eau souterraine sous chaque parcelle pour évaluer localement l'âge de l'eau souterraine échantillonnée (Arnaud & Baran, 2009 ; Davilà et al., 2013 ; IAEA, 2006). Cette dernière analyse a permis d'apprécier la convergence des temps de séjour et de déplacement tels qu'évalués à partir des carottes de sol, avec l'âge des eaux souterraines sous les placettes expérimentales.

Pour estimer le temps de séjour et de transfert à partir des résultats d'analyses des carottes de sol, trois approches de modélisation ont été mises en œuvre :

1. une approche basée sur le bilan massique de l'eau et de l'azote dans le volume de sol collecté ;
2. une approche basée sur un modèle de transfert linéaire de solutés pour analyser le lien entre les séries temporelles des APL mesurés annuellement en surface et les séries spatiales mesurées sur les profils de sol en profondeur. Dans cette deuxième approche de modélisation, les informations sur la distribution de l'azote le long du profil de la carotte de sol sont utilisées pour évaluer le temps de séjour et de transfert du nitrate. Le modèle linéaire de fonction de transfert (FT) englobe une composante liée au mouvement convectif du nitrate dans l'eau interstitielle du sol de la zone vadose et une composante liée à la dispersion du nitrate lors de son transfert dans le sous-sol. Un modèle inverse du modèle de FT linéaire a été mis en œuvre pour estimer le temps de séjour moyen et la

variance du temps de séjour moyen du nitrate dans la zone vadose. Les paramètres de la FT ont été ajustés pour minimiser la distance entre les pics APL en surface et les fronts de concentration nitrique retrouvés en profondeur. Les temps de transferts évalués sont légèrement plus lents que l'approche par bilan de masse pour l'eau, mais nettement plus rapide que l'approche par bilan de masse pour le nitrate. Cela s'explique par la prise en compte dans le modèle des FT d'un temps de retard propre au nitrate par rapport à l'eau. Appliqué à la parcelle CSE de Court-Saint-Etienne, le temps de transfert nécessaire à l'atteinte du toit de nappe à 23 m et associé à un volume d'eau total du profil non-saturé de 3211 L.m^{-2} , vaut 5625 jours, soit un temps de transfert de 15,41 années.

3. une approche basée sur un modèle numérique (WAVEmat). Ce modèle a été utilisé avec succès pour modéliser le transport de l'eau et de l'azote dans la zone racinaire des cultures agricoles en de nombreux sites d'étude régionaux, nationaux et européens.

Résultats

Performances de la technique de carottage du sol

La technique géo-sonde roto-sonique déployée sur le site OLLN a montré des difficultés à carotter dans des couches de grès calcaires indurés mais elle a permis d'isoler des noyaux de sol non perturbés (pour les premiers 15 m). Le carottage de sol perturbé (combinant la tarière avec des techniques d'échantillonnage par martelage et fluidisation) déployé sur les parcelles CSE et HESB a permis de traverser et d'échantillonner la zone vadose à plus grande profondeur.

Analyse physico-chimique du sol

Les résultats des analyses physico-chimiques du sol (texture du sol, CEC, pH, N total, C total) étaient conformes aux observations visuelles des carottes, aux connaissances lithologiques et géologiques des trois sites d'échantillonnage.

Il a également été montré que la teneur en ammonium sur le complexe d'échange était généralement plutôt faible par rapport aux autres cations basiques. Cependant, dans le carottage OLLN, des niveaux élevés de teneur en ammonium ont été observés à des endroits singuliers, correspondant à la présence de couches de grès calcaires.

Les profils de concentrations sous les trois parcelles sont présentés aux figures 1a à 1c.

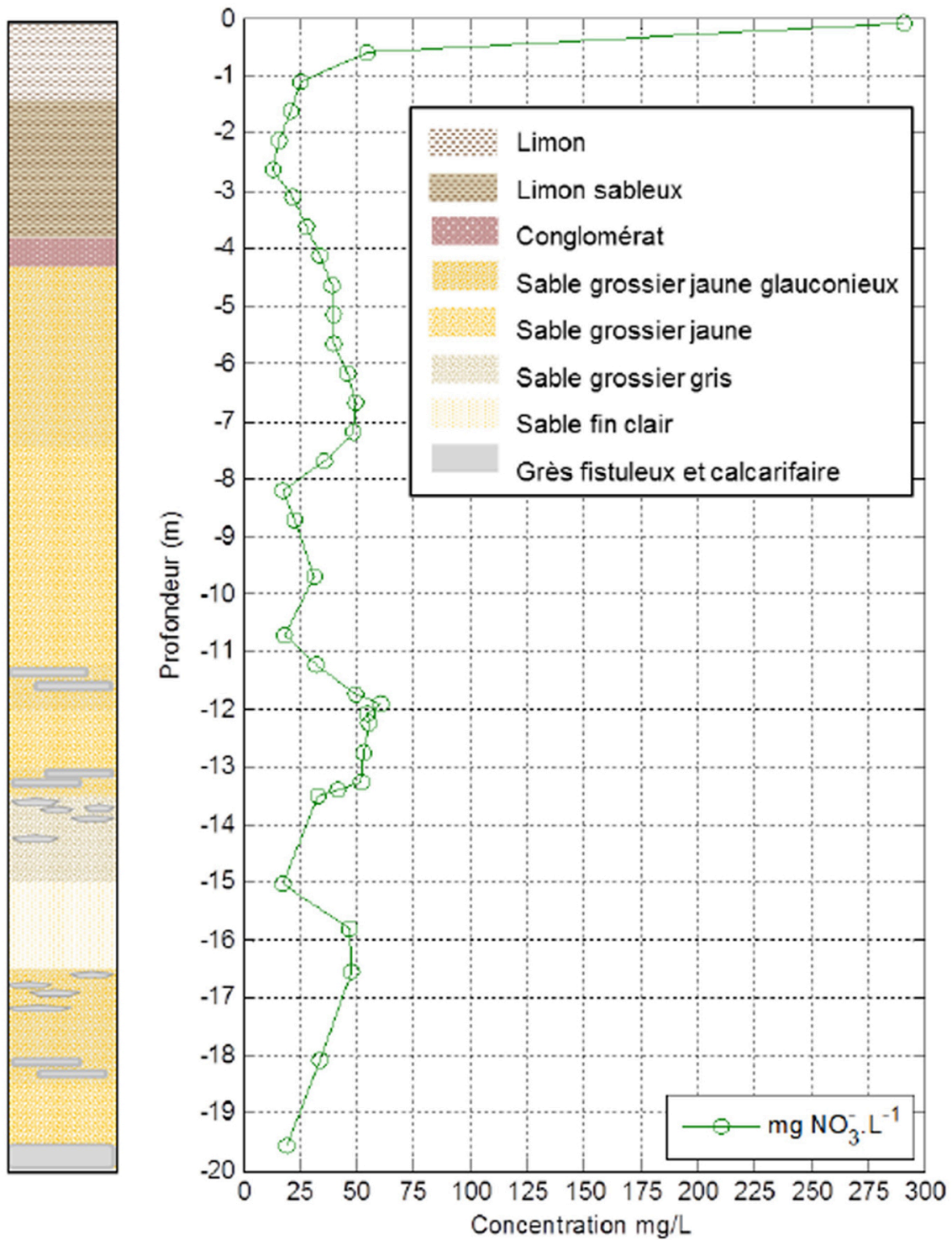


Figure 1a. Profil de concentration en nitrate dans le carottage profond sous la parcelle OLLN.

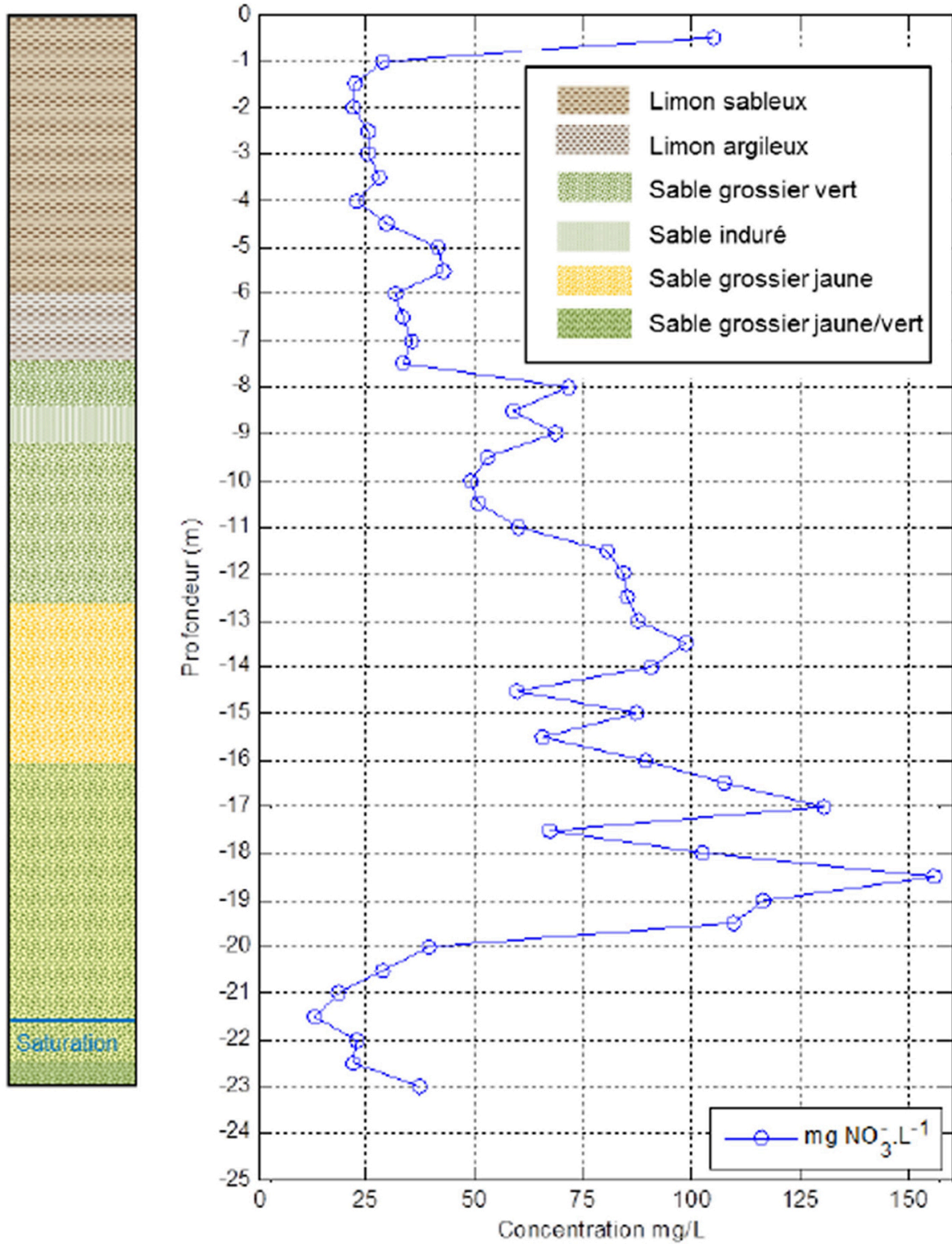


Figure 1b. Profil de concentration en nitrate dans le carottage profond sous la parcelle CSE.

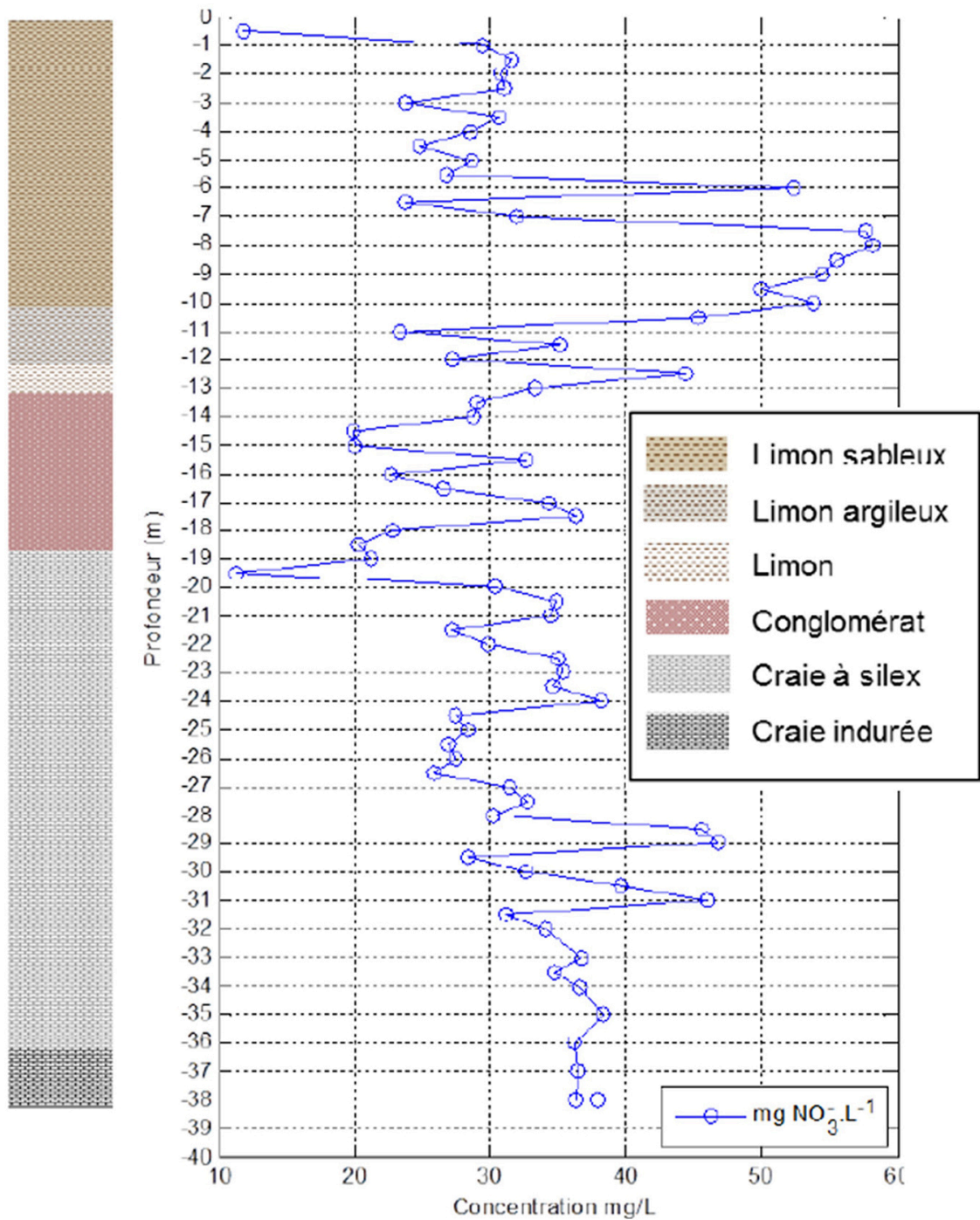


Figure 1c. Profil de concentration en nitrate dans le carottage profond sous la parcelle HESB.

Traceurs géochroniques des eaux souterraines

L'interprétation de l'analyse du traceur 3H de l'eau souterraine était problématique car le signal global de ce traceur dans les eaux souterraines devient faible.

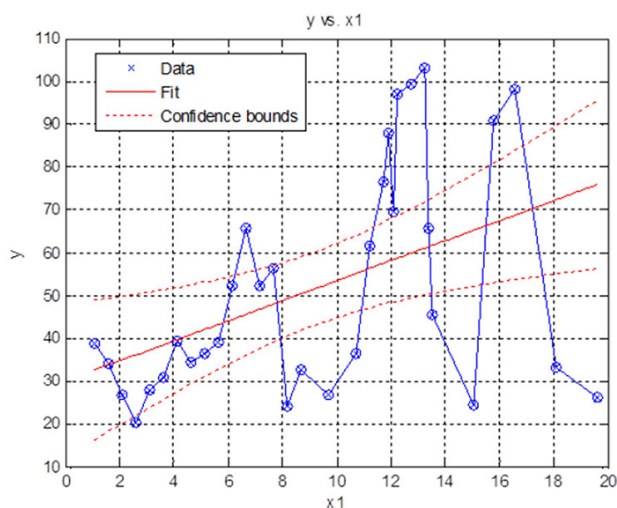
L'interprétation du CFC était également problématique en raison d'une incertitude concernant la migration de ce gaz dans la zone vadose et de possibles pollutions diffuses.

En revanche, le signal SF6, en combinaison avec les autres traceurs a permis l'estimation de l'âge de l'eau dans les masses d'eau souterraine sous les parcelles échantillonnées.

Impact du PGDA sur les profils nitrate en profondeur

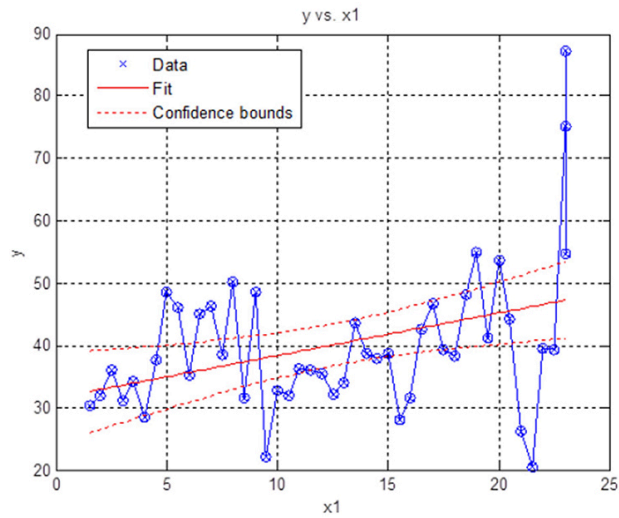
Pour les trois parcelles étudiées, l'évolution temporelle de l'APL a été significativement impactée par le PGDA. On observe une diminution légèrement significative de l'APL (exprimé en $\text{kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$) en fonction du temps.

Aussi pour les trois parcelles étudiées, les carottages profonds montrent une tendance à la hausse statistiquement significative (p -valeur $< 0,05$) des teneurs en nitrate ($y = \text{kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$) avec la profondeur ($x1$ en m) (figures 2a à 2c). Cette tendance étant particulièrement marquée pour la parcelle HESB.



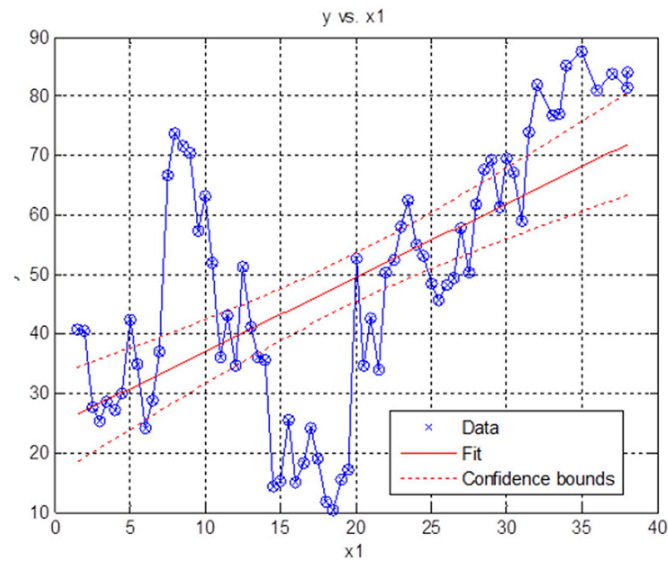
	<i>Estimate</i>	<i>SE</i>	<i>tStat</i>	<i>pValue</i>
(Intercept)	30.12	8.7528	3.4414	1.72E-03
x1	2.33	0.8321	2.8060	0.0087

Figure 2a. Régression linéaire des concentrations en nitrate ($y = \text{kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$) en fonction de la profondeur ($x1 = m$) pour la parcelle OLLN.



	<i>Estimate</i>	<i>SE</i>	<i>tStat</i>	<i>pValue</i>
(Intercept)	31.58	3.5986	8.7750	3.20E-11
x1	0.68	0.2513	2.7153	0.0094

Figure 2b. Régression linéaire des concentrations en nitrate ($y = \text{kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$) en fonction de la profondeur ($x_1 = m$) pour la parcelle CSE.



	<i>Estimate</i>	<i>SE</i>	<i>tStat</i>	<i>pValue</i>
(Intercept)	24.57	4.2712	5.7523	2.29E-07
x1	1.25	0.1982	6.2933	2.5943E-08

Figure 2c. Régression linéaire des concentrations en nitrate ($y = \text{kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$) en fonction de la profondeur ($x_1 = m$) pour la parcelle HESB.

Il a également été observé que la teneur en nitrate de l'eau de recharge au sommet de la zone vadose, correspondant à des événements de lixiviation plus récents, est en général inférieure à la norme de l'eau potable (50 ppm de nitrate par litre). Ceci suggère fortement que, pour les trois parcelles étudiées, l'impact du PGDA diminue sensiblement la quantité de nitrate qui s'infiltré sous la zone racinaire des cultures agricoles et que cette diminution se traduit par une diminution de la teneur en nitrate au sommet de la zone vadose. Cela suggère également que l'on peut s'attendre à une diminution de la teneur en nitrate des nappes phréatiques lorsque le temps de transfert du nitrate à travers le sol et le sous-sol sera dépassé.

Estimation du temps de séjour et du temps de transfert du nitrate dans la zone vadose

Dans la première approche de modélisation par bilan de masse, seul l'écoulement piston convectif est envisagé et les informations sur la distribution de l'eau et de l'azote le long du profil du sol est ignoré. Cette estimation ne prend pas en compte les écoulements préférentiels. A partir des profils de teneur en eau volumique déterminés pour chaque parcelle, le volume d'eau total sur chaque profil peut être déduit (tableau 2).

En fonction des données météorologiques locales, une infiltration journalière moyenne est estimée à $0,6254 \text{ mm.j}^{-1}$, soit une infiltration annuelle de $2,28 \cdot 10^6 \text{ L.ha}^{-1}$. Le temps de transfert hydraulique (TH) est calculé en divisant le volume hydrique total du profil (MH) par le volume d'infiltration annuel (*I*annuelle). La profondeur du profil sous le premier mètre divisé par TH calculé donne une vitesse de transfert (VH) estimée pour le remplissage du profil jusqu'à sa teneur en eau actuelle.

Pour le temps de transfert du nitrate, on procède de la même façon. Sur la base des profils de concentration nitrique, on en déduit la masse totale d'azote nitrique (MN) contenue entre le premier mètre sous la surface du sol et le toit de la nappe, ainsi que la concentration minimale et maximale des horizons en nitrate et en azote nitrique. Considérant ces concentrations minimales et maximales et l'intensité d'infiltration, on peut déduire une charge annuelle en azote nitrique. En divisant la masse nitrique totale par la charge annuelle, on obtient le temps de transfert nécessaire pour remplir le volume d'azote total retrouvé jusqu'au toit de la nappe. La vitesse de transfert du nitrate est alors estimée par le rapport entre la profondeur du profil et le temps de remplissage (TN). Le temps de transfert moyen estimé par le bilan de masse en nitrate est nettement plus élevé que celui estimé par le bilan hydrique.

La fonction de transfert linéaire a prédit avec succès la forme des profils de teneur en nitrate aux trois parcelles. Les temps de transfert estimés à partir du modèle de fonction de transfert linéaire sont légèrement plus grands que les temps de transfert estimés à partir du bilan hydrique, mais plus petits que les temps de transfert estimés à partir du bilan azoté.

La combinaison de l'analyse des traceurs géochronologiques a permis de déterminer que l'âge de la nappe phréatique du site OLLN est d'au moins 18 ans. L'âge de cette eau est plus élevé que celui de l'eau sous le site CSE. L'âge estimé des eaux souterraines HESB est de 21 ans.

Ces estimations sont cohérentes avec les estimations des approches du bilan massique et par modélisation à l'aide des fonctions linéaires de transfert (tableau 3).

Pour la mise en place du modèle numérique (uniquement pour la parcelle CSE), le sous-sol a été discrétisé en couches de 10 cm. Pour chaque couche, les propriétés hydrauliques du sol ont été estimées à partir des mesures de texture du sol. Un scénario de modélisation a été construit pour une période de 30 ans. Les charges en azote en surface ont été établies à partir des APL observés depuis 2004 et pour la période avant 2004, estimées sur base des APL des fermes de références sélectionnées dans l'étude Prop'eau Sable (Lambert et al., 2002). Selon cette étude, la mise en œuvre d'un accompagnement scientifique et de mesures telles que la fertilisation raisonnée et les cultures piège à nitrate avaient permis une réduction de l'APL de l'ordre de 43 %. Sur base d'une hypothèse de réutilisation de 50 % de la quantité de nitrate de l'APL par les cultures de printemps, nous avons pu reconstituer le profil en nitrate tel que mesuré à la parcelle CSE.

Selon le modèle appliqué à la parcelle CSE, le temps de transfert nécessaire pour atteindre le toit de la nappe à 23 m et associé à un volume total d'eau du profil non-saturé de 3211 L.m^{-2} , vaut 5625 jours, soit 15,41 années. Suivant le même raisonnement, le temps de transfert associé au pic de concentration observé à la profondeur de 18,5 m et cumulant 2200 L.m^{-2} , vaut 4009 jours, soit 10,98 années. Ce modèle suppose que le pic APL de $220 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ survenu en 2005 contribue bien au pic de concentration retrouvé à 18,5 m de profondeur (figure 1b).

Le modèle de simulation démontre que le PGDA permet d'inverser la tendance à l'augmentation du nitrate dans la zone vadose. La vitesse de déplacement estimée avec le modèle numérique était inférieure à 1 m.an^{-1} .

Tableau 2. Transferts hydrauliques et nitriques estimés par bilan de masse pour les parcelles OLLN, CSE et HESB.

	Paramètre	Formule	OLLN	CSE	HESB	Unités
(1)	Profondeur du profil		19	22	37	m
(2)	Volume hydrique total, MH		35,22	32,11	76,84	10 ⁶ L.ha ⁻¹
(3)	Masse totale d'azote nitrique, MN		430,5	588	845,6	kg.ha ⁻¹
(4)	Concentration moyenne en azote nitrique	(3)/(2)	12,22	18,31	11,00	mg.L ⁻¹
(5)	Infiltration journalière moyenne		0,63	0,63	0,63	mm.j ⁻¹
(6)	Infiltration annuelle		2,28	2,28	2,28	10 ⁶ L.ha ⁻¹ .an ⁻¹
(7)	Temps de transfert hydraulique estimé	(2)/(6)	15,43	14,07	33,66	an
(8)	Vitesse de transfert hydraulique estimée	(1)/(7)	1,23	1,56	1,10	m.an ⁻¹
(9)	Concentration en nitrate de l'eau d'infiltration, moyenne		37,10	88,6	40,20	mg.L ⁻¹
	Min.		13,73	22,15	22,15	mg.L ⁻¹
	Max.		60,47	155,05	58,25	mg.L ⁻¹
(10)	Concentration en azote nitrique de l'eau infiltration, moyenne	(9)/4,43	8,38	20,00	9,08	mg.L ⁻¹
	Min.		3,1	5	5	mg.L ⁻¹
	Max.		13,65	35	13,15	mg.L ⁻¹
(11)	Charge annuelle en azote nitrique de l'infiltration, moyenne	(6)*(10)	19,12	45,65	20,72	kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹
	Min.		7,08	11,41	11,41	kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹
	Max.		31,16	79,89	30,02	kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹
(12)	Temps de transfert du nitrate estimé, moyen	(3)/(11)	37,33	29,44	51,13	an
	Max.		60,84	51,52	74,09	an
	Min.		13,82	7,36	28,17	an
(13)	Vitesse de transfert du nitrate estimée, moyenne	(12)/(1)	0,84	1,71	0,91	m.an ⁻¹
	Min.		0,31	0,43	0,50	m.an ⁻¹
	Max.		1,38	2,99	1,31	m.an ⁻¹

Les différentes approches d'estimation du temps de séjour pour les trois parcelles sont résumées dans le tableau 3.

Tableau 3. Temps de séjour et vitesses de transfert du nitrate dans la zone vadose pour les parcelles OLLN, CSE et HESB.

Méthode d'estimation		OLLN (19 m)	CSE (22 m)	HESB (37 m)
Bilan de masse eau	Temps de transfert hydraulique (an)	15,43	14,07	33,66
	Vitesse de transfert hydraulique (m.an ⁻¹)	1,23	1,56	1,10
Bilan de masse nitrate	Temps de transfert du nitrate (an)	37,33	29,4	51,1
	Vitesse de transfert du nitrate (m.an ⁻¹)	0,84	1,71	0,91
Traceurs	Temps de transfert hydraulique (an)	>18	>18	21,30±4
	Vitesse de transfert hydraulique (m.an ⁻¹)	<1,11	<1,28	1,74±0,33
Fonctions linéaires de transfert	Temps de transfert du nitrate (an)	17,39	15,41	29,57
	Vitesse de transfert du nitrate (m.an ⁻¹)	1,09	1,43	1,25
Modèle numérique	Temps de transfert du nitrate (an)		23,66	
	Vitesse de transfert du nitrate (m.an ⁻¹)		0,93	

Conclusion

Les observations et analyses réalisées sur des carottes de sol prélevées dans la zone vadose profonde et sur des échantillons d'eau souterraine, à l'aplomb de trois parcelles représentatives de la zone vulnérable en Wallonie, suggèrent fortement que l'application du PGDA a un effet positif sur le nitrate qui s'infiltré et percole jusqu'aux eaux souterraines.

Le délai pour observer une amélioration de l'état des eaux souterraines dépend, entre autres processus, du temps de transfert du nitrate à travers la zone vadose.

Pour les trois parcelles étudiées, les vitesses de transfert du nitrate ont été estimées à l'aide de trois approches.

Les différences méthodologiques ont permis des estimations cohérentes des vitesses de transfert inférieures à 1,5 m.an⁻¹ dans la zone vadose des parcelles considérées. Il serait donc raisonnable d'affirmer que les améliorations de la qualité des eaux souterraines sous les parcelles ne peuvent être attendues que dans un délai de 12 ans à dater de la mise en œuvre effective et régulière du PGDA.

Les résultats de la présente étude suggèrent qu'une dégradation croissante est susceptible de persister encore un certain temps en raison de ce retard naturel. Cela ne doit pas être un argument pour remettre en cause l'efficacité du PGDA, mais plutôt un plaidoyer pour une mise en œuvre rigoureuse de celui-ci dans toute la zone vulnérable de la Wallonie.

Perspectives

En raison de contraintes de temps et de budget, cette étude n'a été menée que sur trois parcelles. De plus, le modèle numérique détaillé n'a été mis en œuvre que pour une parcelle. Pour augmenter la représentativité régionale de l'étude, le nombre de placettes d'étude pourrait être augmenté et étendu à d'autres contextes agro-pédo-géologiques de la Wallonie.

En ce qui concerne le carottage profond du sol, deux méthodes ont été utilisées. Il serait intéressant de savoir si la technique du carottage du sol introduit un biais. Le carottage avec perturbation du sol n'a pas permis d'évaluer l'impact de la microstructure du sol sur le transport du nitrate. En particulier, des méthodes alternatives pour évaluer la densité apparente du sol dans les carottes de sol profondes sont nécessaires.

En ce qui concerne les traceurs isotopiques et géochronologiques, des progrès significatifs peuvent encore être réalisés. En effet, les traceurs isotopiques peuvent non seulement être utilisés pour estimer l'âge de l'eau de recharge mais pourraient également être extrêmement puissants pour discriminer l'origine de la pollution des eaux souterraines. Tout cela offre des perspectives pour la recherche fondamentale et appliquée sur le devenir et le transport du nitrate dans les zones vadoses profondes.

Bibliographie

Arnaud L. & Baran N., 2009. *Détermination des vitesses de transfert de l'eau et des nitrates dans la zone non saturée d'un aquifère crayeux de Haute -Normandie. Rapport final (RP-57828-FR)*. BRGM.

Dàvila P.F., Külls C., Weiler M., 2013. A toolkit for groundwater mean residence time interpretation with gaseous tracer. *Computers and Geosciences*, 61(0) :116-125

De Toffoli M., Vandenberghe C., Lambert R., 2022. Le référentiel APL en Wallonie. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

IAEA, 2006. *Use of Chlorofluorocarbons in hydrology – a guidebook*. International Atomic Energy Agency Library Cataloguing

Lambert R., Van Bol V., Malmjean F.-F., Peeters A., 2002. *Prop''eau Sable : recherche-action en vue de la préparation et de la mise en œuvre du plan d'action de la zone des sables bruxelliens en application de la directive européenne CEE/91/676 (nitrates). Rapport final d'activités*. UCLouvain. https://www.researchgate.net/publication/235245884_Prop'eau-sable_Recherche-action_en_vue_de_la_preparation_et_de_la_mise_en_oeuvre_du_plan_d'action_de_la_zone_des_sables_bruuxelliens_en_application_de_la_directive_europeenne_CEE91676_nitrates_Rapport

Petit S. et Vanclooster M., 2014. *Évaluation de l'impact du PGDA sur les profils de nitrate en zone non saturée à grande profondeur : développement méthodologique. Projet carottage-PGDA*. UCLouvain. https://dial.uclouvain.be/pr/boreal/object/boreal%3A153216/datastream/PDF_02/view

Wouez D., 2022. L'APL wallon, un outil de contrôle et d'encadrement. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

About the Authors

Richard Lambert

EARTH AND LIFE INSTITUTE (UCLouvain)

Sébastien Petit

EARTH AND LIFE INSTITUTE (UCLouvain)

Marnik Vanclooster

EARTH AND LIFE INSTITUTE (UCLouvain)

Synthèse des échanges sur la thématique

Cette première session a tout d'abord mis en évidence les difficultés logistiques que représentent les campagnes de REH/APL pour les laboratoires. La réalisation des prélèvements se fait à une période chargée pour les préleveurs prestataires (principalement agriculteurs ou entreprises de travaux agricoles). Estimer la date de déclenchement des prélèvements et communiquer auprès des préleveurs et agriculteurs autour de cette date représente une réelle difficulté pour les laboratoires.

Une distinction entre REH et RDD (reliquat début drainage) s'est dessinée lors de cette session, à partir du choix dans la date de déclenchement des prélèvements. Le REH serait associé à une date, ou période, fixée à l'avance, pour des questions organisationnelles et d'inter-comparaison au sein d'un même territoire, tandis que le RDD est associé à une date établie plus finement, pour être au plus près du début du drainage.

Une réflexion collective autour du nombre de carottes à réaliser par couche et par type de précédents a également animé cette session. La difficulté à échantillonner dans la couche 60-90 cm, associée à des attendus plus faibles sur cette couche plus profonde (moins de variabilité), tendent à réfléchir à la possibilité de prélever plus de carottes dans les premières couches (0-30 cm et 30-60cm) que dans la dernière (dans les sols profonds).

Les échanges autour de la variabilité spatiale ont permis de discuter des atouts et limites des différents schémas d'échantillonnage. La méthode en cercle a les avantages de fournir des résultats plus fiables et de permettre une inter-comparaison des résultats, elle permet cependant une moins grande représentativité de la parcelle. La méthode consistant à réaliser les prélèvements sur deux diagonales croisées permet elle une bonne représentativité de la parcelle mais nécessite un nombre de carottes élevé pour fournir des résultats fiables. Le choix dans la méthode d'échantillonnage peut dépendre de l'hétérogénéité de la parcelle et de l'usage que l'on fait du RDD, l'essentiel sera quoiqu'il en soit de conserver cette méthode chaque année sur la même parcelle pour permettre une comparaison interannuelle. Ces échanges sur la variabilité spatiale des résultats soulèvent aussi la question de la valeur d'incertitude acceptable. Un juste milieu est à trouver entre :

- prélever un faible nombre d'échantillons, pour un coût plus réduit, mais accepter de disposer de résultats avec une marge d'erreur importante et
- prélever un nombre d'échantillons élevé, pour des résultats fiables avec une faible incertitude, mais accepter un coût important pour la campagne de mesure de reliquats et assumer une logistique complexe pour le laboratoire.

Il est, quoi qu'il arrive, nécessaire d'accepter qu'une proportion des résultats ne pourra pas être expliquée.

Cette session a également soulevé une réflexion autour de la prise en compte de l'ammonium dans l'interprétation des reliquats. Selon les usages, il est soit non considéré dans les résultats, soit utilisé comme indicateur de validité du traitement de l'échantillon (révèle la qualité de la conservation et de la décongélation avant analyse) ou encore comme indicateur de minéralisation active.

Enfin, cette session a ouvert aussi des questionnements autour d'une meilleure estimation de la charge caillouteuse et de la densité apparente pour bénéficier de reliquats plus proches de la réalité. L'intérêt de disposer du profil hydrique du sol pour interpréter les résultats a également été souligné.

CHAPITRE 2. REH/RDD/APL ET OBSERVATOIRES DE LA QUALITÉ DE L'EAU

Le lysimètre, un outil d'évaluation de l'APL en tant qu'indicateur environnemental

CHRISTOPHE VANDENBERGHE; FLORENT BACHELART; GILLES COLINET; ET KEVIN LEFÉBURE

Résumé

Depuis 2003, la lixiviation du nitrate est suivie dans quatre parcelles situées en région limoneuse (Hesbaye, Belgique) et dédiées aux cultures de céréales, betterave, pomme de terre et légumes. L'outil utilisé pour ce suivi est le lysimètre installé en conditions réelles d'exploitation des parcelles. Il s'agit de tonneaux de 1,5 mètres de hauteur et 1 m² de section, remplis de sol et placés à 2 mètres sous la surface du sol, de manière à ne pas entraver les opérations culturales. Un des objectifs poursuivis est l'évaluation de l'APL en tant qu'indicateur environnemental.

Dans les conditions pédoclimatiques de la Hesbaye (limon profond, pluviométrie annuelle de 800 mm), les observations réalisées illustrent le lien entre l'APL (azote potentiellement lessivable, reliquat d'azote nitrique dans la couche 0-90 cm) et la concentration en nitrate dans l'eau récoltée à l'exutoire des lysimètres.

Ainsi, dans une situation de gestion raisonnée de l'azote, l'APL observé en automne après récolte de betteraves ou dans une CIPAN (Culture Intermédiaire Piège à Nitrate) semée après la récolte des céréales est de l'ordre de 30 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹. La concentration en nitrate à l'exutoire des lysimètres au cours de l'hiver qui suit est du même ordre de grandeur ; soit environ 30 mg NO₃⁻.L⁻¹. A l'autre « extrême », après la récolte de pommes de terre ou de légumineuses (non suivies d'une CIPAN), l'APL et la concentration en nitrate dépassent souvent cent unités.

Les observations ont également montré l'impact de la pluviométrie sur la lixiviation. En année humide ou normale, le lien entre l'APL et la concentration en nitrate dans l'eau est observé au cours de l'hiver-printemps qui suit la récolte ; en année sèche, ce lien est observé avec un an de décalage.

Enfin, une surfertilisation organique très excessive aura un impact plus long (environ trois ans) sur la concentration en nitrate dans l'eau alors que, moyennant la prise en compte de cette surfertilisation dans la fertilisation des cultures suivantes, les APL observés ultérieurement peuvent afficher des valeurs satisfaisantes.

Ces presque vingt années d'observations ont ainsi permis de valider la qualité de l'APL en tant qu'indicateur environnemental.

Introduction

En région wallonne (Belgique), entre 1997 et 2001, une dizaine d'exploitations agricoles pilotes ont fait l'objet d'un suivi scientifique afin d'évaluer deux indicateurs de gestion de l'azote : le bilan d'azote (de l'exploitation et de l'assolement) et le reliquat d'azote nitrique dans le sol en novembre (APL) (Lambert et al., 2001).

Le profil de ces exploitations (polycultures¹ – élevage², environ 80 ha) est représentatif de la région agricole des Sables du Bruxelliens³.

Ce suivi pluriannuel a mis en évidence l'intérêt de l'APL dans l'évaluation des pratiques de gestion de l'azote :

- une gestion raisonnée de la fertilisation diminue l'APL,
- la mise en place d'une culture intermédiaire piège à nitrate diminue l'APL,
- les caractéristiques (profondeur d'enracinement, durée de végétation, date de récolte) de chaque culture impactent l'APL.

La période de la mesure (novembre) est charnière entre la fin de prélèvement d'azote par les cultures (y compris CIPAN) et le début du processus de lixiviation. Dans ce sens, l'APL pourrait constituer une photographie de la pression nitrate sur les eaux souterraines.

Il restait donc à valider la relation entre la concentration en nitrate de l'eau de percolation et d'une part la gestion de l'azote et d'autre part, l'APL (figure 1).

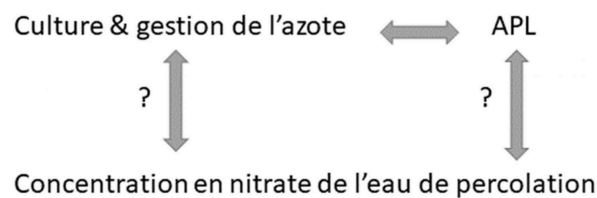


Figure 1. Relation gestion de l'azote – APL – qualité de l'eau.

Pour mener cette validation, en 2003, quatre lysimètres ont été installés en plein champ, dans quatre parcelles, afin de collecter l'eau de percolation.

Chaque lysimètre est un 'tonneau' en inox, d'un mètre carré de section et de 1,5 m de hauteur, rempli de sol et placé à 2 m de profondeur de manière à (1) ne pas entraver les opérations de travail du sol et (2) à collecter l'eau qui quitte la zone racinaire maximale (2 m).

Chaque lysimètre est placé dans une partie de la parcelle qui ne doit normalement pas faire l'objet de 'redoublage' d'apport d'azote et est connecté gravitairement via un tuyau en polyéthylène haute densité à un réservoir de collecte placé dans une chambre de visite installée en bordure de parcelle (figure 2).

1. Froment d'hiver (*Triticum aestivum*), escourgeon (*Hordeum vulgare*), betterave sucrière (*Beta vulgaris*), maïs (*Zea mays*), pomme de terre (*Solanum tuberosum*), légumineuse (Fabaceae).
2. Bovin (laitier, engraissement ou mixte).
3. Limon du quaternaire (épaisseur 1 à 10 m) sur sable aquifère du tertiaire.

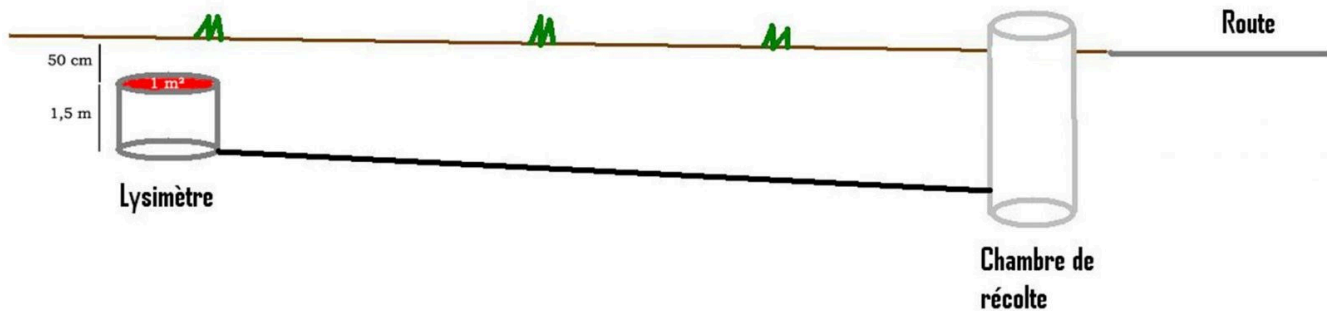


Figure 2. Coupe d'un dispositif lysimétrique.

Ces quatre parcelles sont situées en région limoneuse dans des exploitations agricoles faisant partie du Survey Surfaces Agricoles (Vandenberghé et al., 2005), réseau de plus de 200 parcelles encadrées par deux membres scientifiques de la Structure PROTECT'eau pour définir annuellement les références APL (Detoffoli et al., 2022). Chaque parcelle de ce réseau fait annuellement l'objet d'un conseil de fertilisation azotée (méthode du bilan) et de deux échantillonnages de sol (entre le 15 et le 30 octobre et entre le 1^{er} et le 15 décembre) en vue de mesurer la concentration en azote nitrique (APL).

Le sol de ces parcelles est de texture limoneuse (entre 10 m et 20 m d'épaisseur) reposant sur un aquifère crayeux. La teneur en carbone de l'horizon de surface est comprise entre 1,0 et 1,2 %, la teneur en limon (entre 2 et 50 μm) est supérieure à 70 % et la charge caillouteuse est nulle.

La pluviométrie moyenne annuelle est de l'ordre de 650 mm distribuée plus ou moins également au cours de l'année. La température moyenne du mois le plus froid (janvier) est de 3,2 °C et du mois le plus chaud (juillet) est de 19,1 °C.

Généralement, les lysimètres débitent de l'eau de décembre à avril. Au cours de cette période, des visites bimensuelles, voire hebdomadaires sont effectuées afin de mesurer le volume d'eau collecté et d'en prendre un échantillon pour analyses (nitrate, produits phytosanitaires).

Un des intérêts d'un lysimètre est de pouvoir établir l'épaisseur de la lame d'eau qui percole. Cette mesure permet de calculer des flux (en l'occurrence, des kilogrammes d'azote nitrique par hectare) et de les comparer aux apports d'engrais azotés (Lefébure et al., 2017).

Les 18 années d'observations dans ces quatre parcelles observatoires vont permettre de répondre à quatre questions en relation avec la figure 1 :

1. l'APL est-il un bon indicateur de la concentration en nitrate de l'eau à la base de la zone racinaire ?
2. quel est l'impact du climat annuel (température, pluviométrie) sur cette relation ?
3. quelles sont les limites de cet indicateur ?
4. la culture et la gestion de l'azote ont-elles bien un impact sur la qualité de l'eau ?

L'APL est-il un bon indicateur de la concentration en nitrate de l'eau à la base de la zone racinaire ?

La figure 3 illustre la qualité de la relation entre l'APL et la concentration en nitrate mesurée à l'exutoire du lysimètre au cours de période hivernale qui suit.

En 2006, la parcelle SEU25 (figure 3) est occupée par une culture de pomme de terre de transformation (fabrication de frites). L'APL mesuré en automne, à trois reprises (octobre, novembre et décembre) affiche une valeur moyenne de $115 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$. Au cours de l'hiver qui suit, la concentration en nitrate de l'eau collectée dans la chambre de visite varie de 60 à $95 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

En 2007, la parcelle a fait l'objet d'un semis de betterave sucrière. L'APL mesuré fin novembre renseigne un stock de $23 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$. La concentration en nitrate mesurée dans l'eau collectée dans la chambre de visite au cours de l'année 2008 fluctue entre 10 et $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Trois pics de concentration (entre 80 et $90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) sont observés au cours de cette année. Ils ont été observés à des moments où les flux d'eau étaient très faibles et, par conséquent, ne représentent qu'une très petite partie de la lixiviation de nitrate observée au cours de cette année.

Cette observation (concomitance d'une concentration élevée lors d'un débit très faible) n'est pas rare et illustre bien l'intérêt des lysimètres : une méconnaissance de la lame drainante lors de chaque mesure de concentration conduirait à dresser, par une simple moyenne arithmétique, un portrait incorrect de la lixiviation du nitrate. A l'inverse, la mesure du volume d'eau lors de chaque dosage de nitrate permet d'avoir une image bien précise du flux d'azote nitrique.

En 2008, la parcelle était occupée par une culture de froment d'hiver dont la récolte a été suivie d'un semis de CIPAN. L'APL a été mesuré à deux reprises en automne ($54 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ fin octobre et $18 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ début décembre). La concentration en nitrate dans l'eau récoltée en 2009 à l'exutoire du lysimètre est restée inférieure à $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

En 2009 et 2010, la parcelle a été successivement occupée par de la fève, de l'épinard et du poireau. Au cours de ces deux années, les mesures de l'APL ont affiché des résultats compris entre $172 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ et $265 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$. Début 2010, la concentration en nitrate à l'exutoire du lysimètre reste cependant inférieure à $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Ce constat est interprété comme un 'résidu' de l'effet de la CIPAN présente fin 2008. Fin 2010 et en 2011, la concentration en nitrate de l'eau augmente pour atteindre $130 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, teneur à mettre en relation avec les APL élevés observés au cours des deux années de légume.

La CIPAN installée en 2011 après la récolte de haricot n'a pas eu l'effet escompté sur l'APL et le reliquat azoté en sortie d'hiver (RSH) : $103 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ le 24 février 2012. Conséquence de ce niveau élevé, la concentration en nitrate reste également élevée au cours de l'année 2012.

En 2012 et 2013, la parcelle a été successivement occupée par de la betterave et de la carotte. Au cours de ces deux années, les APL ont variés entre 11 e $34 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$. Début 2013, la concentration en nitrate a chuté sous $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Début 2014, la concentration restait inférieure à $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Ces huit années d'observations illustrent clairement la relation entre l'APL et la concentration en nitrate à l'exutoire du lysimètre.

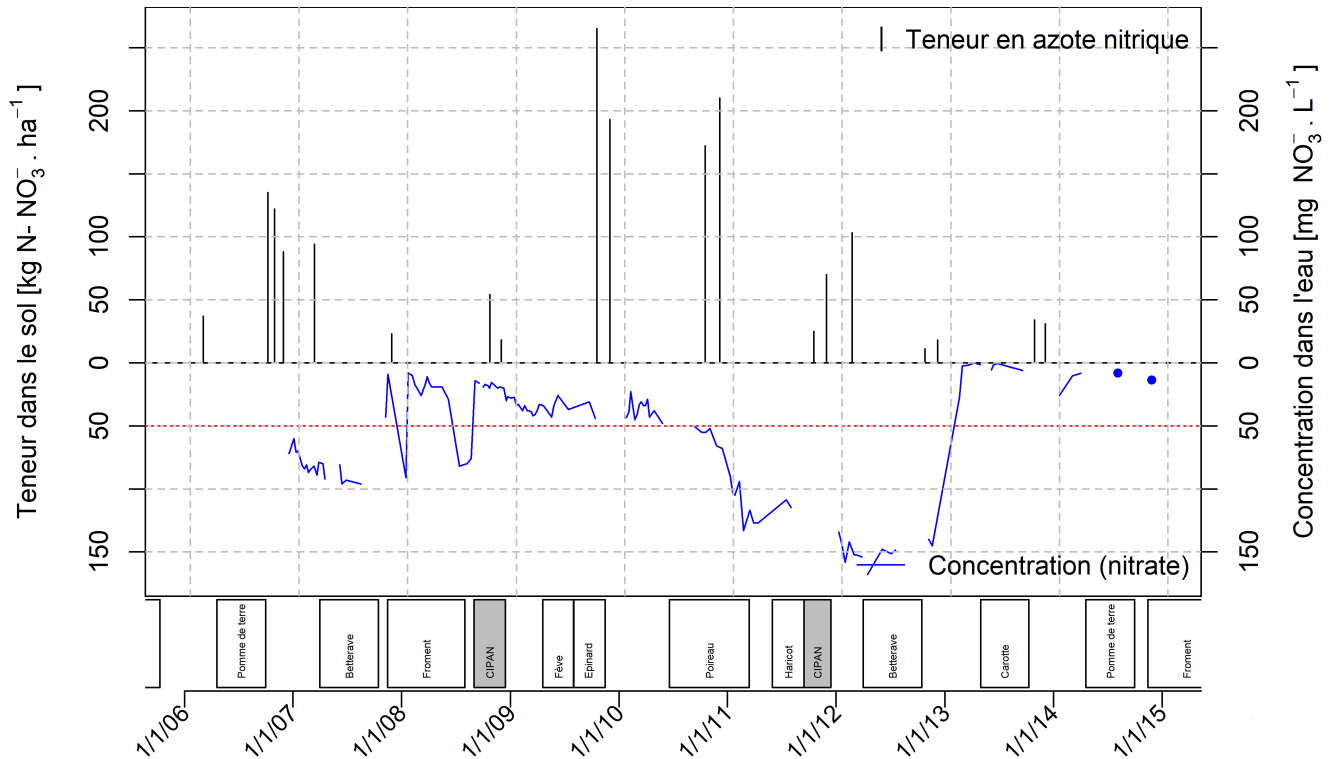


Figure 3. Reliquat azoté dans le sol et concentration en nitrate de l'eau du lysimètre de la parcelle SEU25.

Quel est l'impact du climat annuel (température, pluviométrie) sur cette relation ?

La période s'étalant de début 2016 à fin 2021 offre la possibilité d'apprécier l'impact des conditions climatiques sur la concentration en nitrate et les flux d'eau.

Deux épisodes pluvieux sont étudiés pour illustrer l'impact d'une pluviométrie abondante sur la concentration en nitrate et les flux d'eau.

Le premier épisode a lieu en juin 2016 (après un mois de mai déjà assez pluvieux) : le cumul de pluie au cours de ce mois atteint 176 mm d'eau (soit plus de deux fois la quantité normalement attendue au cours de ce mois). Il s'en suit une reprise de la percolation jusqu'à la base du lysimètre qui fournira plus de 150 mm d'eau entre la fin juin et la mi-juillet.

En 2016, la parcelle LHO99 (figure 4) était occupée par une pomme de terre plantée à l'enfouissement d'une CIPAN réalisé fin 2015.

Au cours de cet épisode de percolation, la concentration en nitrate de l'eau récoltée dans la chambre de visite était en moyenne de 130 mg.L⁻¹. Ce nitrate a été attribué à la pomme de terre puisque les échantillons d'eau ont révélé des traces de l'herbicide utilisé un mois plus tôt pour cette culture.

Fin du printemps 2021, un nouvel épisode de pluie est observé : entre le 15 juin et le 15 juillet, le cumul de pluviométrie atteint 230 mm. Cette année-là, la parcelle était emblavée d'un froment d'hiver. Une reprise de la percolation est, comme en 2016, observée à partir de la fin juillet. Malgré une pluviométrie supérieure à celle observée en 2016, le volume d'eau collecté dans la chambre de visite n'excèdera pas 40 litres, soit près de quatre fois moins que celui observé en 2016 et ce, malgré une pluviométrie supérieure.

L'explication de cette différence réside dans la culture en place : en 2016, il s'agissait d'une pomme de terre 'fraichement' plantée : le développement racinaire était réduit en juin et les besoins en eau encore relativement faibles. A l'inverse, en 2021, le froment, en place depuis huit mois, présentait un système racinaire bien développé et profond et était à un stade de développement (début de remplissage du grain) consommateur d'eau.

Cet impact du développement racinaire sur un éventuel phénomène de lixiviation estivale a également été observé sur trois autres lysimètres en 2016.

A l'opposé de ces conditions d'humidité, une période de sécheresse a sévi de l'été 2017 à l'été 2020. Il a *grosso modo* manqué 10 à 30 % de la pluviométrie annuelle attendue avec des déficits hydriques souvent plus importants d'avril à septembre.

En conséquence, de fin 2017 à début 2021, quasiment aucun volume d'eau n'a été récolté dans les chambres de visite. Depuis la reprise de la percolation (printemps 2020 à la suite d'un mois de février très pluvieux), il a 'heureusement' été constaté que l'azote ne s'est pas accumulé dans le sol (entre 90 cm, la zone explorée par l'analyse de sol et 2 m, la base du lysimètre) au cours de cette période de sécheresse pour constituer un pic de concentration. Le développement racinaire profond de la betterave et du froment a certainement contribué à consommer ce stock d'azote et ainsi limiter la lixiviation du nitrate.

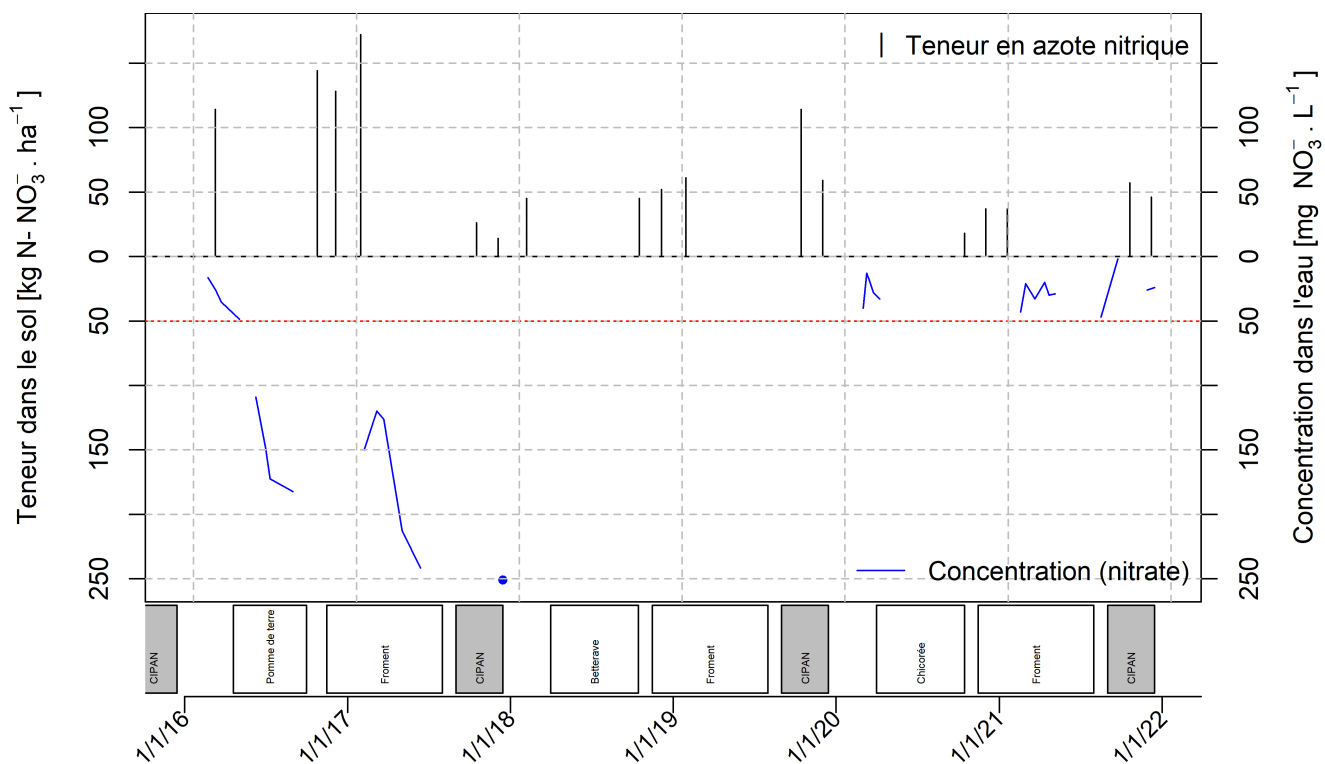


Figure 4. Reliquat azoté dans le sol et concentration en nitrate de l'eau du lysimètre de la parcelle LHO99.

Quelles sont les limites de cet indicateur ?

La mesure de l'APL est une 'photographie' à un instant donné d'un stock d'azote nitrique dans une couche de sol (le plus souvent 90 cm sous la surface).

Le terme 'photographie' est un peu usurpé puisque dans la réalité, une quinzaine de 'pixels' (carottes de sol) sont exploités, analysés pour constituer cette photographie. Cet aspect est traité par Colinet (2022).

La notion de 'à un instant donné' peut également constituer une limite de cet indicateur. Comme l'illustrent les figures 3 et 4, dans la majorité des situations, deux à trois mesures d'APL sont réalisées en automne (octobre, parfois novembre et décembre). Des variations, à la hausse ou à la baisse sont toujours observées au cours de cette période et sont le fait d'un ou plusieurs facteurs qui interagissent (simultanément) sur le stock d'azote nitrique dans le sol.

Le facteur 'pluie' est bien évidemment un moteur de diminution de l'APL au cours de l'automne. A titre d'exemple, en 2006 sur la parcelle SEU25 (figure 3), le sol est resté nu au cours de l'hiver, après la récolte des pommes de terre. L'APL est passé de 122 kg N-NO₃·ha⁻¹ le 31 octobre à 88 kg N-NO₃·ha⁻¹ le 30 novembre à la suite de 46 mm de pluie entre ces deux analyses.

La présence d'une CIPAN contribue logiquement à diminuer l'APL, à l'instar de ce qui est observé sur la parcelle SEU25 (figure 3) en automne 2009. Cependant, si le stock d'azote nitrique est trop important et si la

CIPAN ne se développe pas bien, l'APL augmente au cours de l'hiver comme observé fin 2011 début 2012 sur cette parcelle.

La minéralisation de résidus de culture tels que des feuilles de betterave peut également être à l'origine d'une augmentation de l'APL au cours de l'automne comme observée en 2018 sur la parcelle LHO99 (figure 4).

Une deuxième limite de l'APL en tant qu'indicateur environnemental apparaît lors de conditions météorologiques 'exceptionnelles' (voir paragraphe précédent) qui déclenchent de la lixiviation en dehors de la période attendue ou à l'inverse, n'engendrent aucune lixiviation par manque de pluie.

L'APL peut également parfois 'cacher' l'impact de pratiques qui vont perdurer plusieurs années. Le suivi de la parcelle SEU29 (figure 5) illustre ce propos. Fin d'été 2006, un apport de compost de déchets verts équivalent à $600 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ est réalisé après la récolte du froment. Logiquement, l'APL mesuré à trois reprises au cours de l'automne atteint $261 \text{ kg N-NO}_3^-\cdot\text{ha}^{-1}$. Au cours des quatre années qui suivent, la parcelle est occupée par des cultures légumières à enracinement peu profond qui ont fait l'objet d'une fertilisation azotée assez réduite ($20 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ pour la carotte en 2007, aucune fertilisation pour la fève et le chou frisé en 2008 et $100 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ pour le poireau en 2009 et aucune fertilisation sur le pois et le haricot en 2010). L'APL mesuré au cours de cette période varie entre 72 et $112 \text{ kg N-NO}_3^-\cdot\text{ha}^{-1}$. Par contre, dès la fin 2007, la concentration en nitrate dans l'eau va augmenter pour atteindre un peu plus de $450 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ au printemps 2008. Il faudra attendre trois années supplémentaires pour que, début 2011, la concentration soit inférieure à $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Début 2013, après une succession froment d'hiver - CIPAN, la concentration en nitrate est inférieure à $30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Dans le cas présent, cet excès d'apport azoté aura donc eu un impact cinq années durant sur la qualité de l'eau, impact qui n'était pas décelable par le simple suivi de l'APL au cours de cette période.

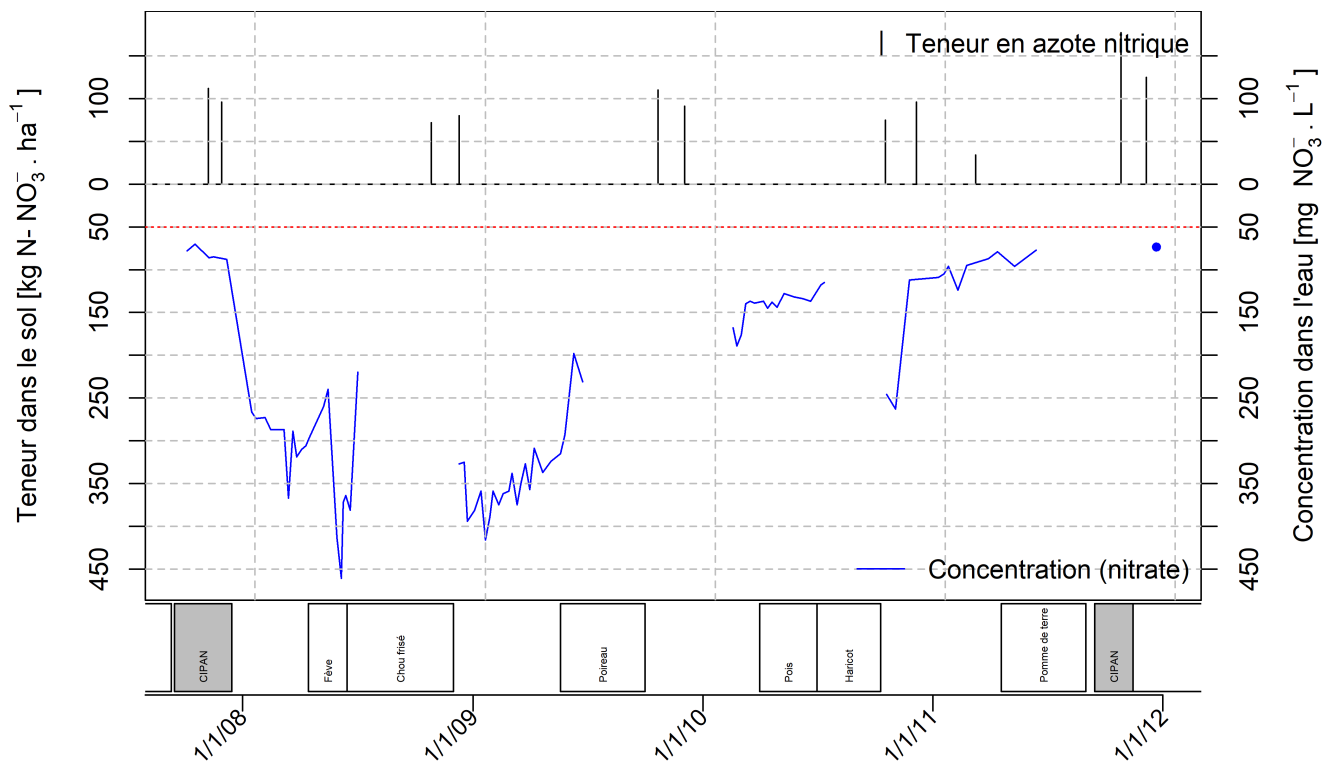


Figure 5. Reliquat azoté dans le sol et concentration en nitrate de l'eau du lysimètre de la parcelle SEU29.

Conclusions

Les lysimètres installés en plein champ, dans quatre parcelles limoneuses situées en moyenne Belgique ont permis d'observer les flux d'eau et de nitrate à la base de la zone racinaire depuis près de vingt ans.

Ces observations complétées par la connaissance des pratiques agricoles mises en œuvre par les exploitants de ces parcelles ont permis d'apprécier la relation entre APL et concentration en nitrate de l'eau de percolation et de valider la qualité de l'APL en tant qu'indicateur environnemental.

Par ailleurs, les exemples présentés ont également permis d'observer l'impact des cultures, intercultures et modes de gestion de l'azote sur la qualité de l'eau de percolation, répondant ainsi à la quatrième question posée (figure 1).

L'intérêt de l'APL pour la prédiction de l'impact sur la qualité de l'eau souterraine a fait l'objet d'une étude similaire à l'échelle d'un petit bassin versant (Lefébure et al., 2022) avec les mêmes conclusions.

Les atouts mais également les limites de cet indicateur ont fait l'objet d'investigations complémentaires et approfondies dans le cadre d'une thèse de doctorat (Vandenbergh, 2016).

Vu l'intérêt de cet outil, un site lysimétrique expérimental identique est valorisé depuis 2017 à Gembloux Agro-Bio Tech en vue d'étudier l'impact de pratiques différenciées (labour *versus* non-labour, restitution des pailles *versus* exportation des pailles) sur les flux d'eau et de nitrate.

Enfin, ces équipements sont également utilisés dans le suivi des flux de produits phytopharmaceutiques (PPP) avec un schéma semblable, à savoir (1) mesure de la concentration en PPP dans des échantillons de sol et dans l'eau et (2) interprétation à la lumière des traitements PPP effectués (Vandenberghe et al., 2021).

Bibliographie

Colinet G., Lefébure K., Vandenberghe C., 2022. Étude de la variabilité intra-parcellaire de l'azote nitrique et implications en matière d'échantillonnage. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

De Toffoli M., Vandenberghe C., Lambert R., 2022. Le référentiel APL en Wallonie. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Lambert R., Van Bol V., Maljean J-F., Peeters A., 2001. Recherche-action en vue de la préparation et de la mise en œuvre du programme d'action de la zone des Sables bruxelliens en application de la directive européenne CEE/*91/676 (nitrates). Université catholique de Louvain, 107 p. https://www.researchgate.net/publication/235245884_Prop'eau-sable_Recherche-action_en_vue_de_la_preparation_et_de_la_mise_en_oeuvre_du_plan_d'action_de_la_zone_des_sables_bruuxelliens_en_application_de_la_directive_europeenne_CEE91676_nitrates_Rapport

Lefébure K., Vandenberghe C., Bachelart F., Colinet G. 2017. Suivi lysimétrique de l'azote nitrique dans le cadre du Programme de Gestion Durable de l'Azote (PGDA) en Agriculture. Dossier GRENeRA 17-04. 33p. In : Vandenberghe C., De Toffoli M., Limbourg Q., Bachelart F., Imbrecht O., Bah B., Lefébure K., Huyghebaert B., Lambert R., Colinet G., *Programme de gestion durable de l'azote en agriculture wallonne et volet eau du programme wallon de réduction des pesticides – Rapport d'activités annuel intermédiaire 2017 des membres scientifiques de la Structure d'encadrement PROTECT'eau*. Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Université catholique de Louvain et Centre wallon de Recherches agronomiques, 33 p. + annexes. <https://hdl.handle.net/2268/225704>

Lefébure K., Bachelart F., Colinet G., Vandenberghe C., 2022. L'APL, un outil d'encadrement et d'évaluation de la pression agricole pour restaurer la qualité de l'eau du bassin versant d'Arquennes. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Vandenberghe C., Bontemps P-Y., Lambert R., Peeters A. and Marcoen J. M., 2005. Implementation of the Nitrate Directive in Belgium : the Agricultural Surface Survey. In : *N management in agrosystems in relation to the Water Framework Directive*, Maastricht, Netherlands. <https://hdl.handle.net/2268/63420>

Vandenberghe C., 2016. *Performance de l'indicateur 'Azote Potentiellement Lessivable' pour l'évaluation de la gestion du nitrate et du risque pour la qualité de l'eau*. Thèse de doctorat. Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux (Belgique). <https://hdl.handle.net/2268/201372>

Vandenberghe C., Blondel A., Pierreux J., Lacroix C., Colinet G., Dumont B., Pigeon O., 2021. Evaluation du devenir des produits phytopharmaceutiques en plein champ en fonction des pratiques culturales pour

le développement d'une agriculture éco responsable (Sol-Phy-Ly). Rapport d'activités final 2018-2021. Gembloux Agro-Bio Tech (Uliège) & Centre wallon de Recherches Agronomiques. 122 pages.

Remerciements

Les travaux qui ont permis la rédaction de cet article ont été soutenus par la Wallonie et la Société Publique de Gestion de l'Eau.

About the Authors

Christophe Vandenberghe
GEMBLOUX AGRO-BIO TECH (ULIÈGE)

Florent Bachelart
GEMBLOUX AGRO-BIO TECH (ULIÈGE)

Gilles Colinet
GEMBLOUX AGRO-BIO TECH (ULIÈGE)

Kevin Lefébure
GEMBLOUX AGRO-BIO TECH (ULIÈGE)

Estimation d'un REH équivalent en système drainé et prédiction de la concentration en nitrate dans les eaux de drainage agricole

SAMY CHELIL; HOCINE HENINE; PAULINE DODINET; CÉDRIC CHAUMONT; ET JULIEN TOURNEBIZE

Résumé

La pollution diffuse des eaux douces par le nitrate fait partie des préoccupations majeures des États membres de l'UE. En milieu agricole, les vitesses de transfert du nitrate sont plus importantes en présence d'un système de drainage artificiel. Cela conduit généralement à une augmentation des exportations d'azote minéral vers les eaux superficielles.

Le développement récent du modèle conceptuel NIT-DRAIN permet la simulation des flux et concentrations en nitrate à partir d'une variable de stock initial en azote que l'on nomme REH_e , équivalent à un reliquat azoté en entrée d'hiver (REH) sur l'échelle d'investigation. Ce modèle est appliqué sur trois sites représentatifs drainés en France pour lesquels des données de débit et de concentrations acquises au pas de temps horaire sont disponibles sur une période de plusieurs années. L'objectif est en premier lieu d'analyser le fonctionnement du modèle sur les trois sites d'étude puis d'analyser la fréquence d'échantillonnage des concentrations en nitrate à partir de laquelle l'erreur sur l'estimation des REH reste acceptable (< 10 %).

L'estimation des REH_e est plus précise sur le site de la Jaillière qui correspond à l'échelle parcellaire (1 ha). Dès lors que l'échelle investiguée est pluriparcellaire, le REH_e estimé par modélisation correspond à une valeur moyenne interparcellaire. Des performances élevées ont été obtenues lors de la modélisation des flux et des concentrations en nitrate sur les trois sites. Ces performances sont majoritairement préservées suite à l'utilisation d'un jeu de paramètres générique à l'ensemble des sites. En utilisant le modèle NIT-DRAIN associé au module SIDRA-RU (hydrologie des systèmes drainés), l'erreur sur l'estimation des REH_e est acceptable avec une fréquence mensuelle de suivi des concentrations dans les eaux de drainage.

Une approche simplifiée et opérationnelle est proposée pour estimer un REH à partir d'une lame d'eau drainée estimée et d'une concentration mesurée en janvier à l'exutoire des drains. Cet indicateur contribue ainsi à une évaluation des performances agronomiques à l'échelle du versant drainé.

Introduction

En Europe, une des pollutions majeures des eaux superficielles et souterraines est l'excès d'azote (N) potentiellement lixiviable. C'est pourquoi plusieurs textes réglementaires dont la Directive Nitrates (91/676/CEE), la Directive-Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) et la Directive 2006/118/CE sont parus et ont fixé un seuil

de concentration maximale à $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ pour les masses d'eau avec une valeur guide de $25 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$. L'activité agricole est une source majeure des pollutions diffuses par l'azote (Mariotti, 1998).

Le nitrate (NO_3^-), qui représente au maximum 1 % de l'azote du sol, est responsable de la majorité des pollutions azotées dans les eaux de surface et souterraine (Tournebize et al., 2008). De nombreuses actions sont mises en place pour diminuer les concentrations en nitrate en parcelles agricoles (telles que le Programme de Gestion Durable de l'Azote en agriculture (PGDA) en Belgique et le Plan de Maîtrise des pollutions d'origine Agricole (PMPOA) ou le Plan Azote National (PAN) en France). Aujourd'hui, avec la prise en compte des impacts environnementaux, il est possible pour chaque exploitation agricole de mesurer un reliquat post-récolte afin de quantifier l'azote minéral non utilisé par les cultures et un reliquat sortie d'hiver (RSH) permettant de calculer une quantité plus raisonnée de fertilisants à épandre au printemps (Justes et al., 2013). Dans notre étude, nous nous intéressons au REH qui correspond à la quantité de nitrate potentiellement lixiviable durant la période hivernale, période de recharge principale des aquifères sous climat tempéré et responsable de plus de 80 % des flux annuels exportés d'azote en zone de grande culture.

Cependant la mesure des reliquats, correspondant à la quantité disponible de nitrate dans le sol à différentes périodes, est coûteuse et chronophage. En effet, des mesures ponctuelles sont réalisées puis extrapolées, ce qui n'est pas forcément représentatif dans un milieu très hétérogène. En plus de cette contrainte de l'hétérogénéité spatiale, la période de prélèvement des échantillons du sol reste difficile à prévoir, en particulier pour le REH où il faudrait trouver le moment idéal se situant généralement entre la fin de la minéralisation de l'azote, lorsque les températures sont inférieures à $5 \text{ }^\circ\text{C}$ (Billy, 2008) et le début de l'infiltration de l'eau, après réhumectation du sol.

Un autre moyen de mesure possible pour étudier les transferts de nitrate est la case lysimétrique (Ballif et al., 1996). Sa mise en œuvre, complexe et coûteuse, est souvent réservée aux études expérimentales agronomiques (recherche ou chambre d'agriculture). Une alternative plus pratique à mettre en place serait d'instrumenter l'exutoire des secteurs drainés par tuyaux enterrés. Généralement, la structuration hydraulique des réseaux de drainage accélère le transfert de l'eau et des polluants permettant ainsi d'approcher le fonctionnement des systèmes lysimétriques géants (Kladivko et al., 1991 ; Garnier et al., 2022). Le drainage agricole artificiel, par tuyaux enterrés ou fossés à ciel ouvert, permet d'évacuer le surplus des eaux de nappes superficielles hivernales caractéristiques des sols hydromorphes en France. Le drainage a une dimension agronomique car il vise à stabiliser les rendements agricoles face aux contraintes climatiques et pédologiques. Le drainage facilite aussi un meilleur accès aux champs par les agriculteurs. De plus, cette technique permet de collecter les eaux des parcelles qui débouchent sur un exutoire localisé à l'aval du bassin versant agricole. De ce fait, le système de drainage simplifie les relevés de mesures et nous permet un accès facile aux données de débits et de qualité de l'eau (Tournebize et al., 2008 ; Arlot, 1999).

Le recours aux outils de modélisation peut constituer une solution viable pour faire face au manque de données. En effet, organiser et maintenir sur le long temps des campagnes de mesures sur le terrain est très complexe. De plus, les données récoltées à l'échelle locale sont souvent peu représentatives du comportement moyen d'un bassin versant agricole. Dans la littérature, plusieurs modèles permettent de quantifier le cycle de l'azote du sol dans les systèmes drainés. Un modèle peut être utilisé pour simuler les rendements agricoles (STICS, DayCent (Guest et al., 2017)), estimer les valeurs de gaz à effet de serre (DNDC (Guest et al., 2017)) ou quantifier les exportations de polluants liés aux pratiques agricoles (ADAPT, DRAINMOD (Ale et al., 2013), SWAT (Arnold et al., 2011)).

Il existe deux grandes catégories de modèles : les modèles conceptuels où les processus sont simplifiés et peuvent s'appliquer aux grandes échelles ; et les modèles mécanistes dans lesquels les comportements

sont décrits de manière plus fine à l'aide d'équations mathématiques pour des applications locales (Tang et al., 2019). Parmi les exemples choisis, les modèles de simulation hydrologique sont parfois mécanistes (ADAPT (Gowda et al., 2012), DayCent (Parton et al., 1998) et DRAINMOD-NII (Youssef et al., 2005)) et parfois conceptuels, sous forme de bilan hydrique pour SWAT (Arnold et al., 2011), STICS (Brisson et al., 1998) et DNDC (Li, 1996). Pour représenter le plus fidèlement possible la réalité, ces modèles conceptuels reposent sur un réservoir sol multicouches ou compartimentés (Ale et al., 2013 ; Guest et al., 2017). Cette décomposition spatiale permet de tenir compte de l'hétérogénéité verticale (dans le premier cas) ou de l'hétérogénéité plutôt horizontale (dans le second) mais elle entraîne le besoin de nombreux paramètres. Les modèles conceptuels à paramètres réduits sont de plus en plus développés et utilisés (Surdyk et al., 2021). Nous nous intéressons plus particulièrement à l'étude de la robustesse du modèle conceptuel NIT-DRAIN. La robustesse correspond à l'évaluation des performances d'un modèle dans différents contextes spatiaux temporels (Coron, 2013). Cette étude a comme objectifs (1) d'évaluer la robustesse spatiale du modèle conceptuel NIT-DRAIN, (2) de quantifier la fréquence d'échantillonnage des concentrations en nitrate à partir de laquelle l'incertitude sur l'estimation des REH reste acceptable et (3) proposer une approche simplifiée et opérationnelle pour quantifier les REH.

Matériel et méthodes

Description des sites d'étude

A l'échelle de la France, les parcelles drainées représentent 10 % de la surface agricole utile (SAU, rapport normalisé ne prenant pas en compte les forêts et les centres urbains) et peut s'étendre jusqu'à 90 % dans certaines régions, correspondant au total à 3 Mha (Kao, 2008). Les régions fortement drainées, jouant le rôle de lysimètre géant, constituent des lieux privilégiés pour l'analyse des transferts de nitrate. Cette particularité est présente chez les trois sites sélectionnés dans cette étude (Figure 1).

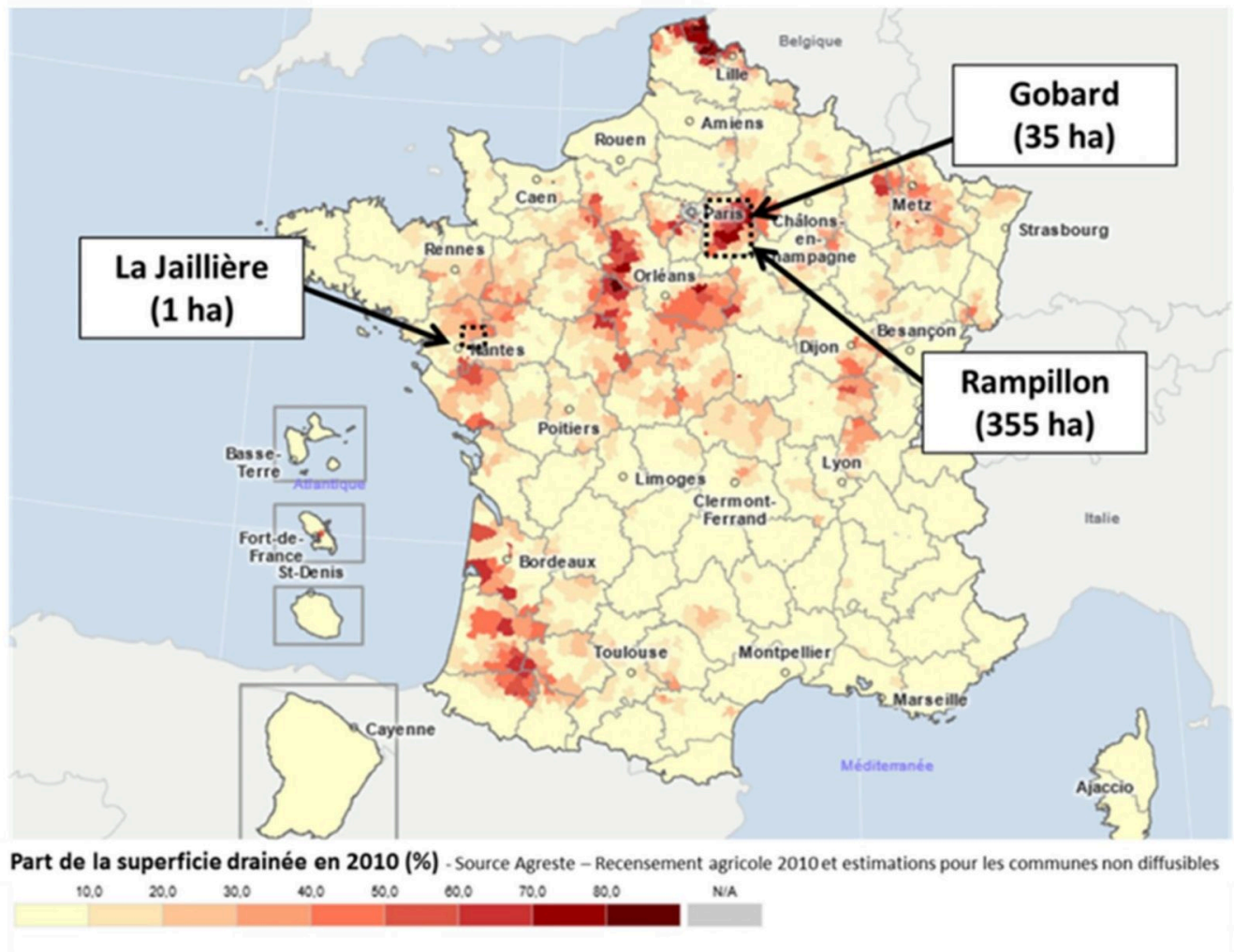


Figure 1. Localisation des sites d'étude et pourcentage de drainage par canton (Agreste) (« Agreste, la statistique agricole »).

Ces trois sites ont des superficies contrastées (i.e. Rampillon, 335 ha ; Gobard, 36 ha et La Jaillière, 1 ha) et présentent diverses rotations culturales avec comme culture dominante, le blé d'hiver (*Triticum aestivum*) (Figure 2). La zone de Rampillon correspond à un bassin versant de 355 ha où au moins 95 % de l'ensemble de la superficie est drainée. Le site de Gobard est composé de plusieurs champs drainés totalisant une superficie de 36 ha où le point de mesure est un collecteur (point de connexion de plusieurs drains). Ces deux sites sont localisés au centre du Bassin Parisien, à l'Est de la région parisienne (77), gérés par INRAE (UR HYCAR (Antony) et par l'observatoire ORACLE (ORACLE 2013)). La dernière zone d'étude est la parcelle numéro (P3) du site expérimental de La Jaillière, d'une surface de 1 ha, localisée à l'Ouest de la France, au Sud du Massif Armorican. Le site est géré par Arvalis depuis 1987.

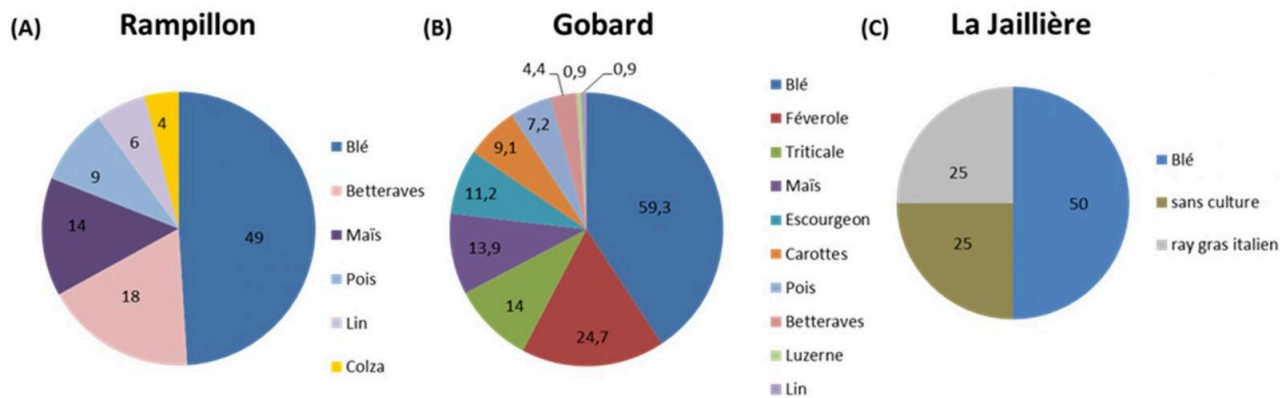


Figure 2. Pourcentage des cultures durant les années hydrologiques étudiées : Rampillon entre 2014 et 2020 (A) (« AQU'IBrie – Connaissance et protection de l'aquifère du Champigny » s. d.), Gobard entre 2008 et 2012 (B) (« ORACLE » 2013) et La Jaillière en 1989, 1990, 1993 et 1994 (C).

La composition minéralogique des sols des trois sites est similaire (limoneuse majoritairement) reposant sur un substratum soit d'argile pour Gobard et Rampillon (Tournebize et al., 2015) soit des altérites de schistes pour La Jaillière (Lorre et al., 1994). Ils sont soumis à un climat océanique relativement identique, où ils reçoivent entre 600 et 700 mm.an⁻¹ de pluie pour une température moyenne annuelle de 11 °C.

Les données utilisées

Le bassin versant agricole de Rampillon a été instrumenté pour une acquisition à haute fréquence (horaire) de 2014 à 2020 nous permettant d'avoir six ans de données de débit et des concentrations en nitrate. Également, les mesures de qualité de l'eau (nitrate) et de débit au pas de temps horaire ont été enregistrées en aval du bassin versant agricole de Gobard durant les années hydrologiques allant de 2008 à 2012.

Concernant le site de la Jaillière, les mesures sont souvent partielles et comportent beaucoup de lacunes, nous permettant uniquement d'exploiter les données horaires de débit et de concentration en nitrate des quatre saisons : 1989, 1990, 1993 et 1994. Les débits ont été enregistrés soit à l'aide d'une sonde de pression (débitmètre Sigma 950, Hach à Rampillon, (Mander et al., 2021 ; Chelil et al., 2022)), soit par une sonde mesurant la hauteur d'eau et la transformant en débit grâce à une courbe de tarage (capteur Druck PDCR1830 à Gobard (Tournebize et al., 2015) et V notch Weir à La Jaillière (Henine et al., 2022)). Quant aux concentrations, elles ont été mesurées à partir d'un spectromètre à UV de type Nitral pour La Jaillière et de type S::can pour les deux autres sites.

Les saisons hydrologiques présentent des variations hydroclimatiques. La lame d'eau drainée varie de 21 mm (La Jaillière, 1994) à 369 mm (Rampillon, 2017), avec en moyenne des volumes drainés annuels de 150 mm.

Nous distinguons deux grandes tendances pour les concentrations en nitrate : une régularité des données observées sur les sites de grandes superficies avec des concentrations moyennes en nitrate de (54,2 ± 3,4) mg NO₃⁻.L⁻¹ pour Rampillon (tableau 1a) et de (63,6 ± 6,0) mg NO₃⁻.L⁻¹ pour Gobard (tableau 1b) ; une

variabilité prononcée pour La Jaillière, comme le montre l'écart-type très élevé ($81,9 \pm 64,2$) $\text{mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ (tableau 1c).

Tableau 1a. Site de Rampillon. Comparaison des valeurs moyennes des concentrations, des flux de nitrate (**calculé de septembre à février) ainsi que des REH obtenus après le calage interannuel et à partir du jeu de paramètres unique sur les trois sites étudiés.

Année	Concentration moyenne ($\text{mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$)			Flux cumulé** ($\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$)			mm	Kg N.ha ⁻¹		
	Observée	Simulée (globale)	Simulée (jeu unique)	Observé	Simulé (global)	Simulé (jeu unique)		Lame d'eau drainée	REH (Mesuré)	REHe (jeu unique)
2014	52,6	52,5	52,5	20,1	19,0	19,1	159	49	56	48,3
2015	57,3	57,2	57,6	8,8	9,5	9,6	62	72	66	48,8
2016	53,6	53,8	54,1	4,8	4,5	4,6	32	78	62	ND
2017	49,6	49,7	49,7	37,4	38,5	39,4	369	66	60	65,5
2018	57,8	57,8	57,9	4,5	4,5	6,4	46	ND	61	36
2019	49,3	49,4	49,4	15,1	16,3	18,2	169	37	52	44,7

Tableau 1b. Site de Gobard. Comparaison des valeurs moyennes des concentrations, des flux de nitrate (*calculé de septembre à février) ainsi que des REH obtenus après le calage interannuel et à partir du jeu de paramètres unique sur les trois sites étudiés.

Année	Concentration moyenne ($\text{mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$)			Flux cumulé** ($\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$)			mm	Kg N.ha ⁻¹		
	Observée	Simulée (globale)	Simulée (jeu unique)	Observé	Simulé (global)	Simulé (jeu unique)		Lame d'eau drainée	REH (Mesuré)	REHe (jeu unique)
2008	57,3	58,2	56,9	4,6	4,6	4,8	35	68	63	-
2009	71,0	71,0	70,7	12,3	11,6	12,1	88	43	81	-
2010	65,5	65,3	65,3	16,3	16,7	16,8	164	65	73	-
2011	60,4	60,9	60,2	6,2	6,2	6,3	57	75	68	-

Tableau 1c. Site de La Jaillière. Comparaison des valeurs moyennes des concentrations, des flux de nitrate (*calculé de septembre à février) ainsi que des REH obtenus après le calage interannuel et à partir du jeu de paramètres unique sur les trois sites étudiés. *L'année 1994 présente des lacunes de suivi du Nitral.

Année	Concentration moyenne (mg NO ₃ ·L ⁻¹)			Flux cumulé** (kg N·ha ⁻¹ ·an ⁻¹)			mm Lame d'eau drainée	Kg N·ha ⁻¹		
	Observée	Simulée (globale)	Simulée (jeu unique)	Observé	Simulé (global)	Simulé (jeu unique)		REH (Mesuré)	REHe (jeu unique)	REHop (équation exponentielle)
1989	47,3	47,0	54,9	16,9	23,1	23,1	284	90	63	-
1990	170,2	176,5	200,1	44,7	43,2	43,3	135	228	212	-
1993	86,1	81,6	94,8	49,3	45,9	54,4	339	ND	112	-
1994*	23,9	23,0	25,7	0,44	0,71	0,79	21	29	27	-

Les flux annuels de nitrate sont plus importants à La Jaillière (~ 37 kg N·ha⁻¹) que sur les autres sites (ordre de grandeur de 12-16 kg N·ha⁻¹). Malgré des années hydrologiques contrastées, les données moyennes sont assez similaires sur les sites pluriparcellaires (Rampillon et Gobard) (tableaux 1a et 1b) alors qu'elles sont plus fluctuantes à La Jaillière (tableau 1c).

Cette constatation est plus compliquée à définir pour les REH calculés à partir des mesures parcellaires, car seuls ceux de la Jaillière (tableau 1c) sont mesurés *in situ* à la parcelle par prélèvement de sol à la tarière et donc représentatifs du stock réel de nitrate. En effet, les REH de Rampillon et Gobard (tableaux 1a et 1b) sont déterminés *a posteriori* en utilisant la base de données de la Chambre d'Agriculture de Seine et Marne à partir d'analyses de prélèvements de sols de parcelles représentatives des assolements. En Seine et Marne, 80 % de la SAU est cultivée en céréale (ex. blé, maïs (*Zea mays*), orge (*Hordeum vulgare*)) et en oléo-protéagineux (ex. colza (*Brassica napus* L.), tournesol (*Helianthus annuus*), pois (*Pisum sativum* L.), soja (*Glycine Max*)) dont la culture dominante est le blé (40 %). Les REH sont calculés alors en pondérant la surface de chaque culture présente sur les deux bassins versants d'étude. Ce reliquat REH_p pondéré ne représente pas un REH parcellaire mais un REH moyenné sur l'ensemble de la surface du bassin versant.

Développement du modèle

Spécificités liées au drainage

L'hydrologie du drainage se décompose en trois périodes distinctes : une phase de réhumectation du profil de sol, appelé amorce (octobre-novembre) ; une saison de drainage intense pendant laquelle toute pluie se traduit par un débit (décembre-mars) et enfin une période printanière avec une diminution progressive des débits jusqu'à un arrêt quasi-total en été. Il a été montré que ces phases d'écoulement sont souvent associées à un type d'évolution de la concentration en nitrate (Arlot, 1999 ; Tournebize et al., 2008). En

effet, durant l'amorce et la phase finale du drainage saisonnier, les concentrations en nitrate ont tendance à augmenter durant les crues (phase d'entraînement). Ce phénomène entraîne l'exportation d'une grande quantité de nitrate présente dans les faibles profondeurs du sol. A l'inverse, les écoulements se produisant durant de la saison de drainage intense sont marqués par une diminution de la concentration en nitrate lors des crues (phase de dilution). Ce comportement s'explique par la faible présence de nitrate dans les premières couches du sol qui dilue le stock résiduel entre le drain et l'interdrain.

Le suivi continu du débit et des concentrations en nitrate sur le site pilote de Rampillon nous a permis de construire les courbes de double cumul « débit/flux » afin d'étudier l'évolution des exportations d'azote en fonction des volumes d'eau drainés cumulés. La lixiviation du nitrate en fonction de la lame d'eau drainée est linéaire, démontrant un stock d'azote initial non limitant. Ce stock, défini comme étant le REH, permet d'expliquer pas moins de 80 % du flux de nitrate exporté annuellement, en restreignant à la période septembre-février (Kladivko et al., 1991).

Description du modèle

Le modèle NIT-DRAIN (Chelil et al., 2022) permet de simuler la lixiviation du nitrate durant la période de drainage en utilisant comme données d'entrée le REH_e (Reliquat Entrée Hiver équivalent) et le débit de drainage (observé ou simulé). Pendant la saison de drainage, les températures sont assez basses limitant ainsi la minéralisation de l'azote ; ce qui permet de faire l'hypothèse qu'aucune transformation biogéochimique significative n'intervient pour faire évoluer les stocks de nitrate. De plus, la modélisation est arrêtée fin février de chaque saison hydrologique car les apports printaniers d'engrais ne sont pas pris en compte par le modèle à ce stade. Les infiltrations profondes et le ruissellement peuvent être négligés en milieu drainé (Henine et al., 2022).

La structure du modèle est composée de trois réservoirs conceptuels : rapide (SR), lent superficiel (SS) et lent profond (SP) (Figure 3). Les réservoirs sont interconnectés, proposant des échanges de flux de nitrate en se basant sur des équations de transfert (F_1 , F_2 et F_3), inspirées des travaux de Jury et Roth (1990) : transfert F_3 du compartiment rapide utilisant l'équation de Burns (1975), transfert lent (F_1 et F_2) enchaîné dans les compartiments lents utilisant l'équation de Magesan et al. (1994) dite exponentielle (eq 4). Le débit de drainage total (QT) est décomposé en débit de pointe (Qp) et en débit de base (Qb) à l'aide du paramètre « b ».

Un coefficient de partage, noté α , permet de répartir la valeur de la variable d'entrée (REH_e) entre le réservoir rapide et le réservoir lent superficiel proportionnel à la contribution en écoulement drain (18 %) interdrain (82 %), défini par Branger et al. (2009). NIT-DRAIN est composé de sept paramètres d'entrée caractérisant les propriétés du sol pour le transfert (porosité de lessivage) et la répartition du stock de nitrate entre les différents compartiments du sol.

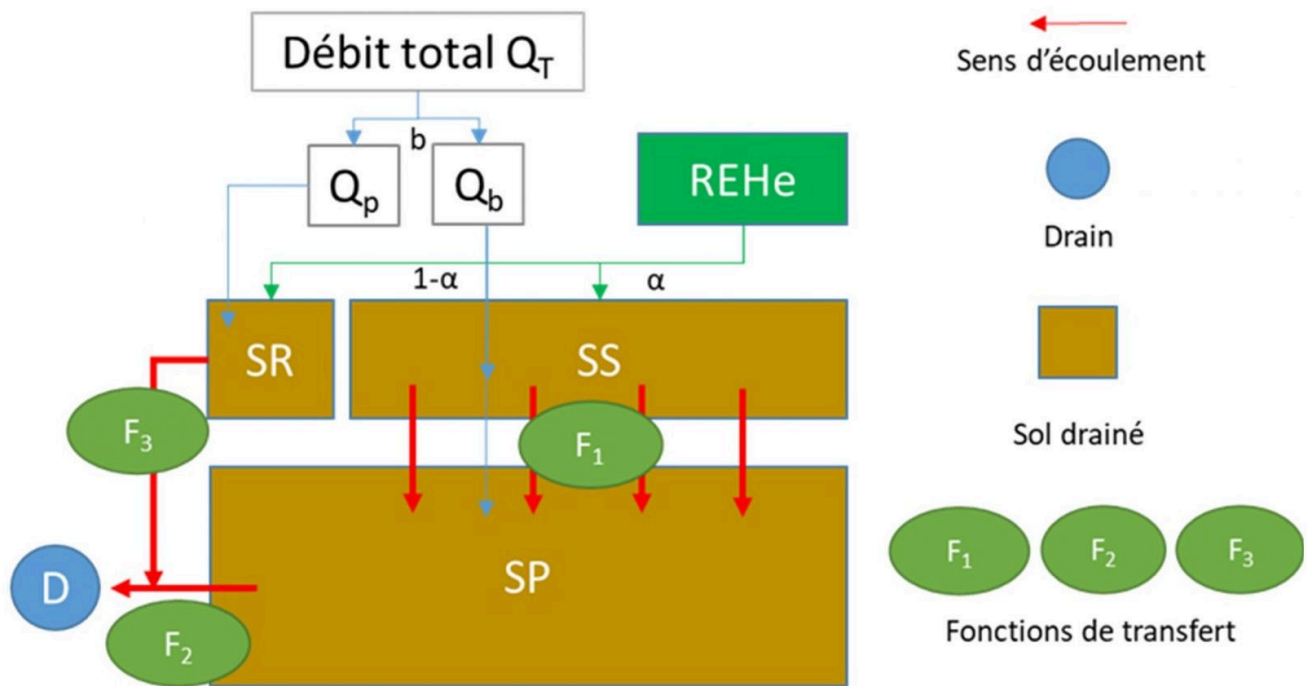


Figure 3. Structure du modèle NIT-DRAIN montrant les différents réservoirs animés par les débits et associés aux différents paramètres et équations de transfert.

Le flux total simulé correspond à la somme des flux sortants des deux réservoirs SR et SP (équation 1).

$$F_{tot}(t) = F_2(t) + F_3(t) \quad (1)$$

Enfin, les valeurs des concentrations en nitrate simulées sont obtenues en subdivisant le flux F par le débit Q_T de drainage total (équation 2).

$$C[NO_3^-] = \frac{F_{tot}(t)}{Q_{Tot}(t)} \quad (2)$$

Méthodologie d'utilisation du modèle

Analyse de la robustesse du modèle

L'évaluation de la robustesse du modèle est effectuée sur les trois sites d'étude. Ainsi, les paramètres du modèle NIT-DRAIN sont calibrés par la méthode d'optimisation GRG (*Generalized Reduced Gradient* ; Lasdon

et al., 1978). Un critère de performance objectif (défini par la suite) est utilisé dans l'optique de réduire l'écart entre les simulations et les observations des concentrations en nitrate en sortie du réseau de drainage. Cela nous permet à la fin d'obtenir un jeu de paramètres optimal. La calibration nécessite aussi l'estimation du stock initial de nitrate disponible. Ainsi, la méthode inclut aussi la détermination d'une valeur annuelle de REH_e qui est comparée avec les REH mesurés sur les trois sites.

Trois étapes sont menées (figure 4) :

1. un calage annuel des paramètres où l'on procède à l'optimisation du critère de performance année par année afin d'étudier la variabilité interannuelle des paramètres
2. un calage interannuel dit global des paramètres en prenant en considération la période totale d'observation sur chaque site d'étude
3. la validation d'un jeu de paramètres unique, en prenant en compte la moyenne des valeurs de paramètres issus du calage interannuel effectué sur les trois sites d'étude

Ce jeu de paramètres générique (jeu unique) est supposé être représentatif de l'ensemble des sites. Dès lors, seules les valeurs de REH_e sont estimées. Le but est de vérifier que la qualité des simulations de nitrate et les performances associées suite à la considération d'un jeu de paramètres générique (unique) sont préservées.

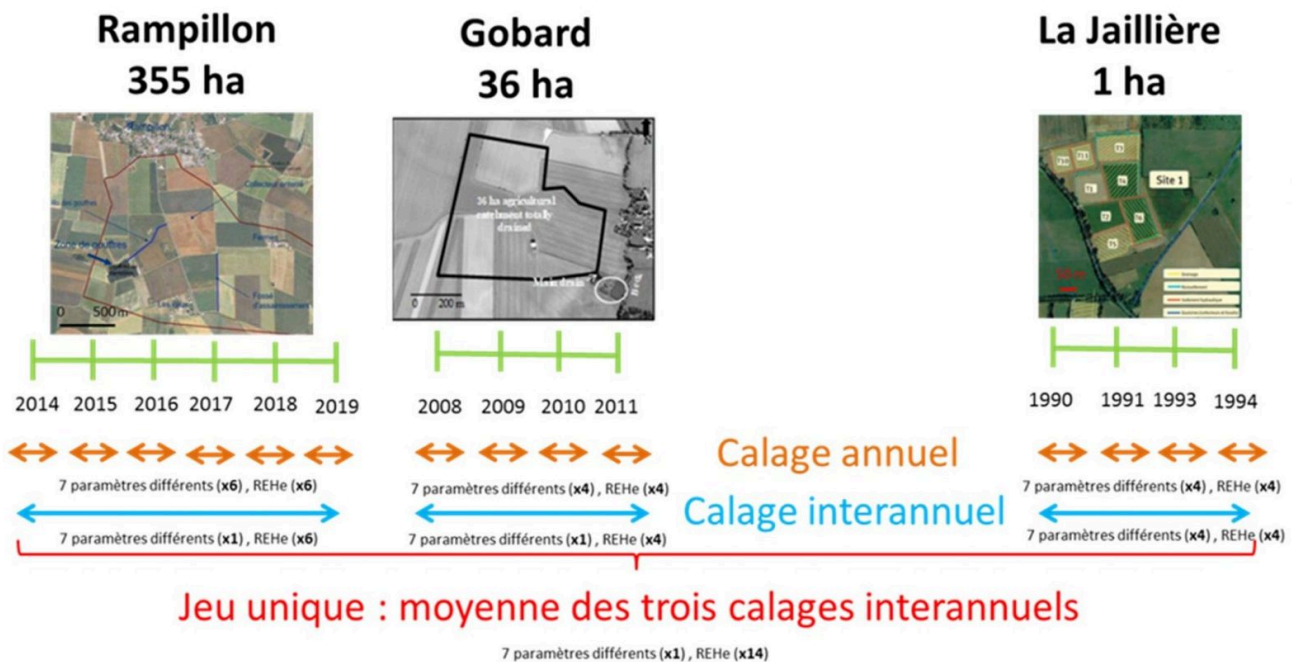


Figure 4. Haut : vue aérienne des sites Rampillon (Tournebize et al., 2017), Gobard (Tournebize et al., 2015) et La Jaillière (ARVALIS – Institut du végétal). Bas : schéma de la stratégie de calage du modèle NIT-DRAIN permettant de vérifier sa robustesse temporelle et spatiale.

Impact de la fréquence d'échantillonnage sur l'estimation du REH_e

Une expérience de modélisation a été menée sur les données du site de Rampillon (six années de données au pas de temps horaire) afin d'évaluer l'impact de la fréquence d'échantillonnage des concentrations en nitrate sur l'estimation des reliquats entrée hiver (REH_e). L'objectif est de déterminer la fréquence d'échantillonnage à partir de laquelle l'erreur sur l'estimation des reliquats par le modèle est limitée à 10 % (seuil jugé acceptable). En pratique, nous considérons comme valeur référence, le REH_e estimé à partir des observations de concentrations en nitrate au pas de temps horaire. Seul le REH_e est estimé en imposant, comme entrée du modèle, des paramètres pré-calibrés, issus de l'évaluation de la robustesse. Cette valeur « référence » est ensuite comparée avec les valeurs de REH_e estimées en considérant de plus faibles fréquences d'échantillonnage (*i.e.* journalière, hebdomadaire, décadaire, bihebdomadaire, mensuelle et trimestrielle). Il est à noter que les concentrations en nitrate sont toujours simulées au pas de temps horaire, en utilisant les débits observés et le jeu de paramètres unique.

À haute fréquence d'échantillonnage (infra journalier), le choix du moment optimal pour prélever la concentration en nitrate serait très peu justifiable vu l'aspect aléatoire (sur le court terme) de la dynamique de la pluie et du débit. Par contre, des fréquences d'échantillonnage plus espacées (mensuelles, trimestrielles) peuvent intégrer un comportement saisonnier. De ce fait, il serait intéressant d'analyser la période de l'année permettant d'avoir le minimum d'incertitude sur les estimations des REH_e, en se basant sur une basse voire très basse fréquence d'échantillonnage (ex. trimestrielle). L'objectif est de calculer le reliquat entrée hiver (appelé par la suite « opérationnel » REH_{op}) à partir d'une observation trimestrielle de concentration en nitrate C_{nit} et une lame d'eau drainée D . Il est à noter que le débit de drainage pourrait être utilisé pour calculer la lame d'eau drainée. En absence des données de débit, le bilan hydrique pourrait constituer une alternative pour approcher le calcul de la lame d'eau drainée en faisant intervenir la pluie P , l'évapotranspiration ETP et la réserve utile du sol RU sur la période hivernale du 1er octobre au 31 mars (équation 3).

$$D = P - ETP - RU \quad (3)$$

Ainsi, la formule exponentielle (Arlot, 1991 ; Tournebize et al., 2008) est utilisée afin de calculer le stock initial de nitrate piégé au-dessus de la profondeur des drains p au sein d'un sol présentant une porosité de lixiviation θ (équation 4).

$$S_0 = REH_{op} = \frac{C_{nit} * D}{1 - \exp\left(-\frac{D}{\theta * p}\right)} \quad (4)$$

Critères d'évaluation du modèle

Le critère de performance objectif utilisé pour calibrer les paramètres du modèle est celui du NSE, Nash and Sutcliffe Efficiency (Nash et Sutcliffe, 1970) dont la formule est la suivante (équation 5).

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (C_{sim_i} - C_{obs_i})^2}{\sum_{i=1}^n (C_{obs_i} - \underline{C_{obs}})^2} \quad (5)$$

Avec C_{sim_i} la concentration simulée à un temps t ($\text{mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$), C_{obs_i} la concentration observée à un temps t ($\text{mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$) et $\underline{C_{obs}}$ la moyenne des concentrations observées ($\text{mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$).

Ce critère est fréquemment utilisé pour vérifier la qualité des simulations hydrologiques mais sous-estime la variance, ce qui a été corrigé suite au développement récent du critère KGE, Kling-Gupta Efficiency (Gupta et al., 2009) (équation 6).

$$KGE = 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + (\varepsilon - 1)^2 + (\Delta - 1)^2} \quad (6)$$

Avec r la corrélation linéaire entre observation et simulation, ε la variabilité relative et Δ le biais entre les moyennes des flux simulés et observés.

Pour une simulation parfaite où les données modélisées se superposent aux observations, les critères objectifs (NSE et KGE) doivent être égaux à 1. Moins la modélisation est bonne, plus leurs valeurs tendent vers $-\infty$.

Le NSE a été utilisé comme critère de performance principal pour optimiser les concentrations en nitrate. La qualité des flux de nitrate simulés est évaluée avec les deux critères (NSE et KGE).

Résultats

Robustesse du modèle

Les trois sites totalisent quatorze années de données exploitables pour procéder à des simulations avec NIT-DRAIN. La figure 5 présente les évolutions temporelles des flux et des concentrations en nitrate ainsi que des flux cumulés (observations et simulations) sur les trois sites d'étude. Dans cet exemple, les paramètres sont obtenus en effectuant un calage interannuel pour chaque site puis en sélectionnant un jeu de paramètres générique à l'ensemble des sites (voir paragraphe précédent). Nous avons sélectionné un graphique présentant les performances obtenues sur des années références (2017 pour Rampillon, 2011 pour Gobard et 1990 pour La Jaillière) pour mettre en avant à la fois le fonctionnement et la robustesse spatiale du modèle pour chacune des échelles croissantes de 1 à 355 ha.

Les flux sont très bien simulés sur les données des sites de Rampillon (figure 5B) et Gobard (figure 5D) à l'exception de quelques valeurs maximales. Cette analyse est confirmée par des performances très élevées ($NSE \geq 0,93$ et $KGE \geq 0,92$) ainsi que par de faibles écarts entre les courbes de cumul de flux simulés et observés ($\Delta F_{total} = 1,98 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour le site de Rampillon ; $\Delta F_{total} = -0,11 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour le site de Gobard). Les flux exportés du site de La Jaillière sont légèrement moins bien simulés (figure 5F), avec de légers décalages, aussi visibles sur les courbes de cumul de flux ($\Delta F = 1,45 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) mais la tendance générale est bien respectée ($NSE = 0,93$ et $KGE = 0,91$).

Les concentrations en nitrate sont correctement simulées sur l'ensemble des sites. Nous observons des $NSE \geq 0,56$ et des $KGE \geq 0,5$. En théorie une phase d'entraînement a lieu durant l'amorce de drainage suivie par une phase de dilution pendant la saison de drainage intense. Ces deux processus sont bien visibles sur les sites de Rampillon (figure 5A) et de Gobard (figure 5B). Contrairement à la dynamique des concentrations observée sur ces deux sites, seul le phénomène d'entraînement est présent à La Jaillière pour l'année 1990 (considérée comme une année plutôt sèche). Il est à noter que les concentrations moyennes enregistrées durant cette saison sont très élevées ($170,2 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$).

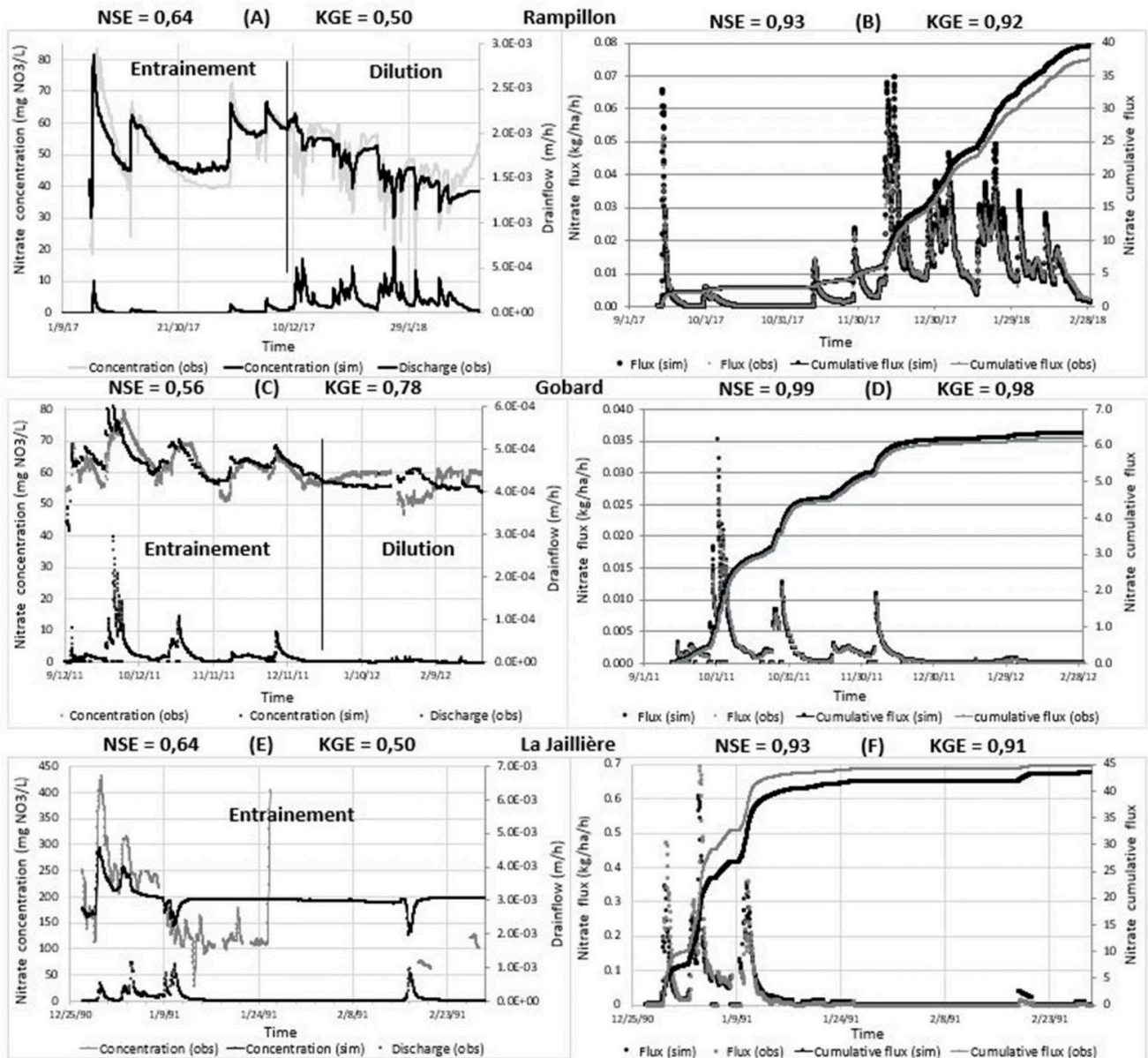


Figure 5. Comparaison des concentrations (A, C, E) et des flux (B, D, F) observés et simulés par le modèle après calage grâce au jeu de paramètres générique (unique) et leurs critères de performance associés : saison 2017-2018 pour Rampillon (A, B), saison 2011-2012 pour Gobard (C, D), saison 1990-1991 pour La Jaillière (E, F).

Les performances (NSE, KGE) des simulations de flux et de concentration en nitrate ont été classées pour chacun des sites étudiés suivant le type de calage des paramètres. Nous avons constaté que les performances (NSE, KGE) obtenues sont meilleures en flux ($\geq 0,83$) qu'en concentration en nitrate ($\geq 0,50$). Les performances pourraient dépendre aussi du type de calage. En général, les meilleures performances sont obtenues lors des calages interannuels des paramètres. La qualité des simulations de flux et de concentration en nitrate diminue légèrement suite au remplacement des paramètres globaux (calés pour chaque site) par le jeu de paramètres unique mais cette tendance reste à confirmer.

Pour obtenir ces concentrations, la variable REH_e est estimée par calibration du modèle. Le stock d'azote disponible, REH_e , est affecté artificiellement en début de chaque saison hydrologique (1er septembre). La valeur ainsi calée répond aux objectifs de performance des simulations par comparaison des concentrations simulées et observées.

Évaluation des REH

La figure 6 compare les REH mesurés sur le terrain aux REH_e estimés par le modèle en utilisant le jeu de paramètres unique moyenné sur les trois sites. Les REH_e estimés par le modèle sont proches des REH mesurés (faibles écarts en général $< 10 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$). Les REH_e des sites de Rampillon et Gobard sont bien estimés en utilisant le jeu de paramètres unique (ex. années 2014, 2015 et 2017 ; Rampillon, figure 6A et les saisons 2008, 2010 et 2011 ; Gobard, figure 6B).

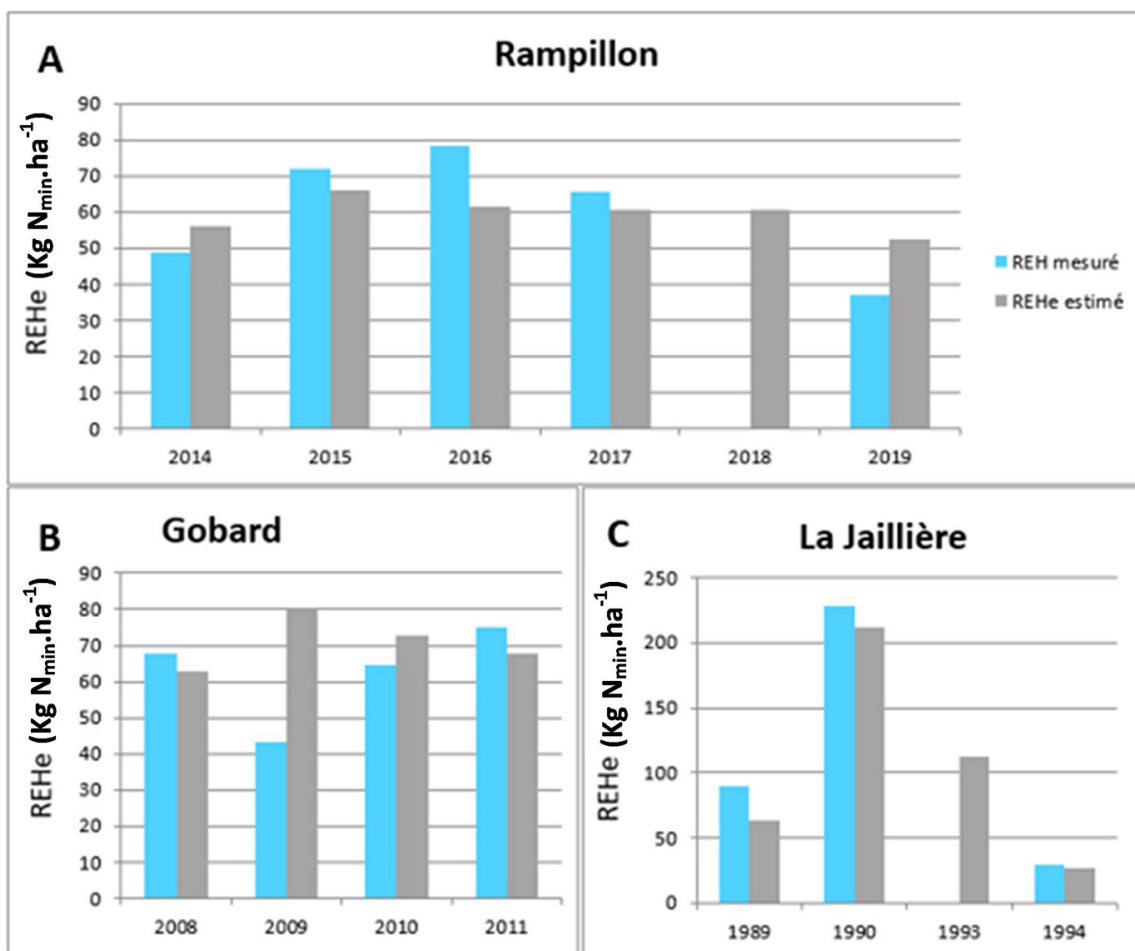


Figure 6. Comparaison des REH estimés à partir d'un jeu de paramètres unique moyenné sur les trois sites (gris) avec les REH mesurés (bleu) pour chacun des sites (Rampillon, Gobard et La Jaillière).

Étude de l'impact de la fréquence d'échantillonnage

Nous proposons d'étudier l'impact de la fréquence d'échantillonnage des concentrations en nitrate sur les estimations des REH_e par le modèle NIT-DRAIN. Les données de débit et de concentration en nitrate mesurées sur le site de Rampillon ont été utilisées. L'erreur relative sur l'estimation des REH par le modèle est nulle en moyenne (figure 7A). Par ailleurs, l'estimation des REH_e par le modèle peut présenter une erreur supérieure à 10 % à partir d'une fréquence d'échantillonnage mensuelle.

La figure 7B présente les erreurs relatives sur les estimations de REH obtenues en considérant une observation de concentration en nitrate par trimestre. Nous constatons que mesurer les concentrations en nitrate durant les mois d'octobre et de janvier permet d'avoir, en moyenne, une erreur relative inférieure à 5 % sur les estimations des REH. Due au fonctionnement hydrologique saisonnier du drainage, le nombre d'observations de concentration en nitrate durant le mois de janvier est significativement plus important qu'au mois d'octobre (saturation du sol et écoulement continu).

Les périodes de tarissement de débit pour l'échantillonnage ont été ciblées afin de garantir des valeurs de concentration stables (tableau 1). Nous observons, excepté pour la saison 2015/2016, des valeurs de REH calculées très proches de ceux mesurées. D'un point de vue opérationnel, le REH_{op} calculé, sans modèle, à partir de la lame drainée saisonnière (issu du bilan hydrique simplifié entre le 1er octobre et le 31 mars), de la concentration mesurée en janvier hors période de crue (pour éviter les effets de dilution), donne un ordre de grandeur cohérent avec les reliquats mesurés et estimés par modélisation. Ces valeurs de reliquat sont comparables à celles obtenues à partir du modèle NIT-DRAIN (14 % d'erreur relative à comparer à 17 % par la méthode de modélisation pour le site de Rampillon).

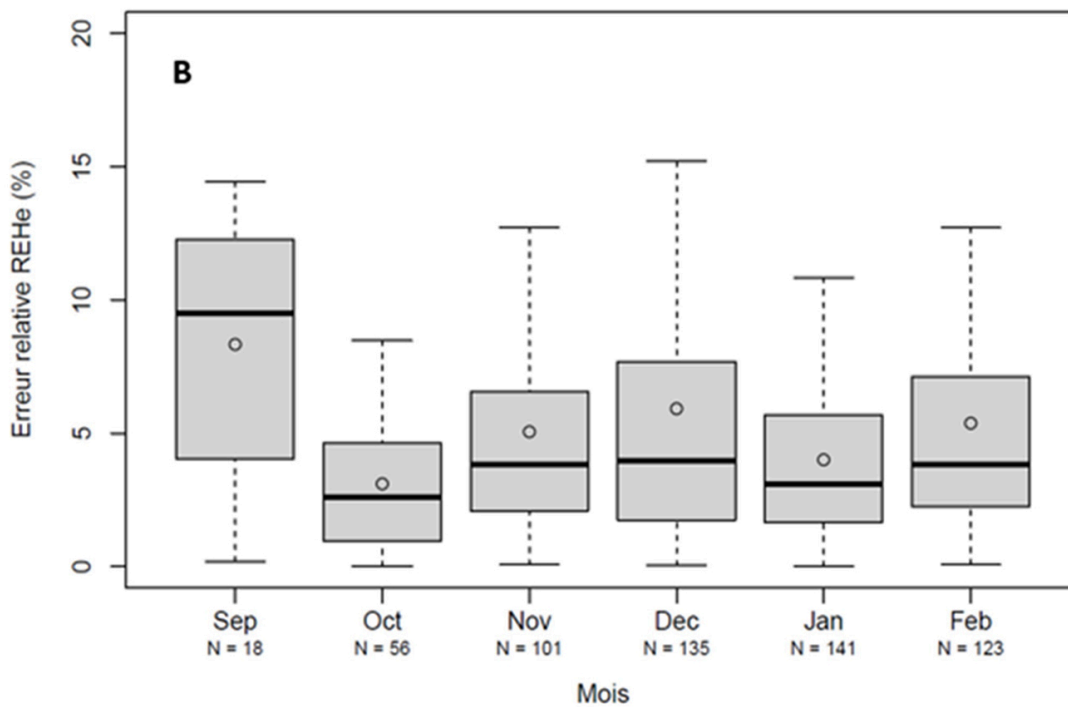
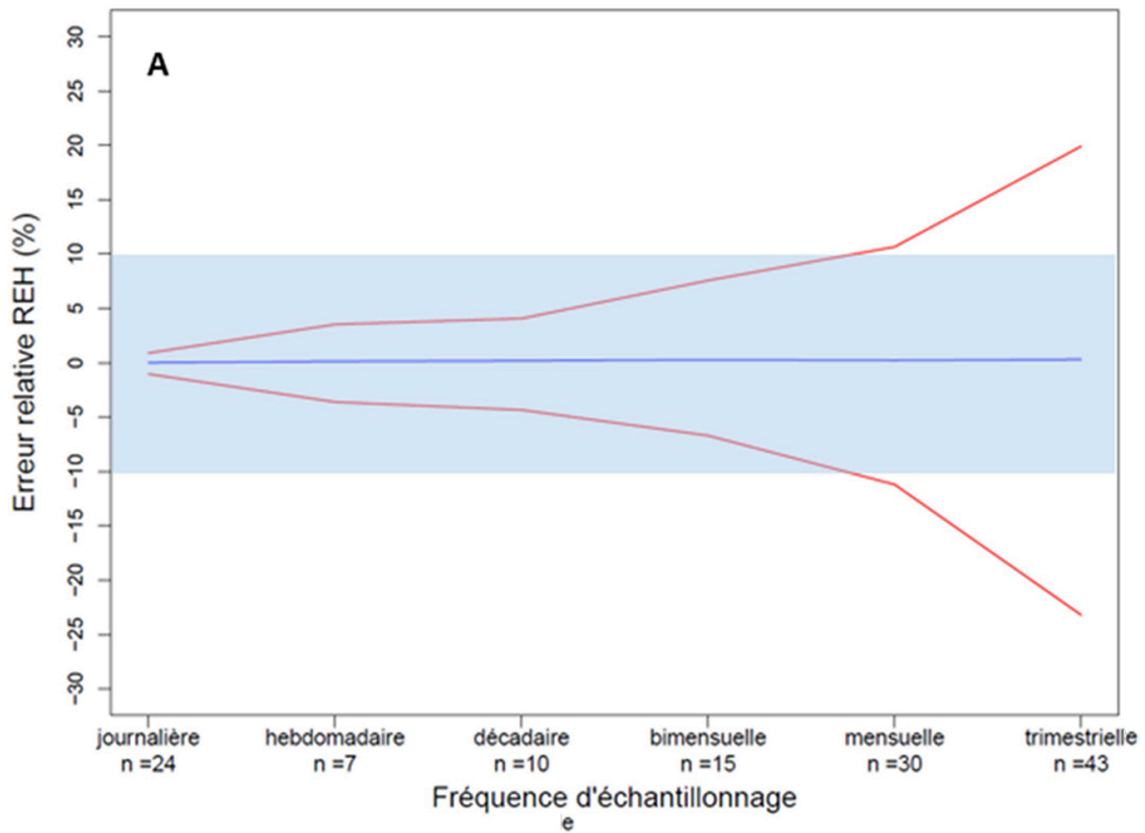


Figure 7. A) Erreur sur les REHe en fonction de la fréquence d'échantillonnage des concentrations en nitrate (journalière à trimestrielle) ; B) Statistiques sur les erreurs relatives des estimations de REH (fréquence d'échantillonnage trimestrielle) ; N correspond à la quantité de données (concentration en nitrate) – Site de Rampillon – Période 2014-2019.

Discussion et conclusion

Les résultats de cette étude sur la modélisation simplifiée des transferts de nitrate en parcelles drainées valident l'hypothèse que les REH pilotent les exportations de nitrate sur la période s'étalant du début d'hiver jusqu'aux débuts des fertilisations printanières (à partir du 1er mars). Ainsi, les flux et concentrations sont bien représentés en considérant les REH_e et la série de débit comme données d'entrée du modèle NIT-DRAIN. Dès lors, nous pouvons considérer que durant la saison de drainage, le modèle permet d'expliquer la majeure partie des dynamiques de concentration et des exportations de nitrate du sol en se basant principalement sur les caractéristiques hydrauliques du drainage sans prendre en compte les processus biogéochimiques. Le modèle NIT-DRAIN, de type conceptuel, est composé de peu de paramètres de calages qui peuvent être fixés et donc génériques sur tous les sites drainés. Il ne nécessite que le débit de drainage observé ou simulé (par exemple par SIDRA-RU, (Henine et al., 2022)) et le REH comme données d'entrée. Les simulations obtenues affichent de très bonnes performances où les critères sont très proches de leurs valeurs optimales pour les flux. Cependant, des performances similaires sur les flux ont déjà été publiées dans plusieurs études (Youssef et al., 2005 ; Lindström et al., 2010 ; Ale et al., 2013). L'originalité de ce modèle est la reproduction, en plus des flux, de bonnes simulations de concentration en nitrate. En effet, des performances élevées avec des valeurs de NSE et le KGE supérieurs à 0,5 ont pu être obtenues pour tous les types de calage confondus avec NIT-DRAIN. Ces performances sont rarement atteintes dans la littérature (Beaudoin et al., 2021). De plus, Moriasi et al. (2015) précise que des valeurs de NSE supérieurs à 0,35 peuvent être considérées comme satisfaisantes lorsqu'il s'agit des simulations de concentration en nitrate.

Nous nous sommes intéressés plus particulièrement à l'étude de la robustesse spatio-temporelle du modèle NIT-DRAIN, conçu pour simuler le transfert de nitrate en milieu agricole drainé. L'objectif était de construire un modèle conceptuel simple, parcimonieux en termes de paramètres d'entrée et pouvant regrouper des valeurs génériques de paramètres sur l'ensemble des sites drainés en France. De plus, NIT-DRAIN a été conçu pour permettre l'estimation du stock initial de nitrate (REH_e) dans le sol au début de la saison de drainage sans avoir à le mesurer à la parcelle. Cela nécessite un minimum de données d'entrée à savoir les débits observés ou encore la pluie et l'évapotranspiration potentielle (ETP) en cas de couplage avec un modèle conceptuel de drainage (ex. SIDRA-RU) qui permettrait de s'affranchir des observations de débit. Cependant un capteur de hauteur d'eau installé dans un fossé de drainage agricole permet de suivre l'évolution des débits au pas de temps horaire pour un coût inférieur à 1000 €.

L'étude de la variabilité interannuelle des paramètres du modèle NIT-DRAIN a montré que certains paramètres sont très stables quel que soit le type de calage alors que d'autres peuvent présenter quelques différences, plus particulièrement pour le site de La Jaillière. Cette différence peut s'expliquer par l'hétérogénéité des saisons hydrologiques rencontrées. Même si les paramètres présentent quelques variabilités sur le site de La Jaillière, le choix d'un jeu unique et générique conduit à des résultats très acceptables et les REH_e estimés sont très prometteurs, ce qui ne remet pas en cause la robustesse du modèle (gradient de superficie, rotations agricoles différentes et diversité des années hydrologiques).

Les REH_e du site de La Jaillière sont très proches des valeurs mesurées sur le terrain. De même pour les sites de Rampillon et de Gobard. A plus grande échelle, nous pouvons noter que les REH_e sont relativement comparables avec les REH_p pondérés à l'échelle du département de la Seine et Marne. Dans ce cas, les valeurs estimées de REH peuvent tout de même constituer un bon indicateur de la pression azotée du sol en début d'hiver. A noter que les REH estimés par le modèle doivent, idéalement, être comparés à des REH mesurés localement sur une échelle spatiale similaire.

Notre étude consistait à déterminer la robustesse spatiale et temporelle du modèle NIT-DRAIN. Ce modèle conceptuel permet l'estimation du REH, présenté dans cette étude comme un indicateur de pollution azotée. Pour cela, le modèle génère, à partir d'une chronique de débit (observé ou simulé) une chronique de flux et de concentration en nitrate au pas de temps horaire. Les paramètres du modèle sont composés, d'une part, de paramètres internes dont un jeu unique a été défini et, d'autre part, d'un paramètre d'ajustement variable d'une année sur l'autre : le REH_e. Ce nombre relativement faible de paramètres lui confère une simplicité de prise en main, qui ne remet pas en question son efficacité. Dans les exemples cités, le modèle simule bien les comportements des concentrations en nitrate dans les milieux drainés (entraînement et dilution). L'utilisation des paramètres calibrés sur l'ensemble de la période de données permet d'éviter le problème d'équifinalité tout en préservant la qualité des estimations du REH_e pour chaque site et plus particulièrement pour le site de La Jaillière.

Dans un second temps, le modèle a été utilisé en mode inverse pour rechercher la fréquence d'échantillonnage optimale qui permet l'estimation du REH_e avec le minimum d'incertitude et de données de concentration en nitrate. D'après les résultats, le mois de janvier s'avère propice à la mesure de la concentration en nitrate à l'échelle parcellaire avec une erreur limitée (< 5 %) sur la valeur de REH_e. L'écart est faible entre les valeurs de REH mesurés et les REH_{op} calculés en prenant en considération une seule donnée de concentration en nitrate (mesurée durant le mois de janvier). A défaut d'un suivi hydrologique en contexte drainé, l'approche simplifiée proposée sur la base d'une équation de type exponentielle, d'une concentration mesurée en janvier et d'un bilan hydrique hivernal fournit un ordre de grandeur acceptable (erreur < 14 %). Ces chiffres d'erreur de 17 % (modèle) ou 14 % (opérationnel) seraient à comparer avec les erreurs expérimentales lors des prélèvements de sol classiquement utilisés dans la détermination parcellaire des REH. Les parcelles drainées peuvent alors constituer un indicateur de performance agronomique en jouant un rôle de sentinelle de l'environnement.

Bibliographie

- Agreste, la statistique agricole. s. d. Consulté le 21 juin 2021. <https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/>
- Ale S., Gowda P.G., Mulla D.J., Moriasi D.N., et Youssef M.A. 2013. Comparison of the Performances of DRAINMOD-NII and ADAPT Models in Simulating Nitrate Losses from Subsurface Drainage Systems. *Agricultural Water Management*, 129, 21-30. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.07.008>.
- AQUI'Brie – Connaissance et protection de l'aquifère du Champigny. s. d. AQUI'Brie – Connaissance et protection de l'aquifère du Champigny. Consulté le 21 juin 2021. <https://www.aquibrie.fr/>
- Arlot M.P., 1999. *Nitrates dans les eaux. Drainage acteur, drainage témoin? Les enseignements d'une approche hydrologique et hydraulique: – sur l'influence du drainage agricole sur la contamination diffuse par les nitrates; – sur les possibilités d'utiliser les parcelles drainées pour l'analyse de la dite contamination. Thèse de doctorat.* France, Paris : Université Paris VI. <https://hal.inrae.fr/tel-02579090>
- Arnold J. G., Moriasi D. N., Gassman P. W., Abbaspour K. C., White M. J., Srinivasan R., Santhi C., Harmel R. D., van Griensven A., Van Liew M. W., Kannan N., Jha M. K., 2012. SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1491-1508. <https://doi.org/10.13031/2013.42256>

ARVALIS. Toute l'info pour gérer son exploitation agricole. s. d. Consulté le 21 juin 2021. <https://www.arvalis-infos.fr/index.html>

Ballif J., Herre C., Gobert D., 1996. Les lysimètres en sol de craie de Châlons-sur-Marne. In : Muller J.-C. (coord). *Trente ans de lysimétrie en France 1960–1990*. (pp. 115-149). COMIFER-INRA Éditions Paris.

Beaudoin N., Venet E., Maucorps J., Vandenberghe C., Pugeaux N., Viennot P., Gourcy L., Brayer C., Machel J.-M., Couturier A., 2021. Long term response of water and nitrogen fluxes to Good Agricultural Practices at field and catchment scales. *Science of the Total Environment*, 776, 145954.

Billy C., 2008. *Transfert et rétention d'azote à l'échelle d'un bassin versant agricole artificiellement drainé*. Thèse de doctorat. École doctorale Géosciences et Ressources Naturelles Spécialité Sciences de l'Eau, Université Pierre et Marie Curie. <https://hal.inrae.fr/tel-02592186>

Branger F., Tournebize J., Carluer N., Kao C., Braud I., Vauclin M., 2009. A simplified modelling approach for pesticide transport in a tile-drained field: the PESTDRAIN model. *Agricultural Water Management*, 96 (3), 415-28. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00547576>

Brisson N., Mary B., Ripoche D., Jeuffroy M.-H., Ruget F., Nicoulaud B., Gate P. et al., 1998. STICS: A Generic Model for the Simulation of Crops and Their Water and Nitrogen Balances. I. Theory and Parameterization Applied to Wheat and Corn. *Agronomie*, 18 (5-6) 311. <https://hal.inrae.fr/hal-02698682>

Burns I. G., 1975. An Equation to Predict the Leaching of Surface-Applied Nitrate. *The Journal of Agricultural Science*, 85 (3), 443-54. <https://doi.org/10.1017/S0021859600062328>

Chelil S., Oubanas H., Henine H., Igor G., Malaterre P. O., Tournebize J., 2022. Variational Data Assimilation to Improve Subsurface Drainage Model Parameters. *Journal of Hydrology* : 128006. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128006>

Chelil S., Hénine H., Chaumont C., Tournebize J., 2022. NIT-DRAIN model to simulate nitrate concentrations and leaching in a tile-drained agricultural field. *Agricultural Water Management*, 271: 107798. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2022.107798>

Coron L., 2013. *Les modèles hydrologiques conceptuels sont-ils robustes face à un climat en évolution? Diagnostic sur un échantillon de bassins versants français et australiens*. Phdthesis. Paris, France : AgroParisTech. <https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00879090>

Garnier J., Billen G., Tournebize J., Barré P., Mary B., Baudin F., 2022. Storage or loss of soil active carbon in cropland soils : The effect of agricultural practices and hydrology. *Geoderma*, 407, 115538.

Gowda P. H., Mulla D. J., Desmond E. D., Ward A. D., Moriasi D. N., 2012. ADAPT : Model Use, Calibration, and Validation. *Transactions of the ASABE*, 55 (4), 1345-52. <https://doi.org/10.13031/2013.42246>

Guest G., Kröbel R., Grant B., Smith W., Sansoulet J., Pattey E., Desjardins R., Jégo G., Tremblay N., Tremblay G., 2017. Model Comparison of Soil Processes in Eastern Canada Using DayCent, DNDC and STICS *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 109 (3), 211-32. <https://doi.org/10.1007/s10705-017-9880-8>

Gupta H. V., Kling H., Yilmaz K.K., Martinez G.F., 2009. Decomposition of the Mean Squared Error and NSE Performance Criteria: Implications for Improving Hydrological Modelling. *Journal of Hydrology*, 377 (1-2), 80-91. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>

- Henine H., Jeantet A., Chaumont C., Chelil S., Lauvernet C., Tournebize J., 2022. Coupling of a subsurface drainage model with a soil reservoir model to simulate drainage discharge and drain flow start. *Agricultural Water Management*, 262, 107318. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107318>
- Justes E., Beaudoin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Durr C., Hermon C. et al., 2013. *Les cultures intermédiaires pour une production agricole durable*. Éditions Quae. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01072297>
- Jury W. A., Roth K., 1990. *Transfer functions and solute movement through soil: theory and applications*. Suisse, Basel : Birkhäuser Verlag AG.
- Kao C., 2008. Une hydrologie des versants à nappes superficielles drainées: approches multi-processus et multi-échelles. France, Paris : Université Pierre et Marie Curie. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00472456/document>
- Kladivko E. J., Van Scoyoc G. E., Monke E. J., Oates K. M., Pask W., 1991. Pesticide and Nutrient Movement into Subsurface Tile Drains on a Silt Loam Soil in Indiana. *Journal of Environmental Quality*, 20 (1), 264-70. <https://doi.org/10.2134/jeq1991.00472425002000010043x>
- Lasdon L. S., Waren A. D., Jain A., Ratner M., 1978. Design and Testing of a Generalized Reduced Gradient Code for Nonlinear Programming. *ACM Transactions on Mathematical Software*, 4 (1), 34-50. <https://doi.org/10.1145/355769.355773>
- Changsheng L., 1996. The DNDC Model (Modèle de Base). In : David S. P., Smith P., Jo U. (eds). *Evaluation of Soil Organic Matter Models*. Berlin, Heidelberg : Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_20
- Lindström G., Pers C., Rosberg J., Strömquist J., Arheimer B., 2010. Development and testing of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) water quality model for different spatial scales. *Hydrology research*, 41(3-4), 295-319. <https://doi.org/10.2166/nh.2010.007>
- Lorre E., Zimmer D., Gérard J. P., Dutertre A., Arlot M.-P., 1994. Influence du drainage sur le ruissellement hivernal à l'échelle de la parcelle. *Journées de l'hydraulique*, 23 (1), 87-93. https://www.persee.fr/doc/jhydr_0000-0001_1994_act_23_1_5321
- Magesan G., Scotter D., White R., 1994. A transfer function approach to modeling the leaching of solutes to subsurface drains .I. Nonreactive solutes. *Soil Research*, 32(1), 69-83. <https://doi.org/10.1071/SR9940069>
- Mander Ü., Tournebize J., Espenberg M., Chaumont C., Torga R., Garnier J., Muhel M., Maddison M., Lebrun J. D., Uher E., Remm K., Pärn J., Soosaar K., 2021. High denitrification potential but low nitrous oxide emission in a constructed wetland treating nitrate-polluted agricultural run-off. *Science of the Total Environment*, 779, 146614. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146614>
- Mariotti A., 1998. Nitrate: un polluant de longue durée. *Pour la science*, 249, 60-65.
- Moriasi D., Gitau M., Pai N., Daggupati P., 2015. Hydrologic and Water Quality Models: Performance Measures and Evaluation Criteria. *Transactions of the ASABE (American Society of Agricultural and Biological Engineers)*, 58, 1763-1785. doi:10.13031/trans.58.10715

Nash J.E., Sutcliffe J.V., 1970. River Flow Forecasting through Conceptual Models Part I – A Discussion of Principles. *Journal of Hydrology*, 10 (3), 282-90. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)

ORACLE. 2013. GIS Oracle. 12 décembre 2013. <https://gisoracle.inrae.fr/>

Parton W. J., Hartman M., Ojima D., Schimel D., 1998. DAYCENT and Its Land Surface Submodel: Description and Testing. *Global and Planetary Change*, 19 (1-4), 35-48. [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(98\)00040-X](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(98)00040-X)

Surdyk N., Gutierrez A., Baran N., Thiéry D., 2021. A Lumped Model to Simulate Nitrate Concentration Evolution in Groundwater at Catchment Scale. *Journal of Hydrology*, 596 (mai), 125696. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125696>

Tang T., Strokal M., van Vliet M.T.H., Seuntjens P., Burek P., Kroeze C., Langan S., Wada Y., 2019. Bridging Global, Basin and Local-Scale Water Quality Modeling towards Enhancing Water Quality Management Worldwide. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 36 (février), 39-48. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.10.004>

Tournebize J., Arlot M.-P., Billy C., Birgand F., Gillet J.-P., Dutertre A., 2008. Quantification et maîtrise des flux de nitrates: de la parcelle drainée au bassin versant. *Ingénierie Eau Agriculture et Territoires*, Special Issue, 5-25.

Tournebize J., Chaumont C., Fesneau C., Guenne A., Vincent B., Garnier J., Mander Ü., 2015. Long-Term Nitrate Removal in a Buffering Pond-Reservoir System Receiving Water from an Agricultural Drained Catchment. *Ecological Engineering*, 80 (juillet), 32-45. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.11.051>

Tournebize J., Chaumont C., Henine H., Vincent B., Kchouk S., Mander U., 2017. Réduire les flux de pesticides et nitrate par une zone tampon humide artificielle: Site pilote de Rampillon. Présentation AQUI Brie. http://atvbv.fr/sites/default/files/media/porte_documents/journees_techniques/2017-jan_atvbv_zonestampons_irstea-j-tournebize.pdf

Youssef M.A. et al., 2005. The nitrogen simulation model, DRAINMOD-N II. *Transactions of the ASAE*, 48(2), 611-626. <https://doi.org/10.13031/2013.18335>

About the Authors

Samy Chelil

UR HYCAR, UNIV. PARIS SACLAY / INRAE, CENTRE DE JOUY EN JOSAS – ANTONY.

Hocine Henine

UR HYCAR, UNIV. PARIS SACLAY / INRAE, CENTRE DE JOUY EN JOSAS – ANTONY.

Pauline Dodinet

UR HYCAR, UNIV. PARIS SACLAY / INRAE, CENTRE DE JOUY EN JOSAS – ANTONY.

Cédric Chaumont

UR HYCAR, UNIV. PARIS SACLAY / INRAE, CENTRE DE JOUY EN JOSAS – ANTONY.

Julien Tournebize

UR HYCAR, UNIV. PARIS SACLAY / INRAE, CENTRE DE JOUY EN JOSAS – ANTONY.

L'APL, un outil d'encadrement et d'évaluation de la pression agricole pour restaurer la qualité de l'eau du bassin versant d'Arquennes

KEVIN LEFÉBURE; FLORENT BACHELART; GILLES COLINET; ET CHRISTOPHE VANDENBERGHE

Résumé

En Belgique, le site de prises d'eau d'Arquennes, composé de deux sources à l'émergence et de deux galeries a été exploité par la Société Wallonne des Eaux jusqu'au début des années 2000.

Ces prises d'eau sont réparties dans deux bassins versants topographiques appartenant à un seul bassin hydrogéologique d'une centaine d'hectares situé en milieu agricole (céréales, betterave, maïs, pomme de terre, pois et lin) sur sol limoneux profond.

Le niveau de contamination de l'eau (45 à 70 mg.L⁻¹ de nitrate) a justifié la mise en œuvre en 2005 d'un programme d'actions pour restaurer sa qualité. Le bassin versant a été caractérisé par des analyses de sol et des forages de piézomètres ; le temps de réponse de l'aquifère (sables du Tertiaire) aux modifications de la pression agricole (quantifiée par des mesures d'azote potentiellement lessivable (APL) ou reliquat entrée hiver (REH)), a été estimé par traçage en zone vadose et modélisation.

Depuis 2005, Gembloux Agro-Bio Tech mesure l'APL de chaque parcelle annuellement (en novembre) et suit la concentration en nitrate à l'exutoire des prises d'eau bimestriellement.

Les observations mettent en évidence le lien entre le niveau d'APL moyen (entre 30 et 70 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹) et la qualité de l'eau. Entre 2005 et 2010, les sept exploitations du bassin versant ont été encadrées par la structure de conseil PROTECT'eau ; ce qui a permis de diminuer la pression agricole sur la ressource en eau. La concentration en nitrate de l'ensemble des ouvrages a ainsi montré une nette diminution à partir de 2009.

Depuis 2010, les exploitations agricoles ne sont plus encadrées. Les suivis APL et de la qualité de l'eau ont toutefois été maintenus pour (1) poursuivre l'évaluation de l'APL en tant qu'indicateur environnemental et (2) observer l'évolution de la pression agricole après encadrement.

La pression agricole exercée à l'ouest du bassin versant est restée plus faible que sur la partie est. La concentration en nitrate des prises d'eau situées à l'ouest de ce bassin reste actuellement faible. A l'inverse, la pression agricole exercée sur la partie est du bassin versant a augmenté après la période d'encadrement. Actuellement, la concentration en nitrate dans l'eau présente une tendance haussière dans cette partie du bassin.

Ces résultats montrent qu'à l'échelle du bassin versant, les mesures APL permettent globalement de prédire l'évolution de la concentration en nitrate de nappes aquifères.

Introduction

Depuis 1991, la Directive Nitrates (91/676/CEE) impose aux états membres de :

1. désigner des zones vulnérables,
2. mettre en œuvre un programme d'actions révisable tous les quatre ans et
3. d'évaluer et réviser ce programme d'actions tous les quatre ans.

Depuis 2002, le Programme de Gestion Durable de l'Azote en agriculture (PGDA) fixe notamment des quantités maximales d'engrais de ferme épandables ainsi que les périodes et conditions d'épandage en Wallonie et plus particulièrement dans la zone vulnérable. Il impose également des règles en matière de couverture hivernale et précise les conditions dans lesquelles le contrôle de l'APL doit être réalisé par le Service Public de Wallonie (SPW).

Le site de prises d'eau d'Arquennes est situé dans la zone vulnérable de Wallonie. Le bassin d'alimentation de ces prises d'eau a une superficie d'environ 100 ha, essentiellement à vocation agricole. Ce site a été exploité par la Société Wallonne des Eaux (SWDE) jusqu'au début des années 2000 avant d'être mis à l'arrêt suite à l'importance de la contamination en nitrate (45 à 70 mg NO₃⁻.L⁻¹).

Etant situé en zone vulnérable, les agriculteurs exploitant les parcelles des bassins versant doivent donc respecter le PGDA. Dans le cadre d'une recherche menée entre 2005 et 2010 par Deneufbourg et al., (2010) et Gaule & Bolly, (2010), des piézomètres ont été forés et des essais des traçages ont été réalisés dans la zone vadose et en milieu saturé. Les résultats de ces observations ont permis de délimiter les zones d'alimentation des prises d'eau. En parallèle, les agriculteurs ont été encadrés spécifiquement par PROTECT'eau pour les aider à mettre en oeuvre complètement et efficacement le PGDA. Dans ce cadre, des mesures d'APL ont été réalisées annuellement dans les parcelles constituant les zones d'alimentation des prises d'eau. Cette expérimentation « grandeur nature » a confirmé l'efficacité du PGDA à réduire la concentration en nitrate dans l'eau souterraine (Deneufbourg et al., 2013).

À la fin de la recherche, l'encadrement des agriculteurs a cessé, le suivi de la mesure de l'APL a, quant à lui, été maintenu. L'objectif de cet article est de présenter la relation entre les mesures de l'APL réalisées dans les zones d'alimentation des prises d'eau et leur influence sur la concentration en nitrate de l'eau souterraine.

Matériel et méthodes

Le site de prises d'eau d'Arquennes a été exploité par la SWDE. Il est notamment composé de deux galeries (G3 et G6). La base de données *Calypso* gérée par le SPW consigne l'ensemble des analyses d'eau réalisées en Wallonie. La SWDE a réalisé respectivement 144 et 153 mesures de la concentration en nitrate dans les galeries G3 et G6 depuis 1996. En parallèle des mesures réalisées par la SWDE, un suivi plus régulier a été assuré (Deneufbourg et al., 2010 ; Deneufbourg et al., 2013 ; Bah et al., 2016 ; Lefébure et al., 2020b). Depuis 2006, 145 mesures complémentaires ont été réalisées. La concentration moyenne mensuelle a été calculée pour chacune des galeries sur l'ensemble du jeu de données. Finalement, la concentration moyenne annuelle a été calculée sur base des concentrations moyennes mensuelles.

Les bassins versants ont largement été caractérisés par Deneufbourg et al. (2013) et Gaule & Bolly (2010). Brièvement, les deux bassins versants sont séparés l'un de l'autre par l'autoroute « E19 ». Le bassin versant 'est' dont l'altitude est comprise entre 124 et 149 m couvre 31 ha. Le bassin versant 'ouest' dont l'altitude est comprise entre 124 et 156 m couvre 47 ha.

Les sols constituant les bassins versants sont développés sur le dépôt limoneux quaternaire (LIM). L'épaisseur du dépôt quaternaire est généralement comprise entre 1 et 7 m.

Le substrat pédologique limoneux repose sur des formations aquifères sableuses, de la plus récente à la plus ancienne (figure 1) :

1. la Formation de Bruxelles (BXL) et
2. la Formation de Mons-en-Pévèle (MEP).

La formation de Carnières (CAR) principalement argileuse constitue un aquiclude de plus de 10 m d'épaisseur limitant les transferts verticaux entre la formation aquifère calcaire sous-jacente et la formation aquifère sableuse.

Le niveau piézométrique varie de 2 mètres à proximité des galeries à une vingtaine de mètres au sommet des plateaux.

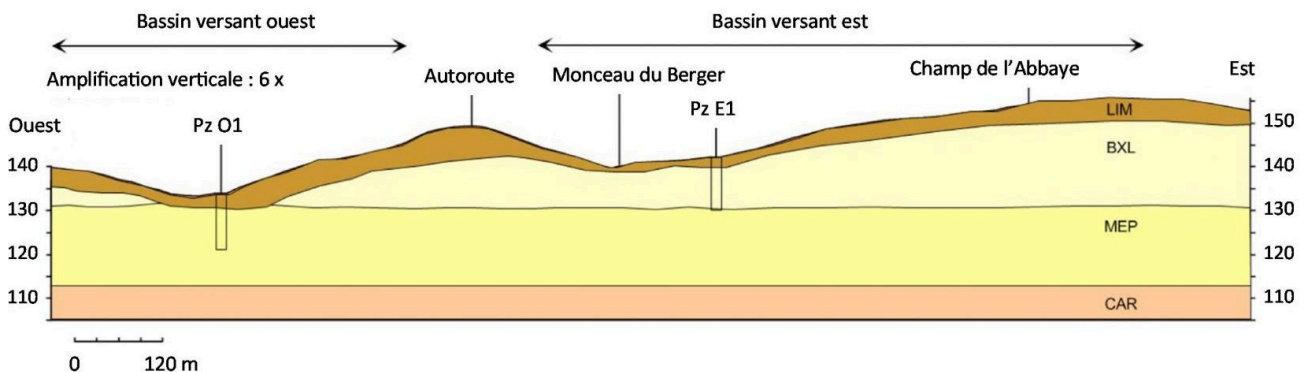


Figure 1. Coupe lithostratigraphique ouest-est des deux bassins versants (Gaule & Bolly, 2010).

Les bassins versants d'Arquennes sont situés à environ 25 km au sud de la station météorologique d'Uccle (IRM, 2021b). Entre 1981 et 2020, la somme annuelle des précipitations moyennes mensuelles est de 852 mm. Ces précipitations sont réparties quasiment uniformément durant l'année. Les précipitations mensuelles moyennes sont comprises entre 51 mm en avril et 81 mm en décembre. Les températures moyennes mensuelles sont comprises entre 3 et 18 °C (figure 2).

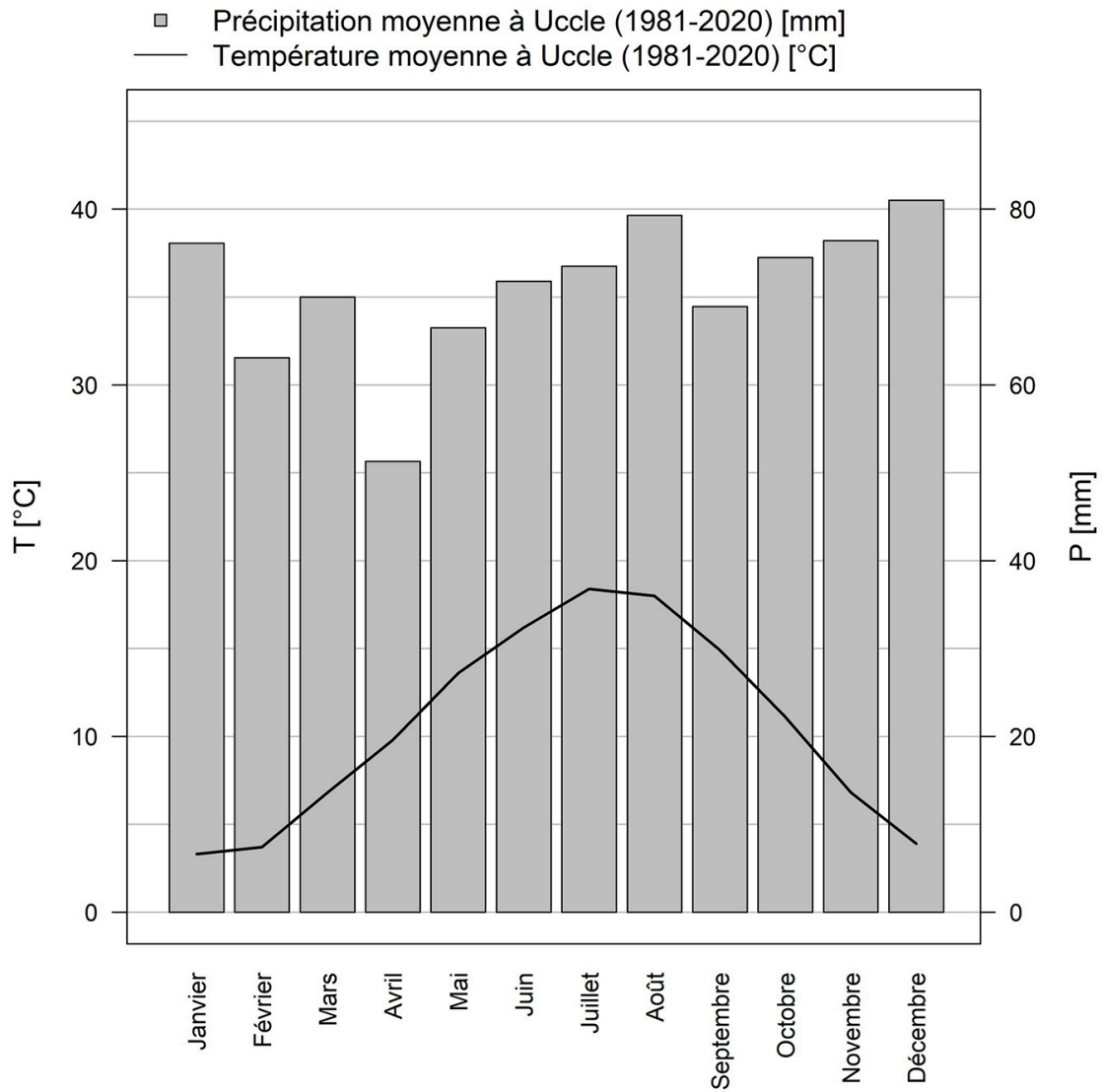


Figure 2. Diagramme ombrothermique réalisé à partir des moyennes climatiques (1981 – 2020) (IRM, 2021).

Les lignes de flux contribuant de façon prépondérante à l'alimentation des deux galeries G3 et G6 ont été délimitées par Gaule & Bolly (2010). Sur base de celles-ci, les zones d'alimentation des galeries G3 (ZAG3) et G6 (ZAG6) ont été délimitées (figure 3). La galerie G3 est alimentée par une surface d'environ 24 ha et la galerie G6 par une surface d'environ 58 ha. Notons dès à présent que les zones d'alimentation s'étendent au-delà des limites strictes des bassins versants topographiques.

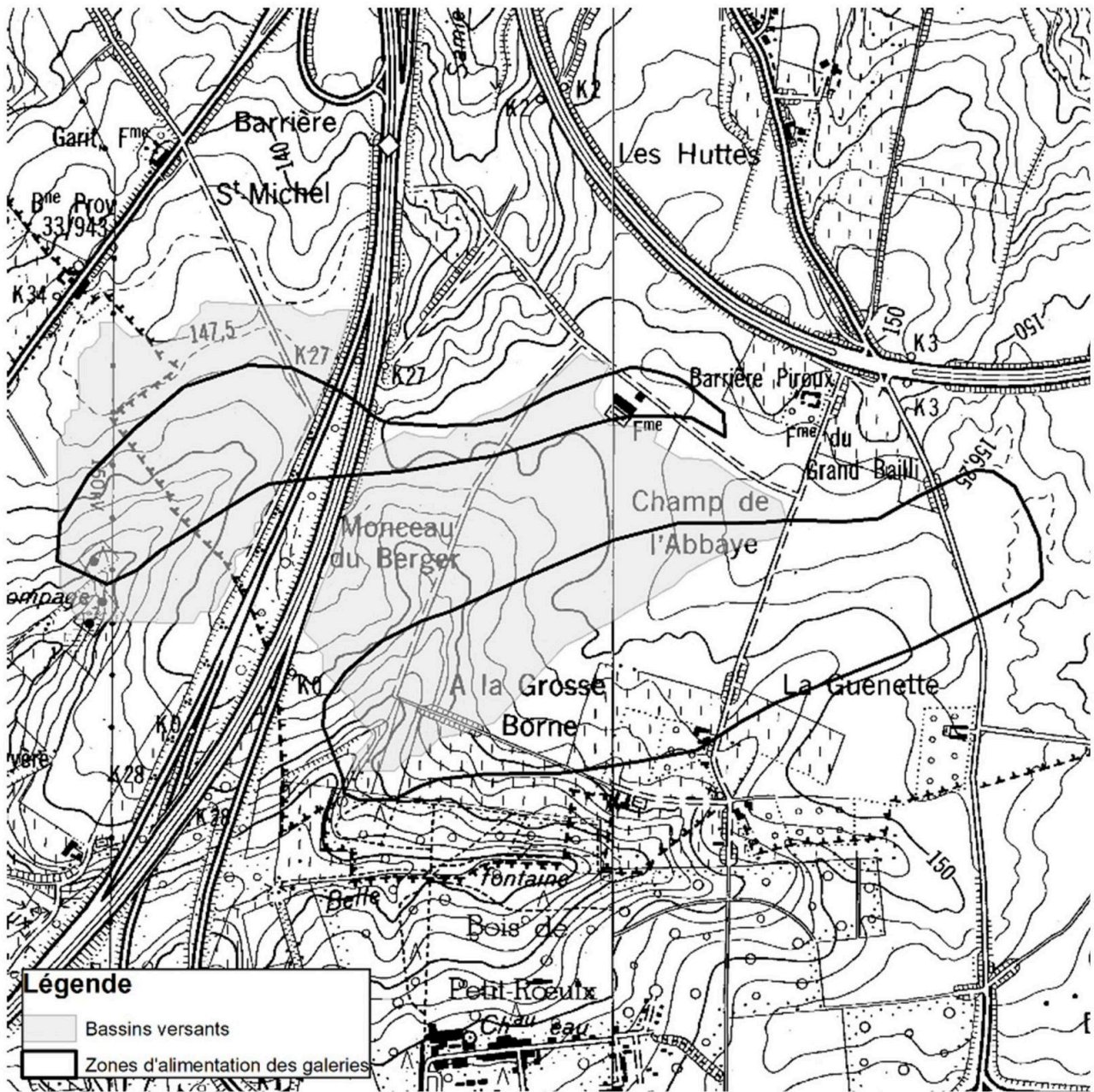


Figure 3. Lignes de flux contribuant de façon prépondérante à l'alimentation des deux galeries G3 et G6.

Les ZAG3 et ZAG6 sont couvertes par respectivement 84 et 95 % de surface agricole (SA). Les zones non agricoles correspondent à l'emprise d'exploitations agricoles et de l'autoroute.

Le Système intégré de gestion et de contrôle (SIGeC) est une base de données gérée par le SPW. Elle contient notamment la délimitation des parcelles et leur emblavement (figure 4).

L'APL est défini par l'AGW (2014) comme la quantité d'azote nitrique contenue dans le sol à l'automne, susceptible d'être entraînée hors de la zone racinaire pendant l'hiver. L'APL des sols cultivés est évalué par 15 prélèvements (carottes) de sol. Ces prélèvements sont réalisés jusqu'à 90 cm par couche de 30 cm.

Dans les prairies, l'APL est évalué par 30 prélèvements de sol réalisés jusqu'à 30 cm. L'APL est alors extrapolé à 90 cm par la multiplication de l'APL_{0-30 cm} par 2 (Comélieu et al., 2021).

Depuis 2005, une vingtaine de parcelles situées sur les bassins versants topographiques font l'objet de mesures APL. Certaines parcelles principalement situées dans la ZAG6 ne sont pas systématiquement échantillonnées (figure 4).

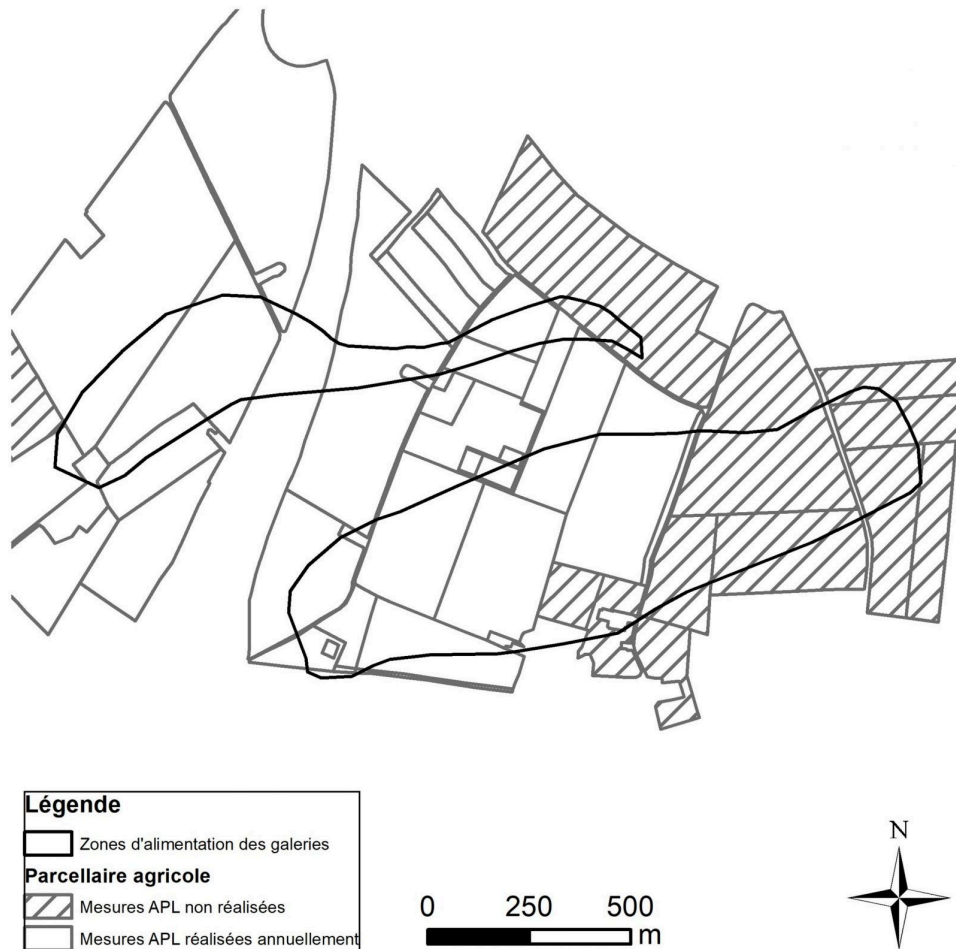


Figure 4. Parcelle agricole à proximité des zones d'alimentation des galeries.

Depuis 2008, le contrôle du SPW permet de mesurer l'APL dans plus de 2000 parcelles par an sur l'ensemble de la zone vulnérable wallonne (Lefébure et al., 2021). Deux parcelles non régulièrement suivies ont été contrôlées par le SPW. Une parcelle l'a été en 2007 et 2010, la seconde a été contrôlée entre 2011 et 2013. Ces valeurs compléteront le volume d'observations.

Dans la ZAG3, les parcelles pour lesquelles l'APL n'est pas connu ne représentent qu'environ 6 % de la SA alors que dans la ZAG6, elles couvrent environ 40 % de la SA.

L'APL des parcelles non échantillonnées a été estimé sur base des mesures APL réalisées par le SPW dans la masse d'eau des sables du Bruxelliens entre 2007 et 2020 (Lefébure et al., 2021).

Sur base de l'ensemble de ces données APL, un APL moyen est calculé annuellement en pondérant la valeur APL des parcelles par leur superficie incluse dans la zone d'alimentation des galeries.

Résultats et discussion

Caractérisation de la SAU

Le traitement des données du SIGeC depuis 2005 (tableau 1) met en évidence une gestion différenciée des parcelles situées dans la ZAG3 de celles situées dans la ZAG6. La culture de betterave (B) (*Beta vulgaris*) occupe en moyenne des parts de superficies équivalentes dans la ZAG3 et ZAG6. Les cultures de céréales (Ce), principalement du froment d'hiver (*Triticum aestivum*) et dans une moindre mesure de l'escourgeon (*Hordeum vulgare*), couvrent plus de la moitié de la ZAG3 alors qu'elles ne représentent qu'un tiers de la ZAG6. La culture de chicorées (Chi) (*Cichorium intybus*) occupe entre 20 et 40 % de la ZAG3 tous les 4 ou 5 ans. Dans la ZAG6, cette spéculature couvre plus souvent une part plus réduite de la surface. Les cultures de maïs (M) (*Zea mays*) et de pomme de terre (PDT) (*Solanum tuberosum*) sont fréquemment et largement rencontrées dans la ZAG6. Elles couvrent en revanche une emprise plus faible dans la ZAG3. Du colza (Col) (*Brassica napus* L.) n'a été cultivé qu'en 2010 et 2012 sur moins de 5 % des zones d'alimentation des galeries. Les cultures de légumineuses (Leg) principalement du pois (*Pisum sativum* L.) couvrent environ 15 % de la ZAG6 tous les 5 à 6 ans. En 2021, une association de céréale et légumineuse couvrait environ 11 % de la ZAG6. Dans la ZAG3, la culture de légumes couvre ponctuellement des proportions de 40 à 60 % de la ZAG3. Aucune parcelle de la ZAG3 n'est couverte de surface enherbée (P). A l'inverse, entre 5 et 20 % de la ZAG6 est couverte de prairie, de bande enherbée ou de jachère. Une prairie jouxte une exploitation agricole. L'observation des images aériennes met clairement en évidence une diminution de la couverture végétale dans cette prairie, signe d'une charge en bétail importante. La culture de lin (*Linum usitatissimum*) a couvert des proportions de 10 et 20 % de la ZAG3 en 2010 et 2017. Enfin la culture de fraises (*Fragaria*) couvre une surface inférieure à 1 % de la ZAG6.

Tableau 1. Distribution relative des cultures dans les zones d'alimentation des galeries G3 et G6 entre 2005 et 2021. B : betterave, Cé : céréale, Chi : chicorée, M : maïs, PDT : pomme de terre, Col : colza, Lég : légumineuse, P : parcelle enherbée, Fr : fraisier.

	B		Ce		Chi		M		PDT		Col		Leg		P		Lin		F	
	G3	G6	G3	G6	G3	G6	G3	G6	G3	G6	G3	G6	G3	G6	G3	G6	G3	G6	G3	G6
2005	7	5	83	45	0	6	2	18	0	7	0	0	8	0	0	19	0	0	0	0
2006	32	26	27	15	1	8	0	6	0	27	0	0	41	0	0	19	0	0	0	0
2007	11	9	85	70	0	0	1	5	3	5	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0
2008	24	24	27	23	42	7	7	7	0	25	0	5	0	1	0	8	0	0	0	0
2009	0	4	86	50	0	9	7	18	6	6	1	0	0	0	0	13	0	0	0	0
2010	42	14	18	12	12	0	0	32	0	16	1	1	16	15	0	10	10	0	0	0
2011	6	0	81	38	0	2	11	33	0	22	0	0	1	0	0	5	0	0	0	0
2012	26	16	22	17	39	0	0	15	0	33	0	5	13	0	0	14	0	0	0	0
2013	8	8	78	63	0	10	5	7	7	9	0	0	0	0	0	4	3	0	0	0
2014	6	36	89	17	0	0	0	26	3	15	0	0	0	1	0	5	2	0	0	0
2015	9	10	24	61	1	3	0	22	8	1	0	0	58	0	0	4	0	0	0	0
2016	7	13	88	29	1	4	4	20	0	30	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
2017	9	7	10	34	24	4	2	28	35	23	0	0	0	0	0	3	20	0	0	0
2018	1	9	67	39	11	10	12	8	9	0	0	0	0	15	0	19	0	0	0	0
2019	59	8	22	36	0	0	0	30	12	4	0	0	6	7	0	14	2	0	0	0
2020	17	18	83	33	0	11	0	16	0	8	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0
2021	17	1	35	9	43	6	4	12	1	40	0	0	0	11	0	22	0	0	0	1
Moyenne	16	12	54	35	10	5	3	18	5	16	0	1	8	3	0	11	2	0	0	0

Mesures APL

En moyenne, l'APL moyen calculé dans la ZAG3 est de 42,6 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹. Les APL moyens calculés en 2006 et 2015 sont supérieurs à 60 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹ (Figure 5).

En 2006, l'APL moyen est de 63 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹ dans la ZAG3. Environ 40 % de la SA de ZAG3 était emblavée de légumes dont l'APL était de 62 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹. La gestion de l'azote sur les parcelles de betterave et de froment était généralement déficiente. Ces parcelles présentaient un APL supérieur à 100 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹.

En 2015, l'APL moyen est de 83 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹ dans la ZAG3. Plus de 60 % de la SA de ZAG3 était emblavée de cultures de légume ou de pomme de terre. Leur APL respectif était 107 et 98 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹.

Les APL moyens calculé pour les années 2007, 2008, 2011, 2013, 2014, 2016, 2018 et 2021 sont inférieurs à 40 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹. Durant ces années, les cultures céréalières occupaient une part importante de la SA dans la ZAG3.

Les conditions météorologiques jouent également un rôle important. En 2019, bien que les cultures céréalières couvraient plus de 80 % de la SA de ZAG3, l'APL moyen était de 73 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹. La sécheresse observée durant l'année 2019 a limité le développement des cultures (et donc le prélèvement de l'azote) et augmenté la minéralisation de la matière organique du sol après les récoltes. Ces conditions météorologiques ont par ailleurs limité le développement des CIPAN (Vandenberghé et al., 2019 ; Lefebure et al., 2020a).

À l'inverse en 2021, la culture de chicorée couvre plus de 40 % de la SA de la ZAG3. Les conditions météorologiques ont été favorables pour les cultures. Les précipitations exceptionnelles de l'été 2021 (IRM, 2021)¹ ont vraisemblablement lixivié une partie du nitrate avant la mesure de l'APL (Vandenberghe et al., 2021). Dans la ZAG6, l'APL est en moyenne de 55 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹.

Des APL moyens inférieurs à 40 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹ sont observés en 2007, 2008, 2009 et en 2021. L'APL moyen des autres années est systématiquement supérieur à 60 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹. Les cultures emblavées dans la ZAG6 ont un impact environnemental 'intrinsèque' plus important que celles emblavées dans la ZAG3. Les cultures de pomme de terre et de maïs (APL plus élevé qu'après une betterave ou une céréale suivie d'une CIPAN) couvrent chacune environ 15 % de la SA de la ZAG6. Les cultures céréalières et betteravières sont également moins représentées.

Les parcelles échantillonnées de la ZAG6 couvrent en moyenne 60 % de la SA de ZAG6. Durant la phase d'encadrement (de 2005 à 2010), l'APL moyen pondéré calculé sur ces parcelles était inférieur (figure 5, trait discontinu) à celui estimé sur l'ensemble de ZAG6 par l'extrapolation, aux parcelles non échantillonnées, des valeurs moyennes observées dans le cadre du contrôle APL (figure 5, trait plein).

L'encadrement proposé par PROTECT'eau (www.protecteau.be) portait notamment sur la gestion des fertilisations minérales et organiques. En considérant que les agriculteurs présents dans la ZAG6 avaient une gestion de l'azote comparable à celle de l'agriculteur 'moyen', défini par les valeurs du contrôle APL, on peut donc raisonnablement penser que l'APL moyen pondéré (sur les parcelles encadrées) aurait été plus élevé si l'encadrement n'avait pas eu lieu.

Une fois l'encadrement terminé, les conseils prodigués durant la phase d'encadrement n'ont vraisemblablement plus été suivis par les agriculteurs. Les APL moyens calculés sont généralement supérieurs aux APL moyens estimés à l'ensemble de la ZAG6.

1. <https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/bilans-climatologiques/2021/zomer>

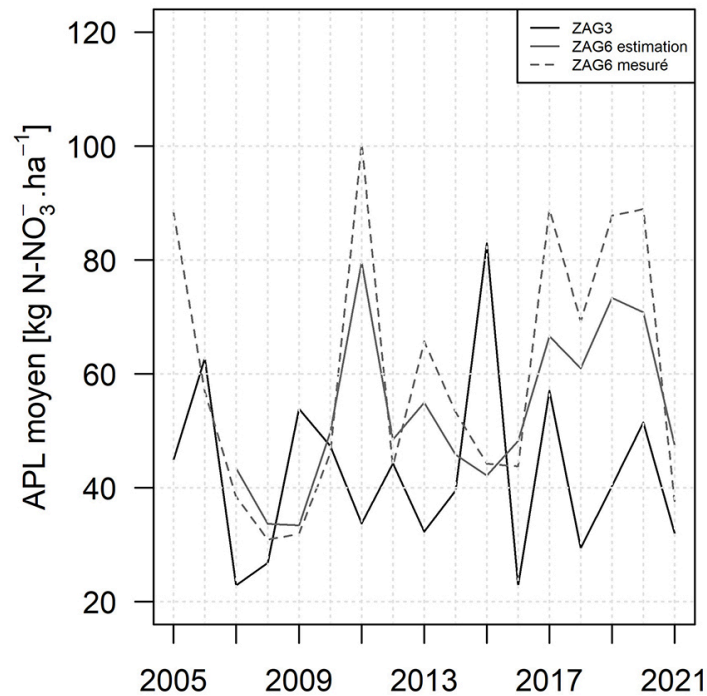


Figure 5. Évolution de l'APL moyen pondéré à l'échelle des ZAG3 et ZAG6.

Concentration en nitrate

À la fin des années 1990 et au début des années 2000, les concentrations en nitrate dans les galeries G3 et G6 étaient comprises entre 55 et 75 mg NO₃⁻.L⁻¹ (figure 6). En 2005, au début de l'encadrement des agriculteurs par PROTECT'eau, les concentrations en nitrate dans les galeries G3 et G6 étaient d'environ 60 mg NO₃⁻.L⁻¹. Entre 2005 et 2010, la concentration en nitrate est restée stable dans la galerie G3 et a augmenté dans la galerie G6 jusqu'à environ 70 mg NO₃⁻.L⁻¹. Entre 2010-2011 et 2017-2018, la concentration en nitrate a diminué annuellement d'environ 2,5 mg NO₃⁻.L⁻¹ et d'un 1 mg NO₃⁻.L⁻¹ respectivement dans les galeries G3 et G6. Depuis 2017 et 2021, la concentration ne s'est plus améliorée dans la galerie G3 et elle est repartie à la hausse dans la galerie G6.

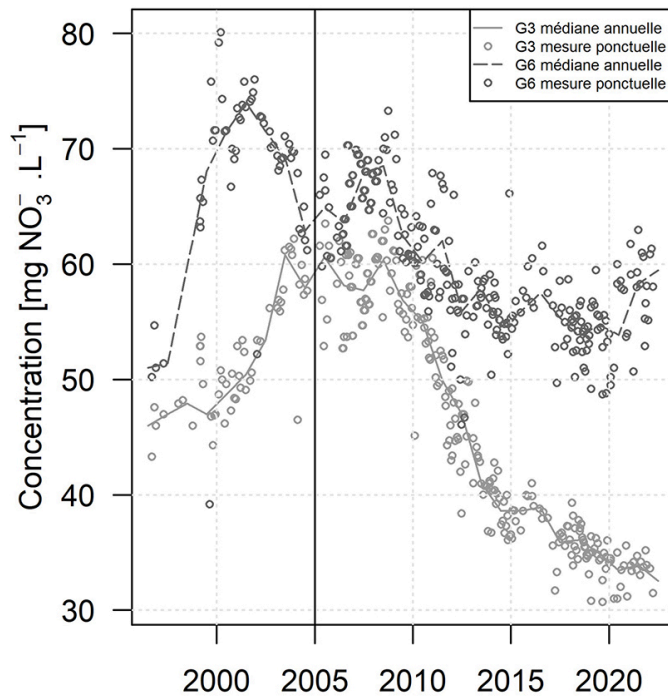


Figure 6. Évolution de la concentration en nitrate dans les galeries G3 et G6.

Relation entre l'APL et la concentration en nitrate

L'évolution de la concentration en nitrate dans l'eau à l'exutoire des galeries est multifactorielle (Gaule & Bolly, 2010). Elle dépend notamment de :

- la concentration en nitrate sous la zone racinaire des parcelles de la ZAG ;
- la lame drainante ;
- la hauteur piézométrique ;
- la perméabilité de la zone vadose ;
- du temps de transfert horizontal dans la nappe phréatique ;
- des autres sources de contamination.

Ces paramètres ne sont généralement pas connus et souffrent d'une importante variabilité spatiale et temporelle. L'APL est ici utilisé comme indicateur de la pression agricole sur la ressource en eau souterraine indépendamment des conditions hydrogéologiques et météorologiques. Par ailleurs, l'APL est le seul paramètre dépendant des pratiques agricoles mises en œuvre.

Les APL moyens estimés dans la ZAG6 sont presque systématiquement supérieurs à ceux observés dans la ZAG3. La moyenne des APL moyen est d'environ 43 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹ dans la ZAG3 contre 55 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹ dans la ZAG6. La pression agricole plus importante dans la ZAG6 conduit à observer des concentrations en nitrate plus importantes dans la galerie G6 que dans la galerie G3 (figure 7). Dans le cadre des ZAG à Arquennes, l'APL est donc un indicateur pertinent de pression agricole sur la ressource en eau.

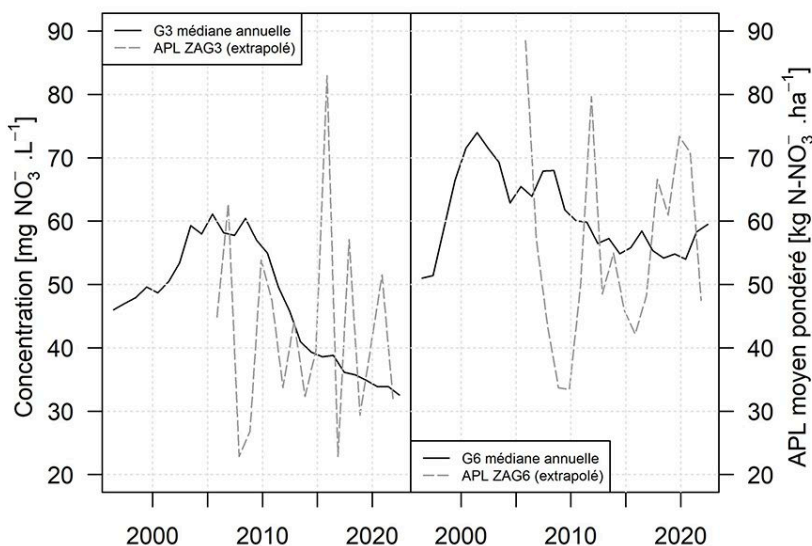


Figure 7. Médiane annuelle de la concentration en nitrate dans les galeries G3 gauche et G6 droite et l'APL moyen pondéré dans leur zone d'alimentation.

La relation entre l'APL moyen et la concentration en nitrate au sommet de la nappe phréatique n'est cependant pas parfaite. Les autres paramètres non maîtrisés listés ci-dessus interviennent également.

Par exemple, l'APL mesuré dans la ZAG3 en 2015 n'a conduit qu'à une augmentation de la concentration en nitrate inférieure à $1 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$. Les précipitations mesurées à la station météorologique d'Uccle entre novembre 2015 et avril 2016 ont été qualifiées par l'IRM (2017)² d'exceptionnelles. A la station météorologique Agromet (Source : CRA-W / Agromet.be) de Feluy (située à environ 5 km des ZAG), la somme des précipitations était de 510 mm durant cette période alors qu'elle est en moyenne de 380 mm sur la période allant de 2003 à 2020.

L'expérience lysimétrique menée par Vandenberghe et al. (2022) montre par ailleurs qu'une mesure APL élevée, typiquement supérieure à $250 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ peut conduire à une augmentation soutenue et durable dans le temps de la concentration en nitrate sous la zone racinaire. A l'inverse, des cultures à enracinement profond, comme la betterave, peuvent valoriser le stock de nitrate précédemment lixivié sous la zone racinaire de la plupart des autres cultures.

Ces travaux ont également permis de mettre en évidence des reprises de drainage en dehors des périodes habituelles de lixiviation. Dans de telles situations, l'indicateur APL sous-estime le risque pour la ressource en eau.

La relation entre l'APL et la concentration en nitrate présente également une relation qualitative à l'échelle de territoires plus vastes. Lefébure et al. (2021) ont calculé un coefficient de détermination de 0,90 entre la moyenne des concentrations en nitrate évaluée dans les masses d'eau souterraine « libre » entre 2015 et 2020 et la moyenne des APL moyens pondérés calculée dans ces masses d'eau (figure 8).

2. <https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/bilans-climatologiques/2017/fevrier-2017>

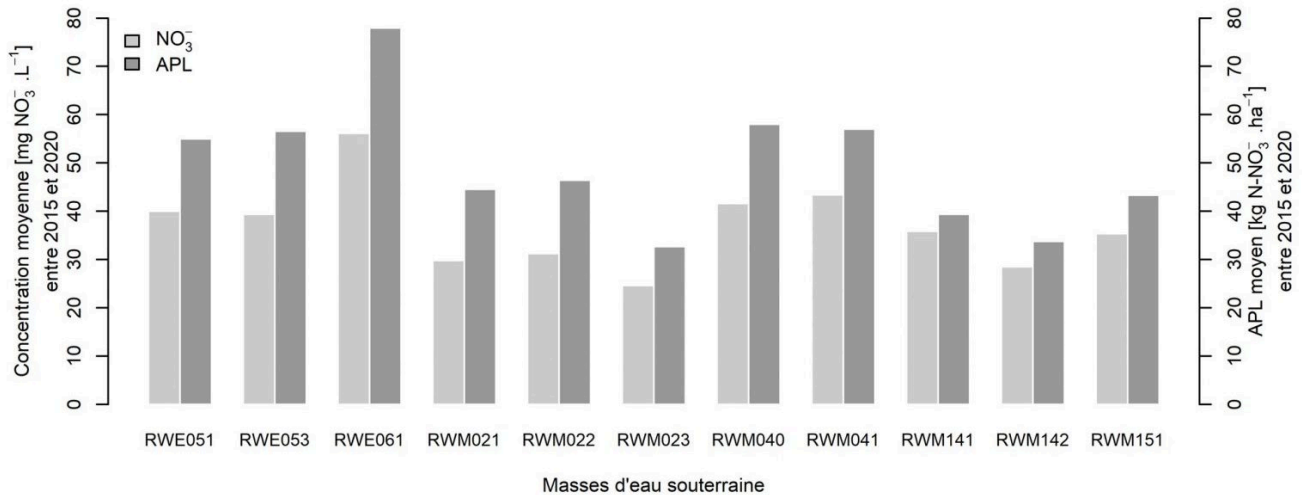


Figure 8. Distribution des concentrations moyennes en nitrate et des APL moyens calculés entre 2015 et 2020 pour les masses d'eau souterraine libre situées dans la zone vulnérable de Wallonie. Adaptée de Lefébure et al. (2021).

Conclusions

Les concentrations en nitrate ont diminué de 10 à 20 $\text{mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ après l'encadrement des agriculteurs exploitant à proximité des galeries G3 et G6 de la SWDE situées à Arquennes. Cet encadrement des agriculteurs a notamment impliqué l'utilisation de l'APL comme indicateur de la gestion agronomique de l'azote.

Dans ce document, la pertinence de l'APL et plus globalement de l'APL moyen pondéré à l'échelle d'une ZAG ou d'une masse d'eau a été mise en évidence. La connaissance de la chronique de l'APL moyen dans une zone d'alimentation de captage permet donc d'estimer l'impact agricole sur la ressource en eau.

Bien que l'APL soit facilement quantifiable et interprétable, d'autres facteurs plus variables comme la pluviométrie interviennent dans le transfert de contaminants vers l'eau souterraine.

D'autres travaux menés en plein champs montrent par ailleurs que l'APL évolue durant la période antérieure à la période de drainage. Il peut notamment augmenter après par la minéralisation des résidus de culture (tels que des feuilles de betterave) et de la matière organique du sol (Vandenberghe et al., 2021) ou diminuer par le prélèvement du nitrate par les cultures. La mesure de l'APL reste donc une mesure ponctuelle au cours d'un processus dynamique.

Bibliographie

Bah B. et al., 2016. Suivi de deux bassins versants pilotes à Arquennes. Dossier GRENeRA 16-03. 15 p. In : De Toffoli M., Vandenberghe C., Imbrecht O., Bah B., Bachelart F., Colinet G., Lambert R., 2016 *Programme de gestion durable de l'azote en agriculture wallonne – Rapport d'activités annuel intermédiaire 2016 des membres scientifiques de la Structure d'encadrement Nitrawal*. Université catholique de Louvain et Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, 20 p. + annexes. <https://hdl.handle.net/2268/225700>

Comeliau S. et al., 2021. Survey Surfaces Agricoles. Estimation de l'APL moyen. Dossier GRENeRA 21-02, 15 p. In : Vandenberghe C., De Toffoli M., Durenne B., Bachelart F., Imbrecht O., Lefébure K., Williscombe F., Hawotte F., Weickmans B., Huyghebaert B., Lambert R., Colinet G., 2021. *Programme de gestion durable de l'azote en agriculture wallonne et volet eau du programme wallon de réduction des pesticides – Rapport d'activités final 2021 des membres scientifiques de la Structure d'encadrement PROTECT'eau*. Université catholique de Louvain, Centre wallon de Recherches agronomiques et Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech.

Deneufbourg M. et al., 2010. *Programme d'actions pour la protection des captages contre les contaminations d'origine agricole. Bassins pilotes d'Arquennes. Rapport d'activités final. Partie GRENeRA. Convention S.P.G.E. – Nitrawal a.s.b.l.* Gembloux, Belgique : Gembloux Agro-Bio Tech (Uliège). <https://hdl.handle.net/2268/289180>

Deneufbourg M., et al. 2013. Mise en œuvre du Programme de Gestion Durable de l'Azote à l'échelle de deux petits bassins versants (Arquennes – Belgique) et évaluation d'impact par le suivi des flux de nitrate aux exutoires et par modélisation numérique. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 17(S1), 164-176. <https://popups.uliege.be/1780-4507/index.php?id=16885&file=1&pid=9652>

Gaule D., & Bolly P.Y., 2010. *Bassin pilote d'Arquennes. Étude hydrogéologique approfondie – Modélisation mathématique*. Aqual Ecofox.

IRM, 2017. IRM – Février. <https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/bilans-climatologiques/2016-2020/2017/fevrier-2017> (17/3/2022).

IRM, 2021. IRM – Été. <https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/bilans-climatologiques/2021/ete> (17/3/2022).

IRM, 2021. Météo en Belgique – IRM. <https://www.meteo.be/fr/belgique> (17/3/2022).

Lefébure K. et al., 2020. Analyse des résultats du contrôle APL 2019 et évolution depuis 2008 à l'échelle des masses d'eau souterraine de Wallonie. Dossier GRENeRA 20-04, 62 p. + annexes. In : Vandenberghe C., De Toffoli M., Hawotte F., Lefébure K., Durenne B., Imbrecht O., Bachelart F., Weickmans B., Huyghebaert B., Lambert R., Colinet G., 2021. *Programme de gestion durable de l'azote en agriculture wallonne et volet eau du programme wallon de réduction des pesticides – Rapport d'activités final 2020 des membres scientifiques de la Structure d'encadrement PROTECT'eau*. Centre wallon de Recherches agronomiques, Université catholique de Louvain et Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, 26 p. + annexes. (<https://hdl.handle.net/2268/288365>)

Lefébure K. et al., 2020. Suivi de deux bassins versants pilotes à Arquennes. Dossier GRENeRA 20-06. 19 p. In : Vandenberghe C., De Toffoli M., Durenne B., Bachelart F., Imbrecht O., Lefébure K., Williscombe F.,

Hawotte F., Weickmans B., Huyghebaert B., Lambert R., Colinet G., 2021. *Programme de gestion durable de l'azote en agriculture wallonne et volet eau du programme wallon de réduction des pesticides – Rapport d'activités final 2020 des membres scientifiques de la Structure d'encadrement PROTECT'eau*. Université catholique de Louvain, Centre wallon de Recherches agronomiques et Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech. (<https://hdl.handle.net/2268/288363>)

Lefébure K. et al., 2021. Analyse des résultats du contrôle APL 2020 et évolution depuis 2008 à l'échelle des masses d'eau souterraine de Wallonie. Dossier GRENeRA 21-04, 67 p. In : Vandenberghe C., De Toffoli M., Hawotte F., Lefébure K., Durenne B., Imbrecht O., Bachelart F., Weickmans B., Huyghebaert B., Lambert R., Colinet G., 2021. *Programme de gestion durable de l'azote en agriculture wallonne et volet eau du programme wallon de réduction des pesticides – Rapport d'activités final 2021 des membres scientifiques de la Structure d'encadrement PROTECT'eau*. Centre wallon de Recherches agronomiques, Université catholique de Louvain et Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, 21 p. + annexes.

Vandenberghe C. et al., 2019. Survey surfaces agricoles. Etablissement des références APL 2019. Dossier GRENeRA-UCLouvain 19-03, 28 p. In : De Toffoli M., Hawotte F., Vandenberghe C., Lefébure K., Durenne B., Imbrecht O., Bachelart F., Weickmans B., Huyghebaert B., Lambert R., Colinet G., 2020. *Programme de gestion durable de l'azote en agriculture wallonne et volet eau du programme wallon de réduction des pesticides – Rapport d'activités final 2019 des membres scientifiques de la Structure d'encadrement PROTECT'eau*. Université catholique de Louvain, Centre wallon de Recherches agronomiques et Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech. (<https://hdl.handle.net/2268/260152>)

Vandenberghe C. et al., 2021. Survey Surfaces Agricoles. Établissement des références APL 2021. Dossier GRENeRA 21-03, 26 p. In : Vandenberghe C., De Toffoli M., Durenne B., Bachelart F., Imbrecht O., Lefébure K., Williscombe F., Hawotte F., Weickmans B., Huyghebaert B., Lambert R., Colinet G., 2021. *Programme de gestion durable de l'azote en agriculture wallonne et volet eau du programme wallon de réduction des pesticides – Rapport d'activités final 2021 des membres scientifiques de la Structure d'encadrement PROTECT'eau*. Université catholique de Louvain, Centre wallon de Recherches agronomiques et Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech. <https://hdl.handle.net/2268/293172>

Vandenberghe C., Bachelart F., Colinet G., Lefébure K., 2022. Le lysimètre, un outil d'évaluation de l'APL en tant qu'indicateur environnemental. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Remerciements

Les travaux qui ont permis la rédaction de cet article ont été soutenus par la Wallonie et la Société Publique de Gestion de l'Eau.

About the Authors

Kevin Lefébure

GEMBLOUX AGRO-BIO TECH (ULIÈGE)

Florent Bachelart

GEMBLOUX AGRO-BIO TECH (ULIÈGE)

Gilles Colinet

GEMBLOUX AGRO-BIO TECH (ULIÈGE)

Christophe Vandenberghe

GEMBLOUX AGRO-BIO TECH (ULIÈGE)

Synthèse des échanges sur la thématique

Les dispositifs expérimentaux présentés lors de cette deuxième session aboutissent à la même conclusion sur le lien étroit entre RDD/REH/APL et indicateur environnemental et ce, aux trois échelles représentées par les dispositifs : celle de (i) la parcelle (lysimètre), (ii) de quelques parcelles (drain) et (iii) d'un territoire plus important (bassin versant).

Le RDD/REH/APL est un bon indicateur de la concentration en nitrate de l'eau qui percole sous la zone racinaire, même si ce lien peut présenter quelques limites telles que

- après un apport conséquent de produit organique qui peut impacter la dynamique d'azote dans le sol et donc la qualité de l'eau à long terme ;
- lors des conditions climatiques particulières en automne-hiver qui peuvent impacter le reliquat mesuré au début du drainage hivernal.

In fine, le REH/APL n'est jamais qu'une photographie de la quantité d'azote du sol à un moment donné.

Les comparaisons entre concentrations en nitrate et RDD/REH/APL, discutées lors de cette session, illustrent bien que le RDD/REH/APL n'est pas conditionné que par la lame drainante, mais bien que le RDD/REH/APL est un bon indicateur de l'impact des pratiques agricoles (y compris les successions culturales et la gestion de l'interculture) sur la concentration en nitrate de l'eau qui percole au cours de l'hiver.

Il ressort des échanges un certain consensus : un APL inférieur à $40 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ conduit généralement à une eau de qualité alors qu'une valeur supérieure à 60 (voire 80 lorsque la lame drainante est très importante comme en Bretagne) engendre généralement une qualité non conforme.

Tous s'accordent sur le fait que, compte tenu du « tampon » que constitue une réserve aquifère et du temps de transfert de l'eau dans la zone vadose, un éventuel objectif de résultat de qualité de l'eau au captage doit être réfléchi à l'échelle pluriannuelle, *a minima* celle d'une rotation, pour « moyenniser » les aléas climatiques et les performances des cultures (cf. session 4), et de l'exploitation agricole, voire de l'aire d'alimentation d'un captage ou d'une masse d'eau.

CHAPITRE 3. REH/RDD/APL ET MODÉLISATION

Vers l'utilisation de l'APL pour quantifier les pertes d'azote au champ

NICOLAS BEAUDOIN

Résumé

Les données du stock d'azote du sol potentiellement lessivable (APL) sont acquises en situation réelle et généralement au sein d'un réseau de parcelles ; elles peuvent servir plusieurs finalités, telles mener une démarche didactique sur les déterminants de la lixiviation. Le but de cet article est de montrer comment valoriser ces données pour quantifier le drainage d'eau et la perte d'azote nitrique des parcelles. Des jeux de données de deux réseaux de parcelles en conduite conventionnelle ou biologique, sont mobilisés. Différents types de couplage entre données et modèle sont illustrés, variant selon le degré de forçage du modèle. Un couplage avec le modèle de calcul LIXIM est plus robuste si celui-ci est utilisé en mode inverse, mais nécessite plusieurs dates d'observations. Un couplage avec le modèle déterministe sol-plante-atmosphère STICS est plus flexible et polyvalent (autres formes de perte d'azote), mais l'estimation de ses paramètres en augmente l'incertitude. Les sorties des deux modèles peuvent servir à générer un méta-modèle, appelé indicateur de Lixiviation (IL), plus empirique mais plus pédagogique. Sur le plan pratique, le couplage doit être adapté aux données disponibles en fonction de l'objectif. La modélisation déterministe est prometteuse pour pouvoir quantifier les paiements pour services environnementaux, en recourant dans l'idéal à « un ensemble de modèles », afin d'augmenter la robustesse de la prédiction.

Introduction

De nombreuses données APL (azote potentiellement lessivable) sont mises en bases à l'échelle de territoires ; elles portent sur les stocks d'eau et d'azote minéral¹ en début d'hiver. Elles servent à l'application de la réglementation de la Directive Nitrates et/ou son évaluation. Outre la prédiction d'un reliquat d'azote virtuel utile au conseil de fertilisation, elles pourraient servir à d'autres finalités telles la formation des agriculteurs et gestionnaires de l'eau sur les déterminants de la lixiviation (Beaudoin, 2006), ou l'étude de la faisabilité du paiement de services environnementaux (Escobar et al., 2013). Ces paiements seraient plus pertinents et motivants pour les agriculteurs que de suivre la réglementation, car « objectif-centrés » (Dupas et al., 2015). Un préalable, qui est le but de cet article, est de savoir comment valoriser les données d'APL pour quantifier le drainage d'eau et la perte d'azote nitrique des parcelles.

1. somme de l'azote nitrique et de l'azote ammoniacal, symbolisé N_{min}

La lixiviation est un phénomène complexe et « site spécifique » car dépendant des bilans locaux d'eau, de carbone et d'azote (Beaudoin et al., 2012). Les méthodes de quantification se distinguent suivant quatre critères :

1. leur caractère direct (mesure) ou indirect (bilan statique, modèle dynamique, traçage isotopique) ;
2. l'intensité du couplage entre la quantification du flux d'eau et du flux d'azote (intégral, journalier, saisonnier) ;
3. leur opérationnalité en conditions agricoles standards, voire leur capacité à être généralisées dans le temps et l'espace ;
4. les échelles spatiale et temporelle considérées.

Ces méthodes impliquent plusieurs types de mesure et de modèles, dont l'utilité dépend du contexte.

En conditions expérimentales, des méthodes de quantification dédiées (lysimètres, marquage avec l'azote 15) permettent une compréhension du phénomène et sa modélisation en dynamique (Martinez & Guiraud, 1990 ; Yin et al., 2020). En situation agricole, des études pilotes sont possibles à l'aide de lysimètres ouverts, de bougies poreuses, ou périmètre drainé artificiellement ; cependant, elles ne sont pas généralisables dans le temps et/ou l'espace (Weihermüller et al., 2007). Sur des sols à bon drainage naturel, seul le couplage carottage-modélisation permet de dresser un diagnostic agroenvironnemental, quantifiant à la fois les bilans d'eau et d'azote et les flux de percolation sous les racines, *a contrario* des mesures de soluté en bougies poreuses. Cependant appliquer un modèle en situation agricole demande des précautions en termes de qualité de son paramétrage et de respect de son domaine de validité.

La modélisation en situation agricole conventionnelle soulève la question de la pertinence des facteurs du milieu qu'elle prend en compte (Hansen et al., 2001 ; Meynard et al., 2002). Certains facteurs limitants de la production, telle la pression parasitaire, ne sont pas intégrés dans les modèles classiques, ce qui conduit à une surestimation du potentiel de production de la culture. La modélisation peut être aussi couplée avec une approche probabiliste, pour prendre en compte l'incertitude due à l'estimation des paramètres (Acutis et al., 2000 ; Lacroix et al., 2005). Avant de les utiliser, les modèles doivent être évalués pour connaître la qualité de prédiction et le niveau d'erreur associé, ceci selon des critères statistiques partagés dans la communauté scientifique.

Le principal avantage des données APL est leur origine « *on farm* », qui augmente leur crédit auprès des décideurs, sans taire l'incertitude qui les affecte (Vandenbergh, 2016). Elles sont acquises à une date connue, avec une bonne caractérisation du contexte technique. Elles sont généralement acquises en réseau, ce qui peut favoriser une démarche didactique sur les déterminants de la lixiviation ou une recherche participative de références. Cependant, leur utilisation, en vue d'une quantification des flux d'eau et d'azote, peut se heurter à trois limites, de nature temporelle ou spatiale :

1. une seule date de mesure est parfois disponible ;
2. la profondeur du prélèvement est souvent limitée à 90 cm et
3. l'interprétation des données peut être équivoque quand l'échantillon réunit plusieurs types de sol.

Ces limites peuvent être différemment contournées dans les types de modélisation décrites ci-après.

Cet article montre comment valoriser les données d'APL selon un gradient croissant de virtualisation et donc décroissant de dépendance aux données, appliqué à deux cas d'étude en Hauts-de France.

Matériel et méthodes

Les méthodes

L'association des résultats d'analyse de carottage de sol et d'un modèle simple de calcul permet de convertir les données de stock en flux d'eau et d'azote (Beaudoin et al., 2012). Le carottage permet d'établir des bilans de masse, de localiser les mesures en tout lieu et d'intégrer toute l'épaisseur du sol, là où la charge en cailloux rend possible le carottage. Les modèles permettent de prédire le drainage d'eau, la lixiviation ou l'ensemble des pertes d'eau et d'azote d'un agrosystème en fonction de données d'entrée accessibles portant sur le sol, les techniques, le climat et la plante. La difficulté de répéter le carottage dans l'espace et dans le temps peut être levée par la possibilité d'en associer les données à un modèle couplé à un système d'information géographique (Whisler et al., 1986 ; Corwin & Wagenet, 1996). Trois types de couplage données-modèles sont définis (figure 1) :

a) Modélisation statique appliquée à partir d'une seule date de mesure et d'un seul horizon. Elle peut mobiliser le modèle piston (Rousselle, 1913), le modèle de Burns (1976) ou encore un méta-modèle calibré d'après des sorties d'un modèle dynamique (Beaudoin & Mached, 2001). Seuls les processus de transfert d'eau et de solutés y sont pris en compte. Les variables d'entrées sont les stocks initiaux d'eau et de nitrate, les pluies efficaces cumulées et l'humidité volumique à la capacité au champ. Ces modèles n'intègrent ni l'hétérogénéité de la répartition du nitrate dans le profil, ni les fonctions puits et source d'azote du sol (minéralisation, absorption).

b) Modélisation dynamique et empirique à l'aide de l'outil LIXIM, appliqué à une ou plusieurs périodes, en méthode inverse entre deux dates de mesures et/ou en simulation pure à partir d'une seule date de mesure (Mary et al., 1999). LIXIM a été conçu d'abord en un sol nu ; sa dernière version (v9) intègre l'absorption des couverts au printemps et automne (Autret et al., 2019). Il intègre la variabilité verticale des teneurs en eau et en azote, des propriétés du sol, de la densité racinaire (v9) et leur dynamique journalière. LIXIM calcule entre deux dates : i) les cumuls de drainage, lixiviation et d'absorption d'azote ; ii) les moyennes du rapport ETR/ETP et de la vitesse de minéralisation nette d'azote, qui sont soit optimisées soit forcées. Les données d'entrée, sont les stocks d'eau, d'ammonium et de nitrate par horizon, les données météorologiques quotidiennes (T, P, ETP), et éventuellement, la date de levée et la quantité d'azote absorbée entre deux dates.

c) Modélisation dynamique déterministe à l'aide de simulateurs déjà paramétrés et évalués (STICS, SYST'N, Agriflux...). Le modèle STICS s'applique à l'échelle d'un cycle cultural ou de plusieurs cycles successifs. Il simule le développement de la culture et les bilans d'énergie, d'eau, de carbone et d'azote du système au pas de temps journalier. Il est préférable de l'initialiser en période de sol nu, car seules les données des profils d'eau et d'azote sont requises comme initiales. Il peut être aussi initialisé en période de culture en renseignant son stade, sa densité racinaire, son indice foliaire, ses masses racinaires et aériennes et leur mobilisation d'azote. Aux entrées déjà nécessaires pour LIXIM s'ajoutent l'itinéraire technique, des caractéristiques du sol et du climat et les paramètres décrivant le fonctionnement général du système de culture-sol-atmosphère.

Le concept de transfert de solutés dans les modèles LIXIM et STICS discrétise et généralise, dans le temps et l'espace, celui de « cellules de mélange » (Burns, 1976) ; il l'associe à un modèle de bilan hydrique capacitif (Mary et al., 1999), de la façon suivante :

1. le transfert s'opère en régime permanent de drainage, i.e. dans un sol à la capacité au champ soumis à des pluies efficaces ;
2. un mélange complet s'opère entre l'eau déjà présente dans chaque couche élémentaire (n) du profil de sol et l'eau y arrivant par convection ;
3. le même phénomène se produit ensuite dans la couche élémentaire (n + 1), sous-jacente ;
4. ce transfert s'opère dans la seule microporosité du sol, qui est supposé avoir une conductivité hydraulique infinie ;
5. l'épaisseur (e = 1 à 15 cm) d'une couche élémentaire et ses paramètres capacitifs sont définis à l'échelle de l'horizon pédologique.

La prédiction du modèle cellules de mélange converge avec celle du type mécaniste convectif-dispersif, si l'épaisseur des couches est égale à la moitié de la longueur de dispersion du modèle mécaniste, tout en exigeant beaucoup moins de paramètres et de temps de calcul (Van der Ploeg et al., 1995). Cependant, le schéma cellules de mélange peut difficilement être appliqué à des sols très hétérogènes ou hydromorphes (Lafolie & Neel, 1997).

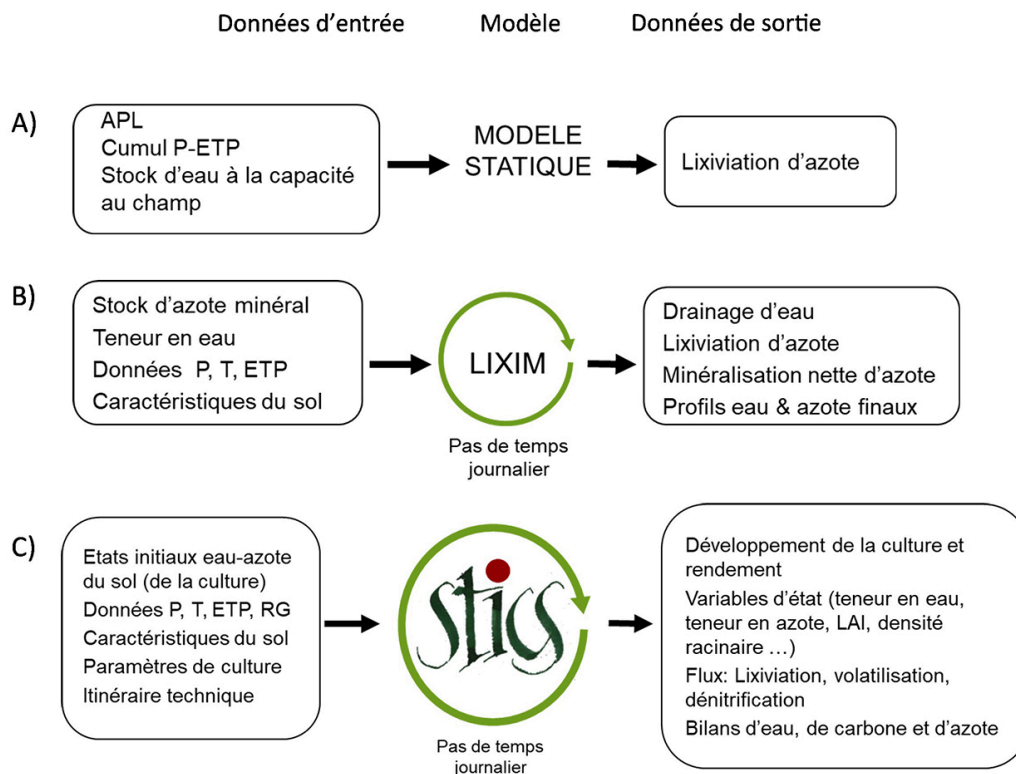


Figure 1. Schéma des entrées et sortie des différents modèles utilisés. Sigles : P= précipitations, T = température de l'air, ETP = Évapotranspiration potentielle, RG = rayonnement global, LAI = Indice foliaire, APL = azote potentiellement lessivable.

Trois critères statistiques ont été utilisés pour évaluer les modèles selon la méthode de Loague & Green (1991) : l'écart moyen (MD), l'erreur quadratique moyenne (RMSE) qui sont attendues pour être minimales, et l'efficacité du modèle (EF), dont la valeur cible est l'unité.

$$MD = \frac{\sum_{i=1}^n O_i - \sum_{i=1}^n S_i}{n}$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}{n}}$$

$$EF = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 - \sum_{i=1}^n (S_i - \bar{O})^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}$$

où S_i = simulé, O_i = observé,

\bar{O} = moyenne des observations.

Sites et bases de données d'APL

Les démarches sont appliquées à deux cas d'étude « *on farm* » du Nord de la France : le bassin hydrologique de Bruyères et Montbérault (F-02), avec 36 sites d'observation de 1991 à 2012 (Beaudoin et al., 2005 ; 2021) et le réseau Agri-Bio en Hauts-de-France, avec 35 parcelles observées de 2014 à 2017 (Rakotovololona et al., 2019).

Le bassin d'alimentation de captage (BAC) de Bruyères est un territoire incluant 145 ha de grandes cultures conduites en rotations triennales conventionnelles (blé²-escourgeon³ - betterave⁴ ou colza⁵ ou pois⁶), où les bonnes pratiques agricoles (BPA) ont été systématiquement appliquées (fertilisation raisonnée ; culture intermédiaire ; enfouissement des résidus de culture pauvres en azote). Le protocole d'évaluation de l'impact des BPA a couplé observation et modélisation. Des prélèvements du sol et des végétaux trois fois par an ont porté sur 36 stations d'observation représentatives des cultures et des sols ; une station représente un cercle de 20 m de diamètre ou six échantillons sont prélevés aléatoirement et regroupés pour des mesures sans répétition au laboratoire (figure 2a). Les parcelles y sont hétérogènes. Les sols sont hérités du substrat géologique comme le montre la carte des textures à 40 cm de profondeur. Les principaux substrats sont

2. *Triticum aestivum*
3. *Hordeum vulgare*
4. *Beta vulgaris*
5. *Brassica napus* L.
6. *Pisum sativum* L.

le limon (*clayey sandy loam*) les marnes et caillasses (*clayey limestone, clay et heavy clay*), le limon sableux développés sur calcaire grossier (*sandy limestone*) et le sable épais (*sand et clayey sand*).

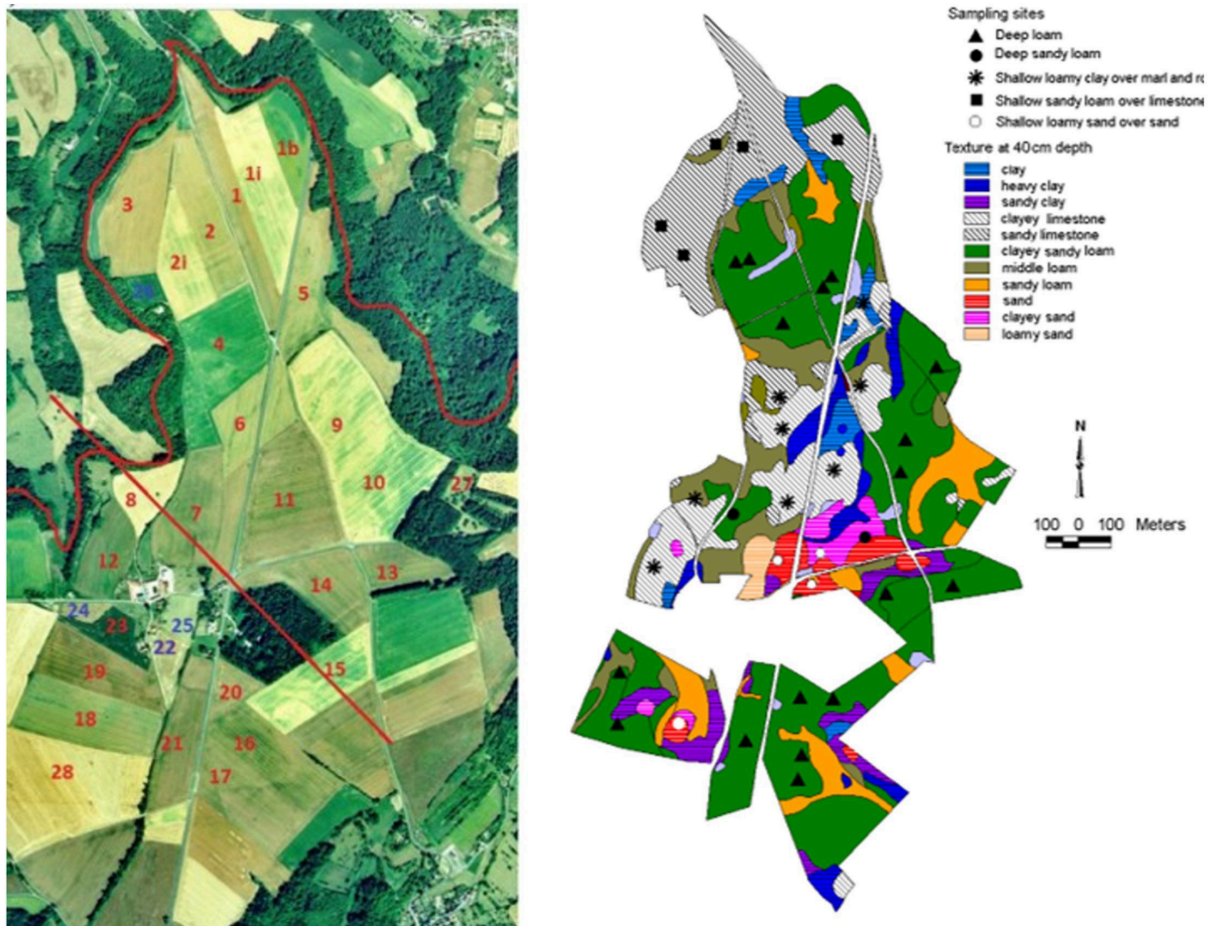


Figure 2a. Photo aérienne et emplacement des champs et des sources du BAC de Bruyères, au sud de Laon (Beaudoin et al., 2021). Carte des textures des sols à 60 cm de profondeur, avec cinq substrats majoritaires et position des 36 stations de prélèvement sur les sols et les végétaux (extrait de Beaudoin et al., 2005).

Le réseau Agri-Biologique (AB) est constitué de 35 parcelles représentant 11 systèmes de culture, caractérisés par une même rotation culturale, un même type de sol et une même exploitation. Ils appartiennent à neuf exploitations en AB (figure 2b). Les rotations longues (9 à 12 ans) sont de trois types : Luzerne - céréales ; Luzerne - céréales - légumes ; Céréales - légumes. Substituer la variabilité temporelle par la variabilité spatiale a consisté à représenter chaque système par un trio de trois parcelles suivies pendant trois ans. Les mesures sur le sol et les cultures ont été réalisées quatre fois par an avec deux répétitions dans la même parcelle. Les sols sont développés sur substrat limoneux profond, avec ou sans silex, pour dix systèmes, et développé sur substrat crayeux pour un seul système.



Figure 2b. Localisation des neuf exploitations du réseau de parcelles d'observation du projet Agri-Bio d'Agro-Transfert-Ressources & Territoires (extrait de Rakotovolona et al., 2019).

Les principales données utilisées dans cet article sont les stocks d'eau (SWC) ou d'azote minéral (SMN), encore appelé APL pour la mesure de fin d'automne. Les résultats des suivis, de 1991 à 1999, au BAC de Bruyères, et de 2014 à 2017, sur le réseau AB, ont permis l'analyse statistique de leur variabilité en fonction des facteurs année-type de sol et séquence culturale, définie par la culture récoltée et l'occupation du sol en automne (Beaudoin et al., 2005 ; Rakotovolona et al., 2019). Les données de SMN sont présentées aux tableaux 1a et 1b, en fonction du facteur séquence culturale, dont l'effet est significatif.

Tableau 1a. APL ($\text{kg N}_{\text{min}} \cdot \text{ha}^{-1}$) mesuré à la fin de l'automne et à la mi-février, selon les successions culturales à Bruyères pendant 8 ans, jusqu'à 120 cm en sols profonds et 90 cm en sols superficiels (extrait de Beaudoin et al., 2005).

Les lettres indiquent les groupes qui diffèrent statistiquement (test de Kruskal et Wallis, $p < 0,10$)		
Succession culturale	Fin d'automne	Mi-février
Colza d'hiver – Blé d'hiver	61 ^{ab}	50 ^a
Blé d'hiver – Colza d'hiver	45 ^b	66 ^a
Blé d'hiver Orge d'hiver	54 ^{ab}	–
Pois de printemps – Blé d'hiver	95 ^a	55 ^a
Betterave sucrière – Blé d'hiver	48 ^b	47 ^{ab}
Orge d'hiver – CIPAN	40 ^b	48 ^{ab}
Moyenne	55	58

Tableau 1b. APL ($\text{kg N}_{\text{min}} \cdot \text{ha}^{-1}$) mesuré à la fin de l'automne et à la mi-février, selon les successions culturales sur le réseau AB pendant trois ans, jusqu'à 150 cm dans les sols profonds et 90 cm en rendzine (extrait de Rakotovololona et al., 2019).

Code culture : C = céréale ; I = culture dérobée ; M = culture principale ; A = luzerne, L = légumineuse à grain ; V = légume ; X = légume ou céréale. Code de la date de semis : 0 = avant la récolte de la culture précédente ou déjà établie ; 1 = en automne ; 2 = au printemps. Les lettres indiquent les groupes qui diffèrent statistiquement (test de Kruskal et Wallis, $p < 0,10$). Code culture : C = céréale ; I = culture dérobée ; M = culture principale ; A = luzerne, L = légumineuse à grain ; V = légume ; X = légume ou céréale. Code de la date de semis : 0 = avant la récolte de la culture précédente ou déjà établie ; 1 = en automne ; 2 = au printemps. Les lettres indiquent les groupes qui diffèrent statistiquement (test de Kruskal et Wallis, $p < 0,10$).

Situation	Novembre	Février
CI0	70 ^d	75 ^a
CI1	83 ^{bcd}	82 ^a
CM1	114 ^{bcd}	94 ^a
A0	75 ^{cd}	87 ^a
AM1	152 ^{ab}	117 ^a
AM2	59 ^d	74 ^a
LM1	154 ^a	102 ^a
VM1	99 ^{bcd}	80 ^a
XM1	94 ^{bcd}	98 ^a
Moyenne	97	88

Résultats et discussion

Utilisation de LIXIM

Deux versions différentes de LIXIM, 6 et 9, ont été utilisées et testées respectivement sur les dispositifs de Bruyères et AB (figure 3), avec le recours au forçage pendant les phases printanières. Les prédictions des stocks d'eau et d'azote sont jugées satisfaisantes. Sur Bruyères, une étude de sensibilité sur l'effet des

couverts a permis de vérifier que l'incertitude due à leur non intégration était négligeable par rapport aux aléas associés aux mesures à l'échelle de la parcelle (Beaudoin et al., 2005). Ces limites ont été dépassées sur le réseau AB, par prise en compte des couverts dans la version V9 et la réduction des aléas par deux répétitions.

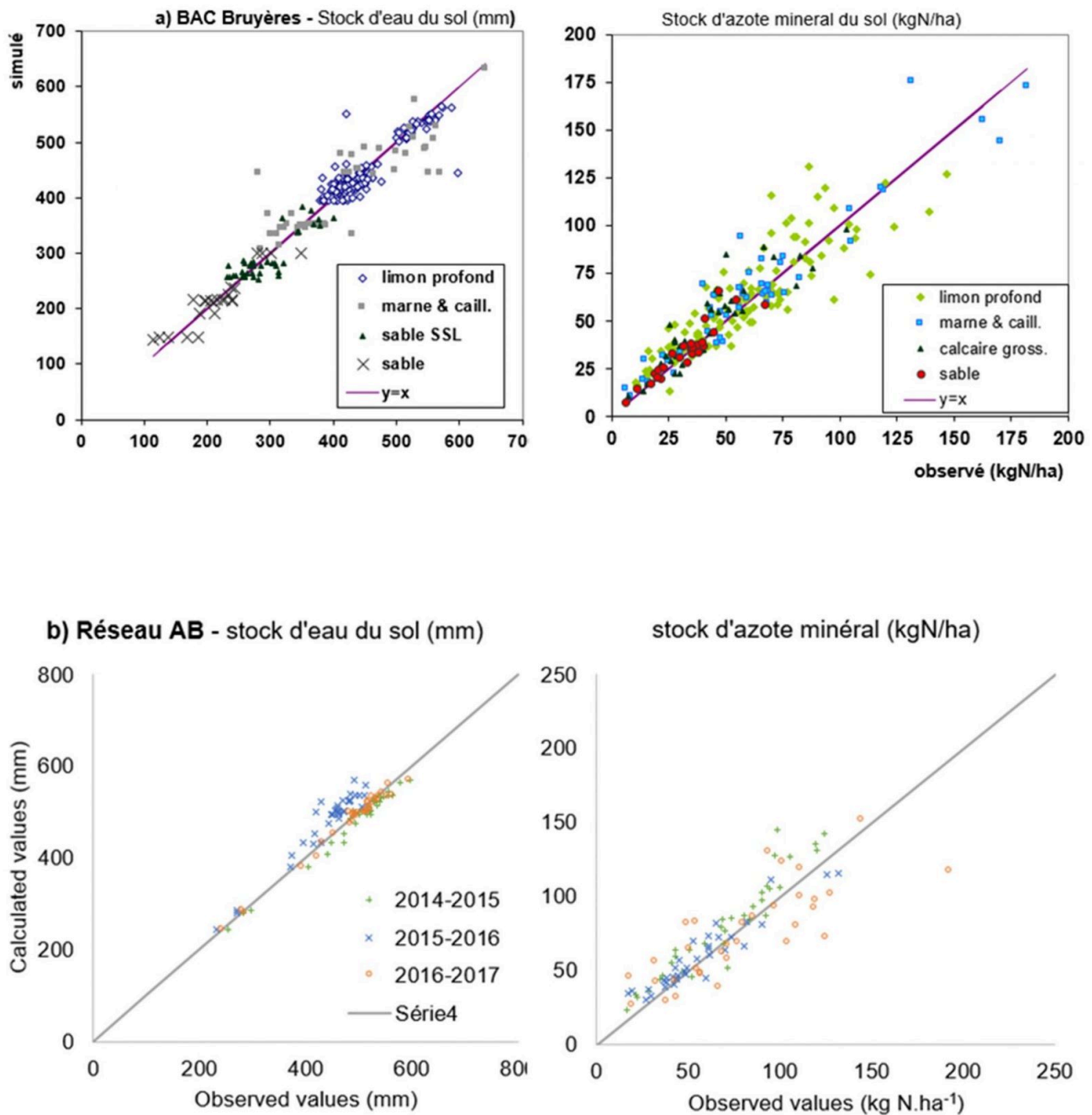


Figure 3. Test de prédiction des modèles LIXIM en période hivernale par comparaison des valeurs observées et simulées de la teneur en eau du sol (mm) et du stock d'azote minéral à la mi-février ($\text{kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$). A) Sur le BAC de Bruyères pendant huit ans, en fonction des types de sol, ($n = 256$ sans répétition). B) Sur le réseau en agriculture biologique (AB) pendant trois ans, en fonction de l'année, ($n=109$ avec deux répétitions par parcelle-année).

Les calculs sont sensibles à la profondeur considérée. Sur la BAC de Bruyères, passer de 90 à 120 cm en sols superficiels et de 120 à 150 cm en sols profonds baisse légèrement le drainage mais plus fortement la concentration de l'eau de percolation, de 17 et 25 % respectivement (Beaudoin et al., 2005). De même, la période d'apport d'engrais importe car le drainage se produit certaines années en dehors de la période hivernale, ce qui représente un supplément de 72 % par rapport aux flux hivernaux (figure 4). Par contre, pour 13 situations, le flux hivernal dépasse l'annuel, du fait que l'humidité initiale de l'échantillon APL a excédé la valeur du paramètre Hcc, fixé comme la médiane des valeurs observées en hiver.

En conclusion, la quantification des flux à partir de mesures de stock est possible mais sa qualité est sensible à la période et à la profondeur d'application et au nombre de répétitions des mesures. Les tests présentés sont indirects car portant sur des variables d'état du profil ; ils ont été complétés par des études s'intéressant directement aux flux d'eau et de solutés (Mary et al., 1999).

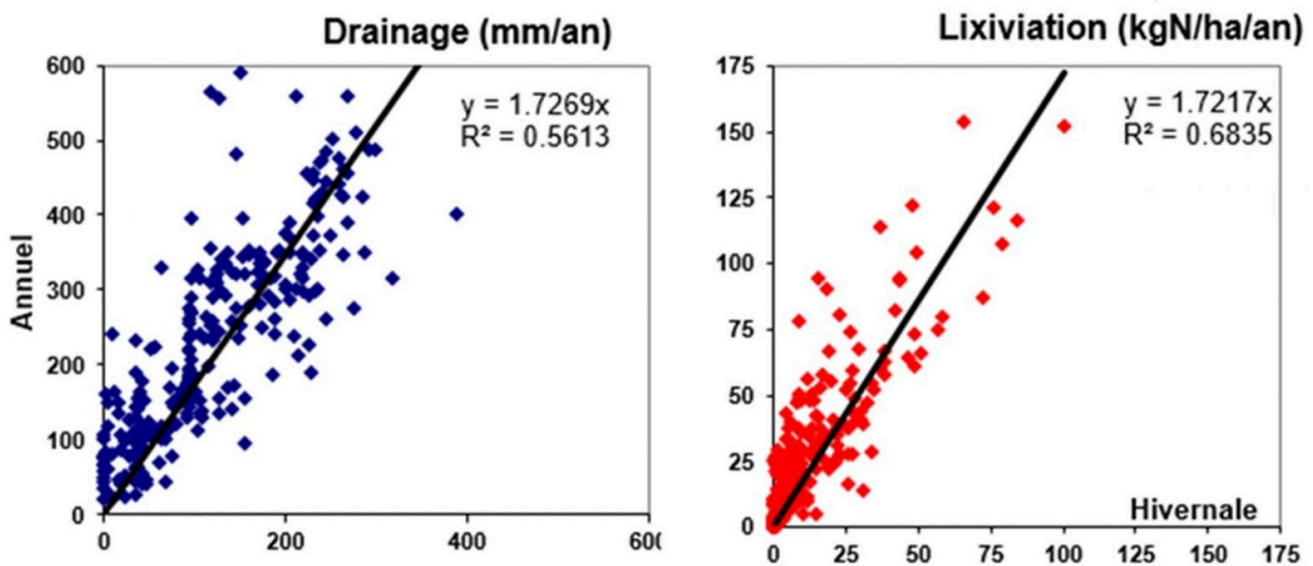


Figure 4. Comparaison des flux calculés par LIXIM, sur le BAC de Bruyères, hivernaux avec optimisation, et totaux, incluant des périodes avec simulation pure.

Les flux élémentaires, définis à l'échelle de chaque station et de l'année, montrent une forte variabilité. Sur le BAC de Bruyères, le drainage a varié de 0 à 592 mm.an⁻¹ et la lixiviation de 0 à 154 kg N_{min}.ha⁻¹ (Beaudoin et al., 2005). Sur le réseau AB, leurs fourchettes sont de 0 à 468 mm.an⁻¹ et 0 à 117 kg N_{min}.ha⁻¹ respectivement (Rakotovololona et al., 2019). A l'échelle du site-année le drainage varie surtout avec l'année (non présenté) et avec la succession (Tableau 2). A Bruyères, la lixiviation varie très fortement selon le type de sol, la nature de la séquence culturale et le climat, d'un facteur 3, 4 et 5 respectivement. En systèmes AB, l'influence de la séquence culturale est encore plus importante, avec un ratio de 20 entre les extrêmes. Les espèces légumineuses y jouent un rôle notoire, avec le minimum pour la luzerne en place et le maximum pour une séquence légumineuse à grain-blé (LM1). Cependant, cette typologie n'intègre pas tous les facteurs de variation, en particulier l'arrière effet de deuxième année du retournement des luzernières n'a pas été isolé, faute d'effectifs suffisants.

Tableau 2a : Drainage moyen, lixiviation de l'azote nitrique et concentration en nitrate dans l'eau drainée calculés avec LIXIM, en fonction de la succession des cultures et du type de sol sur le BAC de Bruyères (extrait de Beaudoin et al., 2005).

Les lettres indiquent les groupes qui diffèrent statistiquement (test de Kruskal et Wallis, $p < 0,10$)

	Drainage	Lixiviation	Concentration
	mm	kg N.ha⁻¹	mg NO₃⁻.L⁻¹
Par succession culturale			
Colza d'hiver – Blé d'hiver	244 ^{ab}	32 ^a	56 ^{ab}
Blé d'hiver – Colza d'hiver	182 ^{ab}	17 ^{ab}	35 ^b
Blé d'hiver Orge d'hiver	264 ^{ab}	31 ^a	51 ^{ab}
Pois de printemps – Blé d'hiver	216 ^{ab}	42 ^a	80 ^a
Betterave sucrière – Blé d'hiver	153 ^b	11 ^b	32 ^b
Orge d'hiver – CIPAN	278 ^a	27 ^a	41 ^b
Par type de sol			
DL	219 ^a	16 ^c	31 ^c
SLC	234 ^a	20 ^b	51 ^b
SSL	245 ^a	45 ^a	81 ^a
SLS	263 ^a	50 ^a	92 ^a
Moyenne	231	27	49

Tableau 2b : Drainage moyen, lixiviation de l'azote nitrique et concentration en nitrate dans l'eau drainée calculés avec LIXIM, en fonction de la succession des cultures sur le réseau AB (extrait de Rakotovololona et al., 2019).

Les lettres indiquent les groupes qui diffèrent statistiquement (test de Kruskal et Wallis, $p < 0,10$)

Moyenne par séquence de culture	Effectif	Drainage	Lixiviation	Concentration
		mm	kg N.ha ⁻¹	mg NO ₃ ⁻ .L ⁻¹
CI0	18	148 ^a	8 ^b	16 ^b
CI1	11	184 ^a	19 ^{ab}	38 ^{ab}
CM1	20	175 ^a	18 ^{ab}	37 ^{ab}
A0	4	218 ^a	9 ^{ab}	16 ^{ab}
AM1	4	217 ^a	33 ^{ab}	70 ^a
AM2	7	120 ^a	2 ^b	7 ^b
LM1	9	229 ^a	37 ^a	69 ^a
VM1	13	141 ^a	14 ^{ab}	43 ^{ab}
XM1	18	174 ^a	12 ^b	35 ^{ab}
Moyenne		172	16	34

En conclusion, la typologie des flux par séquences culturales permet de cibler celles nécessitant une amélioration, par exemple en optimisant la date de destruction des luzernières. Cependant, il faut dépasser l'approche « culture centrée » car la rotation culturale est l'échelle temporelle pertinente pour évaluer les systèmes de culture (Beaudoin et al., 2005 ; De Notaris et al., 2018 ; Yin et al., 2020). Sur le plan pratique, il est possible d'initier des simulations à partir d'une seule mesure d'APL en utilisant un référentiel de vitesse potentielle de minéralisation (V_p) tel qu'il a été établi pour le réseau AB (annexe). Les valeurs de V_p , issues de la V9, égalent le solde « minéralisation nette-pertes par voies gazeuses » alors que celles de la version V6 sont de facto diminuées de l'éventuelle absorption d'un couvert.

Interprétation de sortie et méta-modélisation

Un méta-modèle sert un but pédagogique et/ou prédictif. Comme un indicateur, il rend compte des principaux déterminants de ce phénomène complexe qu'est la lixiviation. En contexte pédoclimatique de faible dilution de l'eau de drainage, un indicateur de la sensibilité des sols à la lixiviation est le taux de renouvellement du stock d'eau du sol (Mary et al., 1997 ; Beaudoin & Machet, 2001) :

$$Rw = D/WS_{FC}$$

où WS_{FC} (mm) est le stock total d'eau à la capacité au champ et D est la quantité drainée. La quantité d'azote lixivié, calculée avec LIXIM, peut alors être expliquée par l'APL et par R_w . Pour le BAC de Bruyères, de 1991 à 1999, on obtient une relation linéaire significative entre quantité d'azote lixivié et stock d'azote minéral de fin d'automne, pour cinq classes de taux de renouvellement (Figure 5).

L'indicateur proposé s'inspire du modèle piston appliqué à l'ensemble du profil. Cependant, LIXIM simule différemment la lixiviation que la formule de Burns pour deux raisons :

- il discrétise différemment l'espace et le temps (Mary et al., 1999) ;
- il prend en compte la minéralisation d'azote, dont une fraction peut être lixiviée, ce qui fait que la pente de la régression peut excéder la valeur 1.0.

Un indicateur quantitatif du lessivage peut être établi par :

$$IL = b * APL * R_w$$

La lixiviation s'explique *a posteriori* par le croisement de deux variables accessibles : l'APL, principalement déterminée par le système de culture et R_w , principalement déterminée par le pédo-climat ; le coefficient b doit être calé empiriquement. Outre sa vertu didactique, cette simplification peut aider à anticiper l'éventuel effet dépressif en azote, lié à l'introduction d'une CIPAN (Beaudoin, 2006). Cependant, il présente une moindre pertinence pour les valeurs extrêmes de R_w , à cause du rôle de la position du nitrate quand R_w est très faible, ou de celui de la minéralisation en phase de drainage quand R_w est très fort ; ces limites ont été rencontrées à l'échelle du bassin de la Seine (Beaudoin et al., 2018).

Ce schéma théorique a été appliqué sur les données du réseau AB, où les sorties de LIXIM bénéficient de la répétition des mesures. Plusieurs modèles (M0 à M2) d'une complexité croissante ont été testés (Tableau 3). La démarche a compris une phase de calage utilisant les données élémentaires d'APL et une phase de test, utilisant en entrée la valeur de SMN_{seq} , fournie par la typologie du tableau 2b. La performance de prédiction s'améliore encore avec la complexification ; cependant, le gain permis est faible, vu le coût de l'ajout de l'entrée décrivant la position de l'azote dans le profil.

Sur le plan pratique, il est aussi possible d'utiliser les sorties de LIXIM pour établir un modèle multilinéaire qui puisse prendre comme entrée les seules données d'APL, ou de reliquat de sortie hiver, associées à un bilan hydrique (Autret et al., 2019).

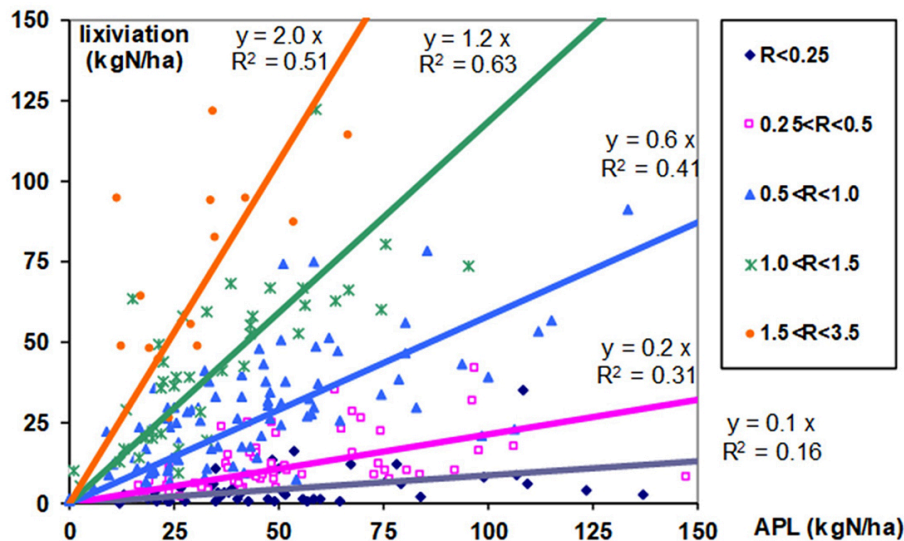


Figure 5. Rôle du taux de renouvellement (R) du stock total de l'eau du sol dans la relation lixiviation annuelle = f(APL), appliqué aux données de huit années du BAC de Bruyères.

Tableau 3. Équations, paramètres et performance des métamodèles de lixiviation (M_0 , M_1 et M_2). Les erreurs standards des coefficients a , b et c sont données entre parenthèses.

	Model inputs		Model type		
	climate*	SMN _{EH} **	M0	M1	M2
Equation			$\lambda_{fy} = a \cdot SMN_{EH}$	$\lambda_{fy} = a \cdot SMN_{EH} \cdot R w_{fy}$	$\lambda_{fy} = a \cdot SMN_{EH} \cdot R w_{fy}^b$
Model calibration (n=208)	Q1 and Q3	Measured (APL)			
Parameters					
a			0.187 (.012)	0.452 (.013)	0.488 (.014)
b			-	-	1.233 (.049)
c			-	-	-
correlation coefficient			0.41	0.87	0.88
model efficiency			0.17	0.74	0.77
RMSE $kg N ha^{-1}$			19	10	10
mean difference $kg N ha^{-1}$			0	1	0
Model evaluation (n=104)	Actual	Predicted			
correlation coefficient			0.37	0.89	0.91
model efficiency		SMN _{seq}	0.12	0.76	0.82
RMSE $kg N ha^{-1}$			19	10	9
mean difference $kg N ha^{-1}$			3	2	0

Utilisation de STICS à l'échelle annuelle

L'utilisation du modèle STICS a visé d'abord à prendre en compte d'une façon plus mécaniste les périodes de drainage printanier ou automnal et ensuite à généraliser la quantification de la lixiviation à l'échelle du BAC de Bruyères (Beaudoin, 2006). Des résultats du test de l'application de STICS aux données 1991/1999 sont présentés avec deux méthodes :

1. utilisant les données élémentaires, sans répétition (tableau 4a) ;
2. regroupant les données individuelles observées et simulées entre quatre situations similaires, telles de « fausses-répétitions », ayant la même culture et la même classe de sol (tableau 4b).

Dans la première méthode, le stock d'eau du sol (SWC) est toujours bien simulé. Le SMN l'est de moins en moins au fur et à mesure que la durée de simulation croît : la prédiction est bonne en fin d'automne et acceptable en février. STICS a pu restituer sans biais les pertes d'eau et d'azote calculées avec LIXIM, mais avec des RMSE élevées. La seconde méthode s'appuie sur l'hypothèse qu'une grande partie de l'erreur de prédiction vient de l'inexactitude des données. De fait, la plupart des efficacités ont été améliorées et les RMSE ont toutes été réduites, sans changer la valeur de la moyenne prédite.

Les prédictions de lixiviation sont sensibles à la profondeur de simulation, d'une façon comparable à celles de LIXIM, en jouant sur des paramètres plus précis. Une étude de sensibilité simulée par STICS (données 1991/1999) montre qu'une réduction de 20 % de la profondeur d'enracinement accroît la lixiviation de 14 %, tandis que son augmentation de 20 % réduit la lixiviation de 6 % (Beaudoin et al., 2008). Cela s'explique peu par la modification simulée du drainage (respectivement 3 % et -2 %) ou de l'absorption d'azote (respectivement -3 % et 0 %), mais plutôt par celle du transfert de solutés (équation 1). Dans la pratique, si la profondeur de mesure du profil d'APL s'avère insuffisante, il est préférable d'initier le modèle sur un profil virtuel antérieur, par exemple d'un an, ayant la profondeur adéquate. Ladite mesure d'APL peut ensuite servir à tester la prédiction, voire de valeur cible pour optimiser le profil initial virtuel par essai-erreur. Cela demande de disposer de l'itinéraire technique et des données climatiques de l'année antérieure.

En conclusion, calculer des flux à partir d'une mesure ponctuelle d'APL est possible ; cependant il ne permet pas le test du modèle en absence de répétitions. Le test a porté sur la prédiction de variables d'état (SWC et SMN) et de flux calculés par LIXIM. Un test vraiment indépendant de la prédiction des flux a pu être positivement effectué à long terme, sur les données lysimétriques de Fagnières, avec prédiction en continu du modèle STICS (Yin et al., 2020). L'application de STICS a été aussi possible sur des situations AB où les adventices sont suffisamment contrôlées (Autret et al., 2020).

Tableau 4a. Évaluation statistique du modèle STICS en comparaison des données de sortie de LIXIM prises comme valeurs observées pendant huit années (extrait de Beaudoin, 2006).

Variabes : teneur en eau du sol (SWC), azote minéral du sol (SMN), drainage (D), lixiviation (L) et concentration de nitrate dans l'eau drainée (C). Les résultats des simulations sont donnés pour toutes les données individuellement. Le modèle est réinitialisé après chaque cycle de culture n = nombre de situations ; mean = moyenne des valeurs observées.

			Observed (D, L, C/LIXIM)	STICS (annual)			
			n	mean	RMSE	MD	EF
SWC	late autumn	mm	211	340	39	-13	0,92
SWC	mid winter	mm	225	368	25	-4	0,97
SMN	late autumn	kg N _{min} .ha ⁻¹	210	45	21	-1	0,49
SMN	mid winter	kg N _{min} .ha ⁻¹	226	43	23	2	0,3
D	whole year	mm	165	189	59	-6	0,75
L	whole year	kg N _{min} .ha ⁻¹	165	19	20	0	0,78
C	whole year	mg NO ₃ .l ⁻¹	161	39	20	0	0,72

Tableau 4b. Évaluation statistique du modèle STICS en comparaison des données de sortie de LIXIM prises comme valeurs observées pendant huit années (extrait de Beaudoin, 2006).

Variabes : teneur en eau du sol (SWC), azote minéral du sol (SMN), drainage (D), lixiviation (L) et concentration de nitrate dans l'eau drainée (C). Les résultats des simulations sont donnés en faisant la moyenne des données de quatre station-années aux types de sol et de culture similaires. Le modèle est réinitialisé après chaque cycle de culture n = nombre de situations ; mean = moyenne des valeurs observées.

			Observed (D, L, C/LIXIM)	STICS (annual)			
			n	mean	RMSE	MD	EF
SWC	late autumn	mm	53	339	31	-14	0,93
SWC	mid winter	mm	54	366	25	-6	0,96
SMN	late autumn	kg N _{min} .ha ⁻¹	53	45	13	0	0,61
SMN	mid winter	kg N _{min} .ha ⁻¹	54	44	15	2	0,39
D	whole year	mm	40	193	37	-9	0,83
L	whole year	kg N _{min} .ha ⁻¹	42	21	8	0	0,86
C	whole year	mg NO ₃ .L ⁻¹	37	38	14	2	0,75

Finalement, le modèle STICS a été appliqué sur les données de 1991 à 2012. Les prédictions du drainage et de lixiviation ont été comparées aux données d'APL mesurées (Figure 6).

Les valeurs moyennes d'APL sont maximales en 2003 et 2004, après l'année sèche la plus sévère. Leur moyenne (56 kg N.ha^{-1}) est faible grâce à l'application des BPA. Si l'on additionne l'absorption des cultures intermédiaires et l'immobilisation d'azote permise par la décomposition de la paille, un total de $50 \text{ kg N.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}$ a été soustrait à la lixiviation. Cependant, cette dernière dépend des conditions pédo-climatiques.

La quantité d'eau drainée simulée par STICS montre une variabilité forte à l'échelle annuelle dans les 36 stations ; elle baisse à long terme avec l'accroissement significatif de l'ETP. Elle est proche du bilan hydrique cumulé (P-ETP) d'octobre à mars (pente = 0,92 ; $r = 0,85$). Comme prévu, elle est significativement plus faible dans les sols profonds (158 mm par an) que dans les sols superficiels (206 mm par an), ce qui entraîne une variabilité spatiale notoire du drainage, une année donnée.

La quantité moyenne d'azote lixivié annuellement est corrélée à celle de l'eau drainée. De très petites quantités d'azote ont été lixiviées pendant les années sèches, même lorsque les sols contenaient de grandes quantités de SMN en automne, par exemple dans les années 2003-2006. La quantité moyenne d'azote lixivié varie significativement avec le type de sol, de $11 \text{ kg N.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}$ en sols profonds à $28 \text{ kg N.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}$ en sols superficiels. Un impact similaire du type de sol a été observé (16 et $40 \text{ N.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}$) dans des lysimètres non perturbés en Allemagne (Kersebaum & Beblík, 2001).

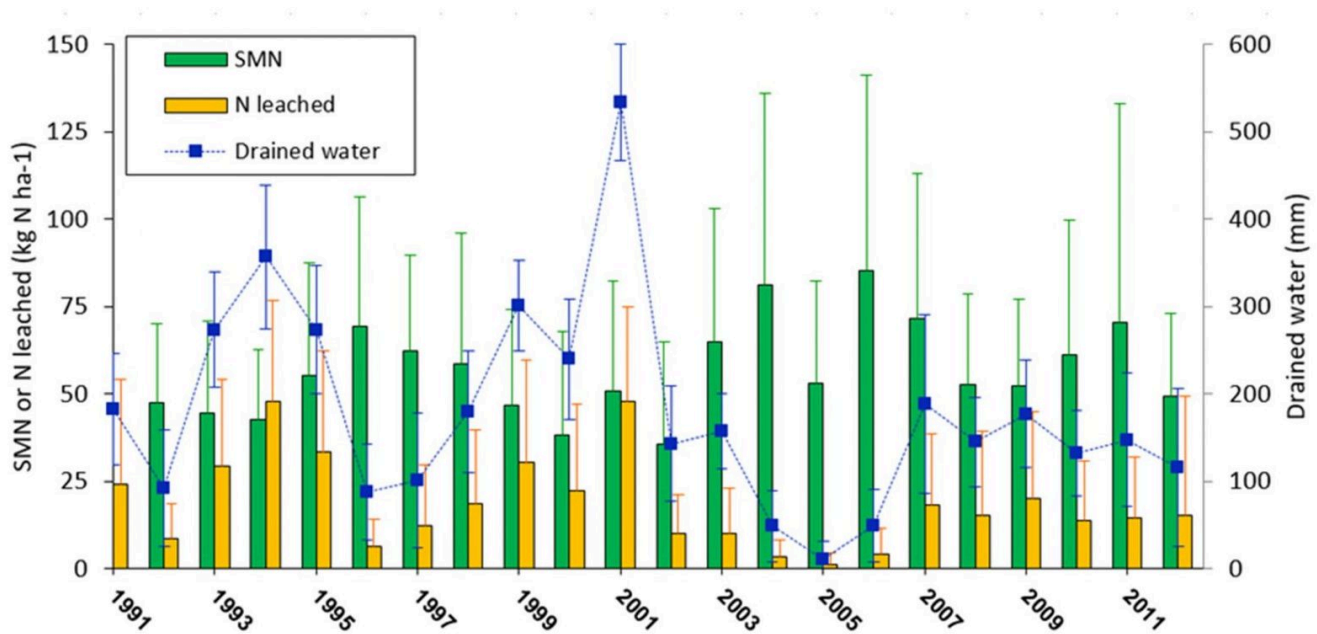


Figure 6. Évolution du stock d'azote minéral dans le sol (SMN) mesuré à la mi-novembre ($\text{kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$) sur l'année $n-1$, de l'azote lixivié ($\text{kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}\text{.an}^{-1}$) et de l'eau drainée ($\text{mm}.\text{an}^{-1}$) tous deux simulés par STICS pendant l'automne et l'hiver ($n-1$, n), avec initialisation à la récolte du précédent. Les valeurs sont la moyenne arithmétique des 36 sites d'échantillonnage (extrait de Beaudoin et al., 2021).

Le paramètre WS_{FC} permet de comparer la réponse à long terme de variables d'intérêt à l'effet sol, en parcellaire hétérogène. Les valeurs mesurées du rendement du blé, de l'absorption d'azote et du surplus d'azote à long terme (bilan CORPEN) sont confrontées à la lixiviation d'azote moyenne simulée à l'échelle de la station (figure 7). La réponse significative du rendement moyen provient de la corrélation entre WS_{FC} et

la réserve utile. L'absorption d'azote a une réponse similaire, car corrélée au rendement. La lixiviation est corrélée négativement avec le WFC, réduite de 50 % lorsque WFC passe de 200 à 500 mm. Cette relation est une propriété émergente à long terme car elle n'est pas vérifiée à l'échelle annuelle. Ces relations statistiques peuvent être comparées en utilisant la pente normalisée (bn), c'est à dire le ratio entre la pente et la valeur moyenne de la variable. Les valeurs (bn) du rendement et de l'azote lixivié sont respectivement de 9.10^{-4} , $-4,3.10^{-3}$. La lixiviation est donc cinq fois plus sensible que le rendement aux variations de WS_{FC} . Or, les agriculteurs ne peuvent voir cette différence de sensibilité des sols à la lixiviation. Nous partageons le point de vue d'Evans et al. (2019) affirmant que « les connaissances et leur communication sont parmi les facteurs les plus limitants pour les agriculteurs pour adopter des pratiques de gestion alternatives ».

L'azote lixivié est ici linéairement corrélé avec le surplus d'azote. Ce lien n'existe pas toujours dans les études comparant des systèmes (De Notaris et al., 2018 ; Autret et al., 2019). Le surplus d'azote est un indicateur de la pression en azote pertinent à long terme et *a fortiori*, en complément de la quantification des pertes et du stockage d'azote du système de culture. Dans cette étude, les stocks d'humus sont stables et les pertes par voie gazeuse sont équivalentes entre sols; le surcroît de surplus d'azote des sols à faible WS_{FC} s'est traduit d'une façon univoque par un surcroît de lixiviation.

Outre le fait de prédire d'autres variables d'intérêt, les modèles permettent aussi la simulation de l'impact de scénarios alternatifs (Yin et al., 2020 ; Autret et al., 2020).

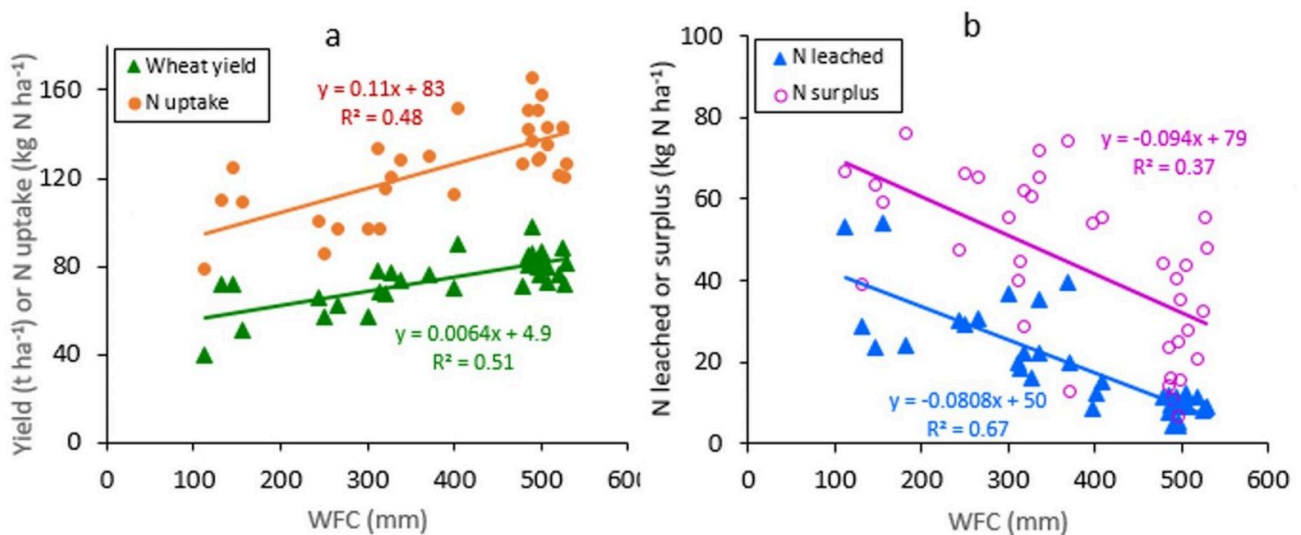


Figure 7. Relation entre quatre variables et la capacité de rétention en eau à la capacité au champ (WFC, mm), (extrait de Beaudoin et al., 2021) : a) rendement mesuré du blé d'hiver et absorption d'azote mesurée toutes cultures confondues ; b) Azote lixivié simulé et surplus azoté mesuré toutes années confondues. Le rendement du blé, l'absorption d'azote et l'excédent d'azote sont obtenus par échantillonnage manuel et analyse des cultures. L'azote lixivié est simulé par STICS avec une initialisation à la récolte annuelle.

Conclusion

Compte tenu du fort aléa affectant le drainage, le calcul de la lixiviation apporte une plus value cognitive à la mesure d'APL. Ce calcul est possible par couplage des données et d'un modèle; ce couplage nécessite d'être adapté au dispositif. La méthode d'extrapolation aux périodes sans mesure doit être aussi précisée. Cette extrapolation s'appuie toujours sur un bilan hydrique, et donc, sur les données d'occupation du sol et de climat. A l'avenir, une étude méthodologique serait utile, pour comparer des calculs utilisant les seules données APL à ceux présentés dans cet article, qui ont mobilisé toutes les données. Quantifier le stock d'eau à la capacité au champ, est nécessaire à la modélisation et utile à l'interprétation des données de lixiviation.

La modélisation déterministe peut aussi prédire le stockage d'azote sous forme d'humus, objet d'intérêt comme service environnemental. Cette ambition représente un défi métrologique en termes de robustesse et de crédibilité des prédictions. Il peut être relevé de trois manières complémentaires au sein d'un partenariat multidisciplinaire :

1. harmoniser et mutualiser les bases de données de calibration/test des modèles ;
2. s'adjoindre une dimension probabiliste à la prédiction, prenant en compte l'incertitude affectant les données d'APL et les paramètres des modèles ;
3. utiliser la médiane de la prédiction d'un ensemble de modèles, de la même façon que dans la démarche AGMIP (Agricultural Model Intercomparison and Improvement Project).

Bibliographie

Acutis M., Ducco G., Grignani C., 2000. Stochastic use of LEACHN model to forecast nitrate leaching in different maize cropping systems. *European Journal of Agronomy* 13, 191-206.

Autret B., Mary B., Gréhan E., Ferchaud F., Grandeau G., Rakotovololona L., Bertrand M., Beaudoin N., 2019. Can alternative cropping systems mitigate nitrogen losses and improve GHG balance? Results from a 19-yr experiment in Northern France. *Geoderma* 342, 20-33.

Autret B., Mary B., Strullu L., Chlebowski F., Mäder P., Olesen J.O., Beaudoin N. (2020). Long-term trends in crop yield, nitrogen losses and GHG balance of organic cropping systems. *Science of the Total Environment*, 710, 134597.

Beaudoin N., Machet J.-M., 2001. *Réponse d'experts de l'INRA en sciences des sols et agronomie vis à vis de la gestion de l'azote sur les périmètres de protection du Plessis-Pas-Brunet (Loire Atlantique)*. Laon, France : INRAE.

Beaudoin N., Saad J., Van Laethem C., Maucorps J., Machet J.-M., Mary B., 2005. Nitrate leaching in intensive arable agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agr. Ecosyst. Envir.* 111, 292-310.

Beaudoin N., 2006. *Caractérisation expérimentale et modélisation des effets des pratiques culturales sur la pollution nitrique d'un aquifère en zone de grande culture*. Ph.D. thesis. Paris : INA-PG.

- Beaudoin N., Launay M., Sauboua E., Ponsardin G., Mary B., 2008. Evaluation of the soil crop model STICS over 8 years against the “on farm” database of Bruyères catchment. *Eur. J. Agr.* 29, 46-57.
- Beaudoin N., Tournebize J., Ruiz L., Constantin J., Justes E., (2012). Chapitre 4 : Nitrate et eau en période d'interculture. In : Justes et Rechauchère eds. *Rapport d'étude-expertise Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires*. France : INRA.
- Beaudoin N., Gallois N., Viennot P., Le Bas C., Puech T., Schott C., Buis S., Mary B., 2018. Evaluation of a spatialized agronomic model in predicting yield and N leaching at the scale of the Seine-Normandie Basin. *Environ. Sci. Pollut. R.* 25, 23529-23558. doi: 10.1007/s11356-016-7478-3.
- Beaudoin N., Venet E., Maucorps J., Vandenberghe C., Pugeaux N., Viennot P., Gourcy L., Brayer C., Machet J.-M., Couturier A., Billy C., Vigour N., Hulin G., Dorel G., Mary B. (2021). Long term response of water and nitrogen fluxes to Good Agricultural Practices at field and catchment scales. *STOTEN*, 776, 145954. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145954>
- Burns I.G., 1976. Equations to predict the leaching of nitrate uniformly incorporated to a known depth or uniformly distributed throughout a soil profile. *Journal of Agricultural Science*, 86, 305-313.
- Dupas R., Parnaudeau V., Reau R., Jeuffroy M.-H., Durand P., Gascuel-Oudou C., 2015. Integrating local knowledge and biophysical modeling to assess nitrate losses from cropping systems in drinking water protection areas. *Environ. Modell. Softw*, 69, 101-110. DOI: 10.1016/j.envsoft.2015.03.009
- Corwin D.L., Wagenet R.J., 1996. Applications of GIS to the modelling of non point source pollutants in the vadose zone: a conference overview. *J. Environ. Qual*, 25, 403-411.
- De Notaris C., Rasmussen J., Sørensen P., Olesen J.E., 2018. Nitrogen leaching: a crop rotation perspective on the effect of N surplus, field management and use of catch crops. *Agr. Ecosyst. Envir*, 255, 1-11.
- Escobar M. M., Hollaender R., Weffer C. P., 2013. Institutional durability of payments for watershed ecosystem services: Lessons from two case studies from Colombia and Germany. *Ecosystem Services*, 6, 46-53.
- Evans A.E.V., Mateo-Sagasta J., Qadir M., Boelee E., Ippolito A., 2019. Agricultural water pollution: key knowledge gaps and research needs. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 36, 20-27.
- Hansen S., Thirup C., Refsgaard J.C., Jensen L.S., 2001. Modeling nitrate leaching at different scales. Application of Daisy model. Shaffer-Liwang-Hansen Eds, Lewis Publishers. §16, 511-548.
- Kersebaum K.C., Bebbik A.J., 2001. Performance of a nitrogen dynamics model applied to evaluate agricultural management. In: Shaffer et al (eds.), *Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management*. Lewis Publishers, 549-569.
- Lacroix A., Beaudoin N., Makowski D., 2005. Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability. *Ecological Economics*, 53, 115-127.
- Lafolie F. et Neel C., 1997. Migration du nitrate dans la zone non saturée et impacts sur la qualité des eaux souterraines. In : Lemaire G. & Nicolardot B., eds. *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Les Colloques de l'INRA 83, 55-67.

- Loague K., Green R.E., 1991. Statistical and graphical method for evaluating solute transport models: overview and application. *Journal of Contaminant Hydrology*, 7, 51-73.
- Martinez J., Guiraud G., 1990. A lysimeter study of the effects of a ryegrass catch crop, during a winter wheat/maize rotation, on nitrate leaching and on the following crop. *J. Soil Sci.*, 41, 5-16.
- Mary B., Beaudoin N., Benoit M., 1997. Prévention de la pollution nitrique à l'échelle du bassin d'alimentation en eau. In: Lemaire, G. & Nicolardot, B., eds. *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Paris : INRA Editions, 289-312.
- Mary B., Beaudoin N., Justes E., Machet J.-M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science*, 50, 549-566.
- Meynard J.-M., Cerf M., Guichard L., Jeuffroy M.-H., Makowski D., 2002. Which decision support tools for the environmental management of nitrogen ? *Agronomie*, 22, 817-829.
- Rakotovololona L., Beaudoin N., Ronceux A., Venet E., Mary B., 2018. Driving factors of nitrate leaching in arable organic cropping systems in Northern France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 272, 38-51.
- Rousselle V., 1913. Le mouvement des nitrates dans le sol. *Annales sciences agron.*, 4eme série, I, 97-115.
- Vandenberghe C., 2016. *Performance de l'indicateur 'Azote Potentiellement Lessivable' pour l'évaluation de la gestion du nitrate et du risque pour la qualité de l'eau*. Thèse de doctorat. Gembloux, Belgique : Gembloux Agro-Bio Tech (Uliège). <https://hdl.handle.net/2268/201372>
- Van der Ploeg R.R., Ringe H., Machulla G., 1995. Late fall site-specific soil nitrate upper limits for groundwater protection purposes. *Journal of Environmental Quality*, 24, 725-733.
- Weihermüller L., Siemens J., Deurer M., Knoblauch S., Rupp H., Göttlein A., Pütz T., 2007. In situ soil water extraction : a review. *J. Environ. Qual.* 36, 1735-1748.
- Whisler F.D., Acock B., Baker D.N., Fye R.E., Hodges H.F., Lambert J.R., Lemmon H.E., McKinion J.M., Reddy V.R., 1986. Crop simulation models in agronomic systems. *Advances in agronomy*, 40, 141-208.
- Yin X., Beaudoin N., Ferchaud F., Mary B., Strullu L., Chlébowski F., Clivot H., Herre C., Duval J., Louarn G., 2020. Long term modelling of soil N mineralization and N fate using STICS in a 34-year crop rotation experiment. *Geoderma*, 357, 113956. DOI: 10.1016/j.geoderma.2019.113956

Annexe

Taux de minéralisation potentielle de l'azote
(Vp, kg N.ha⁻¹.nd⁻¹) calculé par LIXIM de la
récolte à mars sur les parcelles du réseau AB.
nd = jours normalisés en fonction de la teneur
en eau à la capacité du champ et de la
température de l'air de 15 °C ; sd= écart-type.

	n	mean	sd
Average per year			
2014-2015	35	0,86	0,50
2015-2016	35	0,65	0,44
2016-2017	35	0,58	0,44
Average per sol type*			
Sc	9	1,19	0,46
dL	48	0,65	0,46
dLp	39	0,63	0,40
dSL	9	0,84	0,60
Average per crop sequence			
CI0	18	0,91	0,36
CI1	11	0,93	0,34
CM1	20	0,51	0,34
A0	5	0,80	0,42
AM1	4	1,34	0,76
AM2	7	1,03	0,38
LM1	9	0,61	0,27
VM1	13	0,40	0,72
XM2	18	0,39	0,26

*Code du sol : Sc = calcaire peu profond ; dL = limon profond ; dLp = limon profond avec cailloux ; dSL = limon sableux profond.

La profondeur mesurée était de 150 cm pour dL, dLp et dSL ; et de 90 cm pour Sc.

** Symbole de culture : C = céréale ; I = culture dérobée ; M = culture principale ; A = luzerne, L = légumineuse à grain ; V = légume ; X = légume ou céréale.

Code de la date de semis : 0 = avant la récolte de la culture précédente ou déjà établie ; 1 = en automne ; 2 = au printemps.

About the Author

Nicolas Beaudoin

RETRAITÉ EN MISSION POUR INRAE UMRT BIOECOAGRO

De la mesure du reliquat à l'estimation de la lixiviation du nitrate sous les parcelles agricoles dans les baies « algues vertes » de Bretagne

VIRGINIE PARNAUDEAU ET ANNE GUÉZENGAR

Résumé

Dès la mise en œuvre du plan de lutte contre les algues vertes (PLAV) en 2010, un réseau de mesures du reliquat début drainage (RDD) a été mis en place pour identifier les exploitations qui doivent améliorer leur gestion de l'azote, essentiellement sur la fertilisation. Ce réseau comptait environ 7000 parcelles en 2011, avec trois mesures par ferme.

Un autre objectif a été formulé en 2011, à savoir l'estimation du risque de la lixiviation du nitrate à partir du RDD, afin, d'une part, de permettre aux agriculteurs de se faire une idée du risque de pertes d'azote dans leur situation et d'autre part, de fournir un indicateur d'impact environnemental des pratiques des agriculteurs dans leur contexte.

Ce dispositif, les méthodes de prélèvement et de traitement des données et l'utilisation des résultats ont été discutés et validés au sein d'un groupe technique appelé « GT reliquats » du PLAV, constitué de représentants de l'administration, du développement agricole (dont la Chambre d'Agriculture de Bretagne) et de la recherche agronomique (INRAE). Les résultats de chaque exploitation ont été envoyés à chaque agriculteur en avril de chaque année par la DRAAF, et présentés collectivement aux conseillers de chaque département concerné (22 et 29). Dès réception des résultats, les agriculteurs sont invités à contacter leur conseiller pour analyser les résultats et envisager des améliorations dans leur gestion de l'azote si besoin.

La base de la méthode a été conçue et mise en place en 2011. Le principe est d'utiliser le logiciel Syst'N® pour estimer le risque de lixiviation du début drainage au 15 avril (fin estimée de la période de drainage) à partir de la mesure du reliquat de chaque parcelle, de ses caractéristiques (sol, historique d'apport de produits organiques) et des données météorologiques locales. Après avoir réalisé une analyse de sensibilité aux propriétés des sols du territoire concerné, un seul type de sol a été retenu. Un nombre important de simulations (3600) avec Syst'N® en sol nu est réalisé chaque année, permettant de générer un méta-modèle linéaire par zone climatique, qui dépend de la vitesse potentielle de minéralisation de l'azote du sol. Ce modèle est ensuite appliqué à la valeur de reliquat début drainage. Enfin, une valeur de d'absorption par le couvert (issue d'une observation sur la parcelle reportée sur un abaque) est également soustraite à la valeur calculée du risque de lixiviation. On remarque dans ce cas que dans les conditions bretonnes, avec hivers doux favorisant la minéralisation, et pluvieux, la quantité lixiviée peut être supérieure au RDD.

Des adaptations ont été réalisées sur la période, notamment relatives aux données météorologiques considérées (données de l'année ou données moyennes sur 10 ans). Le rendu aux agriculteurs a également été modifié à plusieurs reprises.

Introduction

Résultante de l'apport de nutriments, et en particulier de l'azote, par les cours d'eau, et de la conformation propice du milieu, l'eutrophisation des eaux littorales bretonnes est un phénomène qui perdure depuis plusieurs décennies. Or si la Directive Nitrates fixe le seuil de potabilité de l'eau à $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$, la cible pour endiguer les marées vertes serait de l'ordre de $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Ces marées vertes ont été particulièrement prononcées de 2007 à 2009, notamment dans les Côtes d'Armor et ont fait l'objet d'un fort écho médiatique à la suite du décès d'un cheval et du malaise de son cavalier à proximité de la plage de Saint-Michel-en-Grève (22) du fait des émanations toxiques (H_2S) des algues en putréfaction sur la plage. A la suite de cet évènement, un premier plan gouvernemental de lutte contre les algues vertes (PLAV) a été mis en place dès 2010. Il s'appliquait à huit baies « algues vertes » (BAV) (figure 1) et comportait trois volets :

1. un volet portant sur l'amélioration des connaissances et la gestion des risques ;
2. un volet relatif aux actions curatives : amélioration du ramassage et des capacités de traitement des algues échouées ;
3. un volet préventif comprenant les actions à mettre en œuvre pour limiter les flux d'azote vers les côtes.

Ce dernier volet portait sur l'amélioration des techniques de traitement des effluents et eaux usées générées par les activités industrielles, agricoles et les collectivités locales, ainsi que sur l'aménagement du territoire et le changement de pratiques agricoles.

Au sein de ce volet préventif, il était proposé de rendre « obligatoire la mesure du reliquat azoté dans toutes les exploitations et la transmission des données aux services de police. Des mesures de reliquats après récolte sont ainsi réalisées dans toutes les exploitations (trois à quatre parcelles par exploitation) et les données individuelles relatives aux reliquats les plus élevées seront transmises aux services de police. Les résultats de ces mesures peuvent être utilisés par les services de police de l'eau et par le coordinateur régional des installations classées pour orienter les contrôles. [...] Ces mesures de reliquats s'accompagnent de la mise en place d'un réseau de parcelles de référence qui devront permettre d'établir annuellement l'échelle des valeurs de reliquat (bon, à surveiller, excessif) selon les cultures et les situations pédoclimatiques.

Les mesures de reliquats dans les exploitations seront réalisées dès 2010 sur les deux baies pilote puis étendues à l'ensemble des baies « algues vertes » dans un délai maximal de trois ans. Le réseau des parcelles de référence devra être mis en place sur l'ensemble des baies « algues vertes » dès 2010 » (extrait DRAAF, 2010).

Comme le décrivent Hanocq & Guézengar (2022), c'est le RDD qui a été choisi et mesuré sur environ 7000 parcelles, durant une période de deux mois, avec un recalcul à la date réelle de début drainage. Le résultat communiqué aux agriculteurs n'était pas seulement le reliquat « brut » mais également une note calculée relativement aux reliquats d'un réseau de parcelles de référence. Elle prend en compte la conformité des pratiques de gestion de l'azote, notamment le raisonnement de la fertilisation azotée. Nous l'appellerons par la suite « note » ou « indicateur de pratiques de fertilisation ».



Figure 1. Localisation des huit baies « algues vertes » en Bretagne.

En 2011, une discussion en « groupe technique Reliquats » du PLAV, a validé cette note ‘relative’ en tant qu’indicateur de pratiques à risques mais pas en tant qu’indicateur du risque d’émission de nitrate vers l’environnement. La note permettait effectivement d’évaluer pour une culture donnée si l’agriculteur avait agi conformément aux bonnes pratiques de gestion de l’azote, mais pas si son système permettait d’atteindre de basses fuites d’azote. Une idée complémentaire était aussi de montrer aux agriculteurs la quantité d’azote qu’ils risquaient de perdre (par lixiviation) en comparaison à la quantité qu’ils apportaient aux cultures. Il a donc été décidé de calculer à partir du RDD (recalculé à la date de début drainage) un risque de lixiviation, appelé par la suite Indice de risque environnemental (IRE). Le présent article explicite les grands traits de la construction de la démarche de calcul de l’IRE.

Matériel et méthode

Dispositif de mesures des RDD

Le dispositif de mesures des RDD a été mis en place en 2010, avec deux périodes distinctes correspondant à un premier PLAV de 2010 à 2015 puis à un second de 2016 à 2021 (Hanocq & Guézengar, 2022). Le dispositif inclut des parcelles de référence situées dans des exploitations où la fertilisation est raisonnée avec certitude. Les autres parcelles sont appelées « parcelles communes ».

Dans la première phase, les prélèvements ont tous été réalisés systématiquement dans chaque exploitation cultivant des parcelles sur les bassins versants « algues vertes » (BVAV), à raison de trois RDD par ferme. Cela a représenté 6800 RDD pour 2300 exploitations, soit environ un RDD pour 27 ha sur les 1900 km² des bassins versants concernés. La campagne de mesures s'étalant d'octobre à décembre, la valeur de chaque reliquat a été recalculée à la date de début drainage (Hanocq & Guézengar, 2022).

Dans la seconde phase, l'échantillon des exploitations a été réduit d'un facteur 5 (80 % des exploitations étaient ciblées sur la base des résultats obtenus au cours du suivi de la période précédente comme les exploitations devant progresser le plus et 20 % des exploitations étaient tirées au sort). Au total, 1400 RDD ont été mesurés dans 480 exploitations.

Les échantillonnages ont été réalisés sur une période d'une semaine par culture. Les reliquats ont été mesurés (à part égale) sur ou après les trois types de cultures (céréales, prairies et maïs) les plus présentes en Bretagne.

Outil de simulation Syst'N

Syst'N® (Parnaudeau et al., 2012) est un outil de diagnostic des pertes d'azote dans les systèmes de culture qui simule des flux d'azote dans le système 'sol-plante-atmosphère'. Il est constitué d'un simulateur basé sur un modèle de culture qui intègre des modules représentant différents processus du cycle de l'azote pour la plupart issus d'autres modèles :

- AZOFERT (Machet et al., 2004) pour la minéralisation de la matière organique et des résidus de récolte ;
- AZODYN (Jeuffroy & Recous, 1999) pour l'absorption d'azote par les cultures ;
- STICS (Brisson et al., 1998) pour le bilan hydrique et la lixiviation du nitrate ;
- NOE (Hénault et al., 2005) pour simuler les pertes de N₂O par dénitrification et
- Volt'air (Génermont & Cellier, 1997) simplifié pour les émissions d'ammoniac par volatilisation au champ.

Sur base d'une description des systèmes de culture, du sol et de données météorologiques, le modèle simule, au pas de temps journalier, des flux d'azote dont les émissions vers l'environnement (NO₃⁻, NH₄⁺ et N₂O) (figure 2).

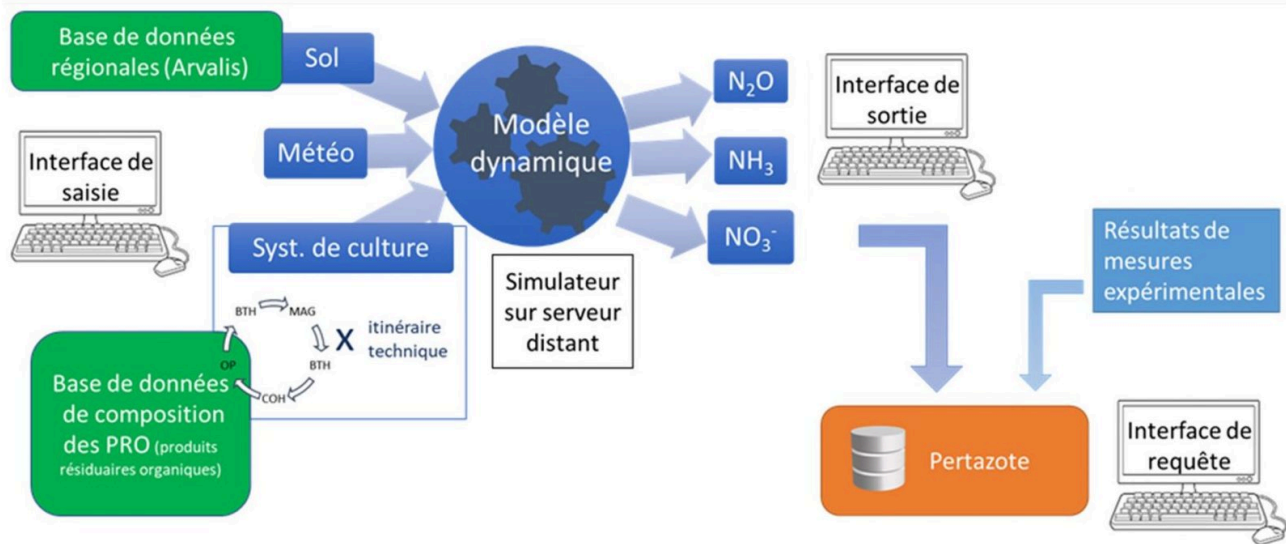


Figure 2. Représentation schématique du logiciel Syst'N® (version client-serveur) associé à la base de données Pertazote.

Destiné aux conseillers et gestionnaires agro-environnementaux, un de ses intérêts est d'avoir des interfaces graphiques qui facilitent la description des systèmes de culture et des sols et un modèle du cycle de l'azote relativement simple. La version 1.0 (non diffusée publiquement) utilisée pour ce travail, n'incluait pas encore les cultures.

Démarche générale d'évaluation du risque de lixiviation

Pour calculer le risque de lixiviation (appelé IRE), les pertes de nitrate ont été estimées entre le début du drainage (date variable chaque année) et le 15 avril de l'année suivante (date moyenne de fin de la période de drainage) à partir du résultat du RDD et des principaux flux d'azote déterminant la lixiviation (figure 3).

Drainage = f(précipitations, ETP, caractéristiques du sol, profondeur considérée, couvert)

Minéralisation de la MO dans le sol = f(MO du sol, caractéristiques du sol, température et humidité)

Développement d'un couvert = f(date de semis et conditions d'implantation, espèce, disponibilité en N et en eau)

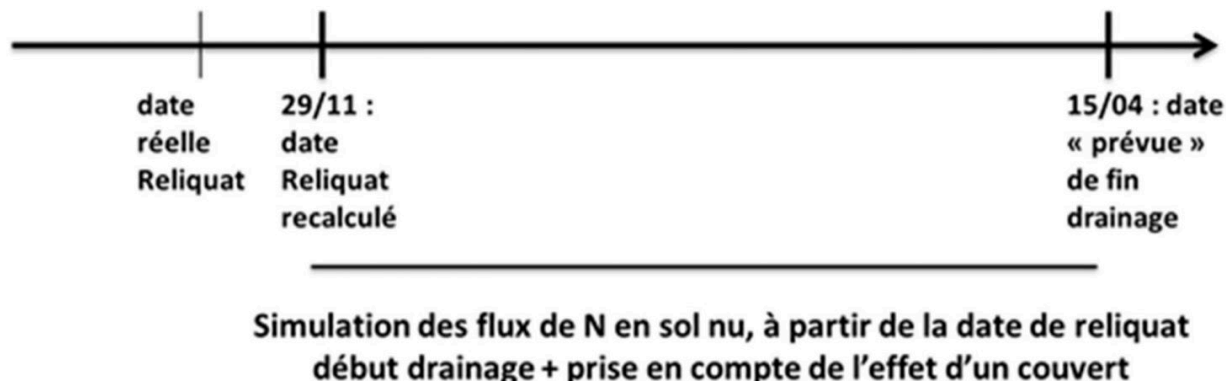


Figure 3. Schéma de la démarche globale d'évaluation du risque de lixiviation.

À partir de 2016, les prélèvements étaient organisés sur une semaine par culture, la date d'initialisation de la simulation correspondait au mercredi de la semaine de prélèvement de la culture concernée, sans correction de l'effet de la date de prélèvement.

Comme il n'était pas envisageable de réaliser une simulation avec Syst'N® pour chacune des 6800 parcelles, un plan de simulations a été élaboré pour bâtir des méta-modèles linéaires (démarche présentée dans la suite). Ce plan a été ensuite intégré dans un tableau Excel© rassemblant les données nécessaires au calcul et permettant aussi de prendre en compte l'effet du couvert.

Tests préalables à l'utilisation de Syst'N

Le modèle Syst'N®, encore en phase de test en 2011, a d'abord été évalué et validé pour ce travail avec des essais réalisés par la Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne (CRAB) dans deux stations expérimentales situées à proximité des BAV. Dans ces essais, réalisés pour évaluer la minéralisation de l'azote, des mesures de reliquat et d'humidité du sol ont été réalisées tous les mois ; le modèle *Lixim* (Mary et al., 1999) a été utilisé pour en déduire la lixiviation par optimisation de quelques paramètres. Les résultats issus de *Lixim* sont considérés comme des estimations fiables de la lixiviation.

En fonction du contexte textural de la parcelle, le RDD est mesuré sur 30, 60 ou 90 cm de profondeur. L'effet de cette profondeur de sol échantillonné sur le calcul du risque de lixiviation a été évalué : seules les parcelles où les prélèvements ont été effectués jusqu'à au moins 60 cm ont été considérées, car celles où

une seule couche a été prélevée avaient sans doute des sols plus profonds (supérieurs à 30 cm). Pour cette évaluation, les entrées suivantes ont été considérées :

- trois années climatiques contrastées : 2000, 2004, 2008 ;
- une vitesse potentielle de minéralisation (V_p) constante = $0,6 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$;
- reliquat initial de 20 à $250 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ sur deux couches de 30 cm ;
- répartition 60/40 % sur les deux couches.

Vu le nombre élevé de parcelles échantillonnées, il semblait impossible de simuler les risques de lixiviation pour chacune d'entre elles. Dans un premier temps, une analyse de sensibilité des résultats de lixiviation du modèle à différentes variables d'entrée (liées à la composante drainage de la lixiviation et à la quantité de nitrate lixiviable) a été réalisée. Il s'agissait de prendre en compte assez de variabilité pour discriminer les cas réels : caractéristiques des sols, historique des parcelles et pratiques (correspondant à la vitesse potentielle de minéralisation V_p), reliquats et leur répartition sur les deux couches.

Évaluation de l'effet des variables influençant le drainage

L'effet du climat des quatre baies (une station météorologique par baie) concernées par les RDD en 2011 sur la minéralisation, le drainage et la lixiviation a été évalué. Les simulations ont été réalisées sur une période de 10 ans, « toute chose égale par ailleurs » (même sol, même vitesse de minéralisation, même taux initial de remplissage de la réserve utile du sol (RU), même reliquat initial).

Nous avons ensuite évalué l'effet des types de sol (caractérisés par leur texture et densité apparente). La base de données Sols de Bretagne (Berthier et al., 2013a ; Berthier et al., 2013b) croisée à la géolocalisation des parcelles prélevées a permis de distinguer et caractériser 14 combinaisons substrat-texture dans la zone d'étude pour lesquelles les variables d'entrée pour le logiciel Syst'N®, telles que la densité apparente et les classes de texture ont été déduites (Al Majou et al., 2008).

Évaluation de l'effet des variables influençant la lixiviation

Nous avons d'abord évalué l'effet de la variation de la minéralisation des sols (variable V_p) sur la lixiviation entre $0,2 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ à $1,8 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$. Syst'N® peut calculer la minéralisation potentielle à partir de caractéristiques de sols dont nous ne disposons pas pour les parcelles. Nous avons donc choisi d'imposer celle-ci dans le modèle en utilisant la variable V_p calculée avec des abaques par la CRAB (GREN, 2013) à partir des données (type de sol, rotation et fertilisation) des différentes parcelles.

Nous avons ensuite évalué l'effet du RDD sur la lixiviation, en faisant également varier la V_p de $0,2 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ à $1,8 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ pour chaque valeur de RDD (de 20 à $250 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$).

Plan de simulation

À l'issue des tests préalables, les variables les plus cruciales ont été sélectionnées pour construire le plan de simulation.

De 2011 à 2016, les simulations ont été réalisées sur 60 cm ou 90 cm de sol en fonction de la profondeur de prélèvement. À partir de 2017, par souci de rapidité d'exécution des prélèvements, seuls les deux premières couches ont été échantillonnées; la troisième couche a été estimée (15 % du résultat obtenu sur 0-90 cm) sur la base des observations réalisées entre 2011 et 2016. Ainsi à partir de 2017, toutes les simulations ont été réalisées sur 90 cm de profondeur.

En 2011, les simulations ont été réalisées avec les données météorologiques d'une station par baie, en faisant tourner le modèle sur les 10 dernières années, de façon à obtenir un risque de lixiviation. De 2012 à 2018, pour avoir des conditions climatiques plus proches de celles des agriculteurs, les données météorologiques utilisées ont été celles des stations météorologiques les plus proches (20 stations issues des réseaux CRAB et Météo France) avec le climat réel jusqu'au 31 décembre.

Le rendu aux agriculteurs étant réalisé en début d'année, il était nécessaire de générer une année « moyenne » du 1^{er} janvier au 15 avril (date présumée de fin de lixiviation) avec une station de la baie (année choisie : 2003, dont les températures et le cumul pluviométrique de début d'année sont dans la moyenne).

En 2019, pour accélérer le rendu des résultats aux agriculteurs, une seule année climatique moyenne a été utilisée dès le début de simulation.

Prise en compte de la couverture hivernale du sol

La dernière étape a été la prise en compte de la couverture du sol au moment de la mesure du reliquat. Cette couverture peut être un couvert d'interculture, une culture d'hiver ou une prairie en place.

Lors du prélèvement pour le RDD, le préleveur note l'espèce présente et la hauteur du couvert. Celle-ci est ensuite traduite en biomasse puis en quantité d'azote absorbé grâce à un abaque de la CRAB (figure 4 pour l'année 2011). Pour chaque parcelle, le risque de lixiviation final (appelé IRE) a donc été calculé ainsi :

Lixiviation en sol nu de la date début drainage au 15/04 (calcul avec Syst'N®) - 90 % de l'absorption du couvert de la date début drainage au 01/03 (date moyenne de destruction des couverts).

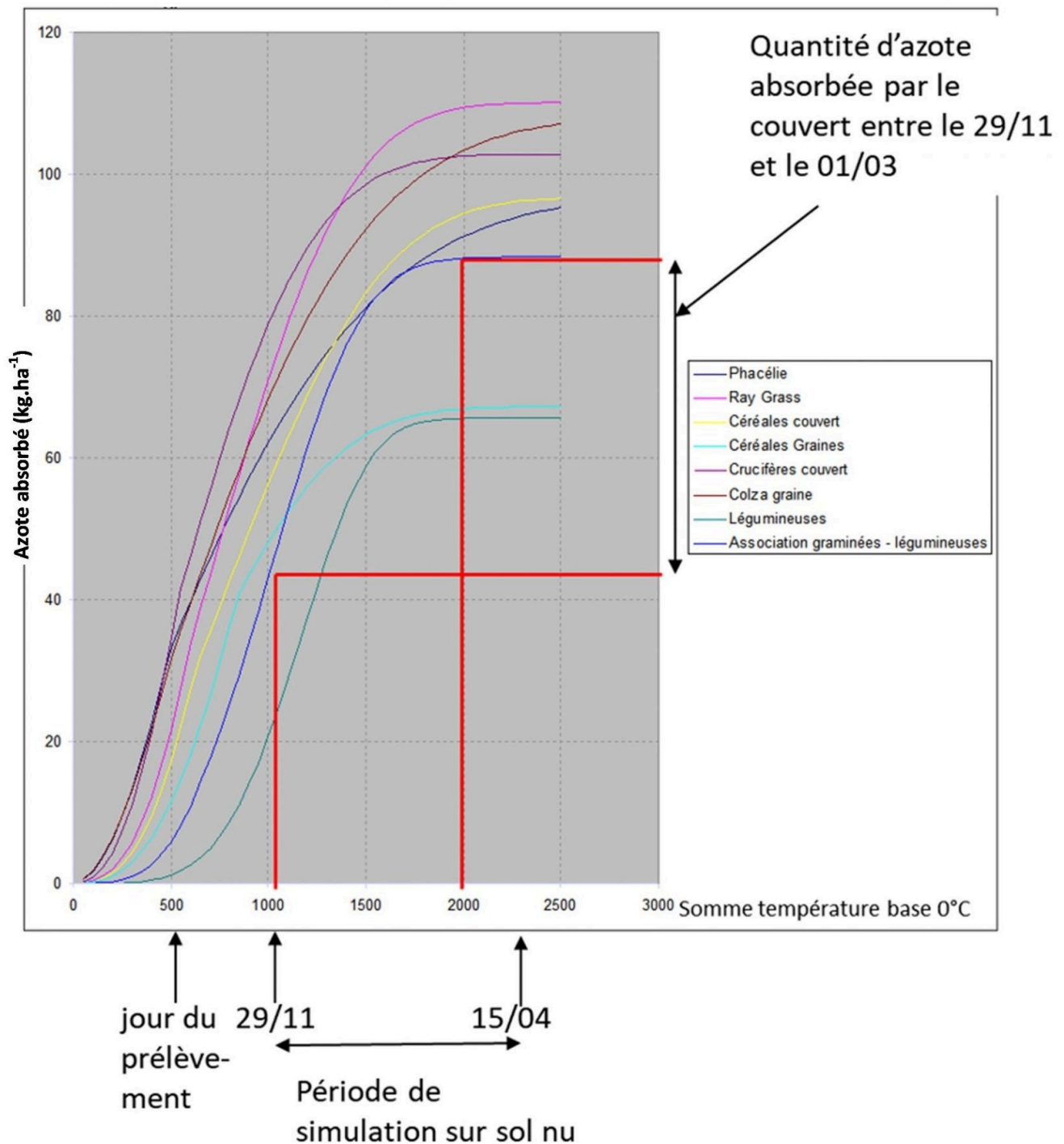


Figure 4. Abaque de calcul de l'absorption prévisionnelle du couvert.

Traitements de résultats

Les résultats d'IRE sont destinés à chaque agriculteur et n'ont pas vocation à être traités statistiquement, le plan de simulation n'étant pas conçu pour cela.

Quelques traitements statistiques ont néanmoins été réalisés sur l'ensemble des années sur les parcelles communes pour analyser la variabilité des IRE en fonction de différents facteurs tels que l'année, la baie ou la culture précédant le RDD. Pour ces traitements, des valeurs très élevées considérées comme aberrantes ont été exclues en utilisant le seuil supérieur défini ainsi :

$$\text{borne sup} = Q3 + 1,5 \text{ interquartile}$$

Cela a amené à exclure 4,4 % de l'effectif. De plus, pour comparer la lixiviation issue des différents systèmes en faisant abstraction du climat, des simulations de toutes les parcelles ont été réalisées avec le climat océanique pluvieux de Douarnenez en 2011 et 2012.

Résultats

Tests préalables et obtention des méta-modèles annuels

Une évaluation sur base de résultats d'essais locaux menés par la CRAB (dans des conditions analogues aux BAV) a montré la bonne convergence des résultats du modèle avec les estimations de lixiviation issues de *Lixim* (figure 5), ce qui a permis de considérer les résultats du modèle comme fiables dans les conditions des BAV.

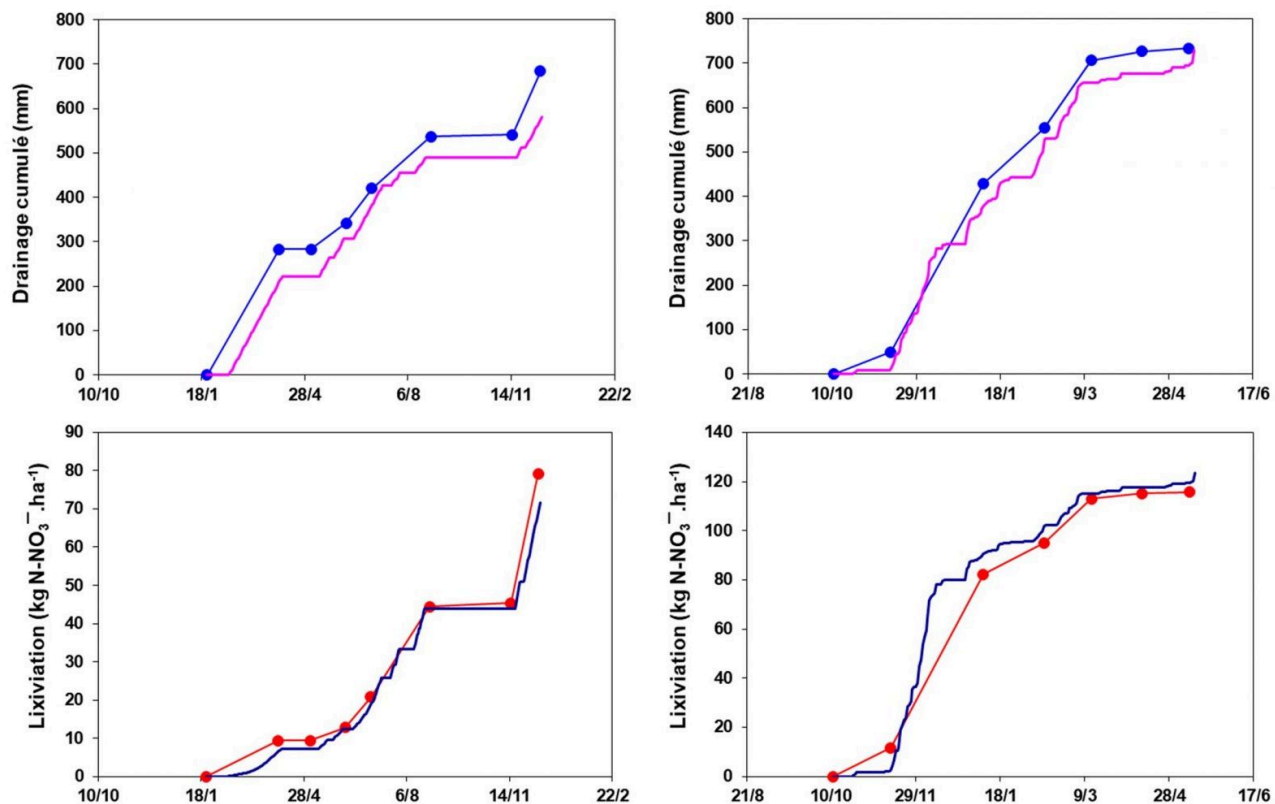


Figure 5. Évaluation du modèle sur deux essais réalisés en Bretagne, dans des conditions analogues aux baies « algues vertes » ; gauche : Crecom (22), essai CRAB ; droite : Trévarez (29), essai CRAB, Projet Casdar « Gestion durable de sols ». Les points sont des valeurs estimées avec Lixim et les traits continus sont les résultats de simulation avec Syst'N®.

L'effet du climat sur les sorties du modèle (drainage, lixiviation) est relativement marqué (figure 6) : la station de la baie de Saint Brieuc se distingue des autres stations. Ces résultats justifient de considérer dans le plan de simulation une station climatique par baie, voire plusieurs stations par baie.

L'effet du type de sol, correspondant à une texture et une densité apparente, testé dans deux climats contrastés (Concarneau et St Brieuc) et sur deux années climatiques contrastées (2000-2004) est peu marqué sur la lixiviation, les sols étant peu différenciés : la différence maximale est de $7 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ sur la période 29/11 - 15/04 pour une année et une station climatique donnée (figure 7). Par conséquent, un sol 'moyen' a été retenu pour réaliser les simulations.

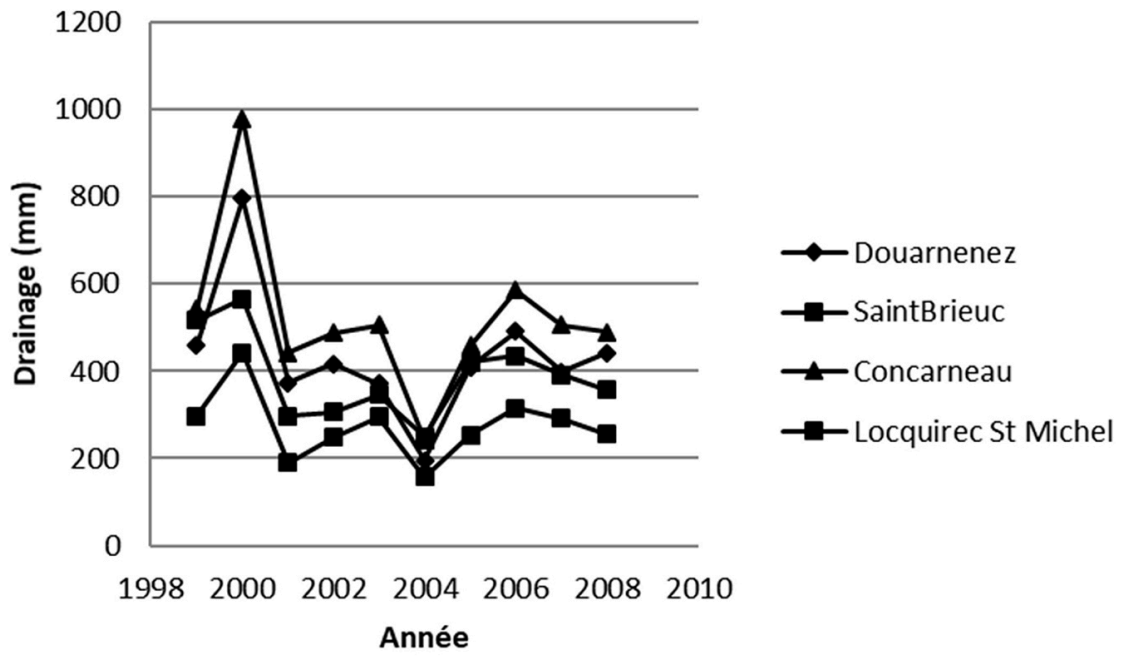


Figure 6a. Effet du climat sur le drainage.

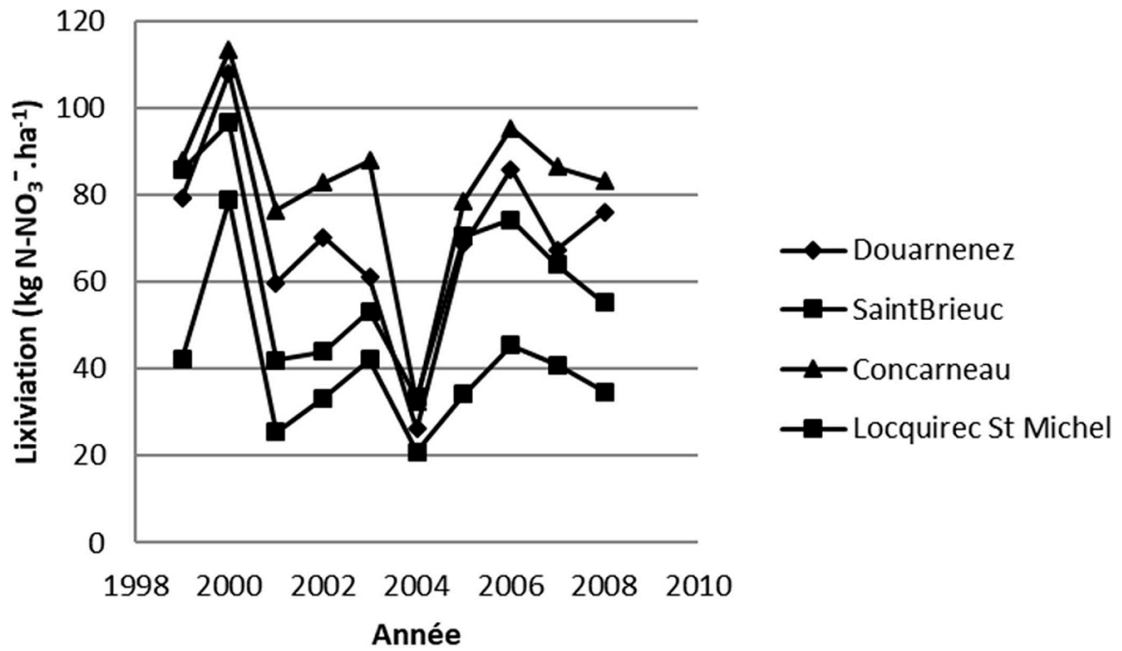


Figure 6b. Effet du climat sur la lixiviation.

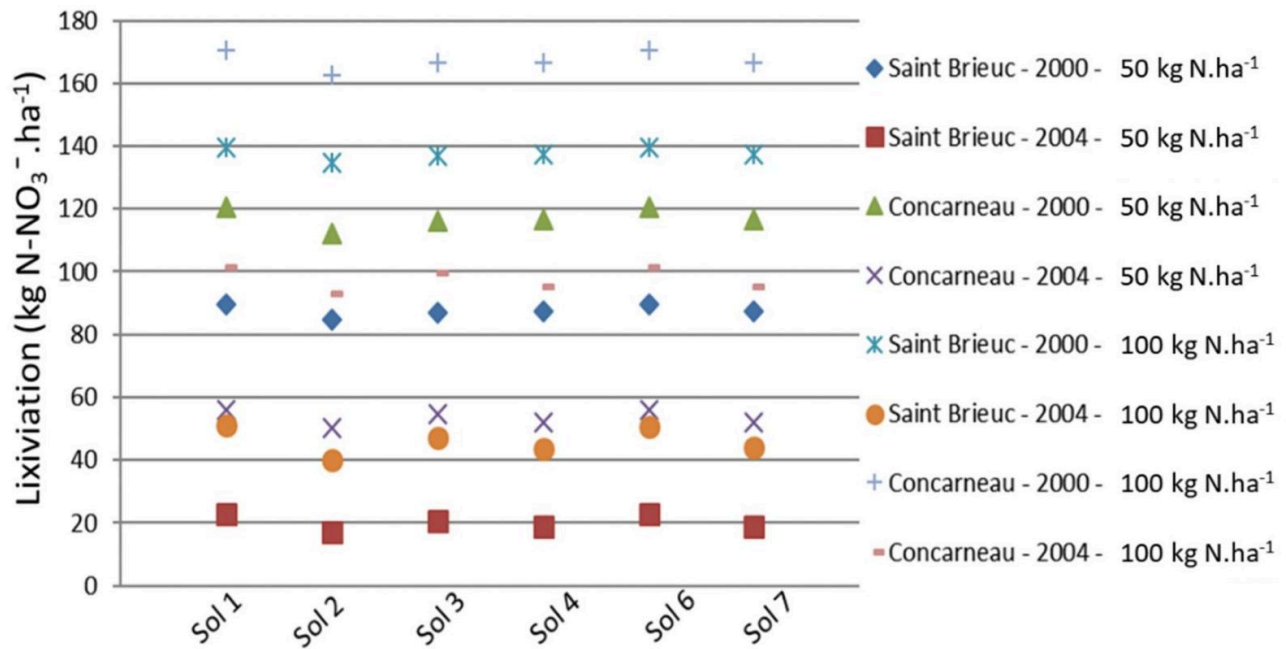


Figure 7. Effet du type de sol (2 sites), du climat (2 années) et du RDD (2 niveaux) sur la lixiviation entre le 29/11 et le 15/04.

Les résultats des simulations pour lesquelles la vitesse potentielle de minéralisation (V_p) a varié de $0,2 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{j}^{-1}$ à $1,8 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{j}^{-1}$, montrent (figure 8) :

- un effet linéaire de cette variation sur la lixiviation lors d'hivers humides où le drainage est important et
- une lixiviation non dépendante de la minéralisation hivernale lors d'hivers secs : les valeurs étant presque constantes quelle que soit la V_p , pour chaque valeur de RDD. Dans ce cas, c'est le drainage qui est limitant et non la quantité de nitrate disponible.

Nous avons donc conservé la variable V_p dans nos simulations. Enfin, les simulations réalisées sur bassin de St Brieuc, au cours de deux années climatiques contrastées (2000 et 2004) montrent que la lixiviation est fonction linéaire du reliquat initial pour un faible drainage (2004) et fonction linéaire du reliquat initial, pour une V_p donnée, pour un fort drainage (2000) (figure 9).

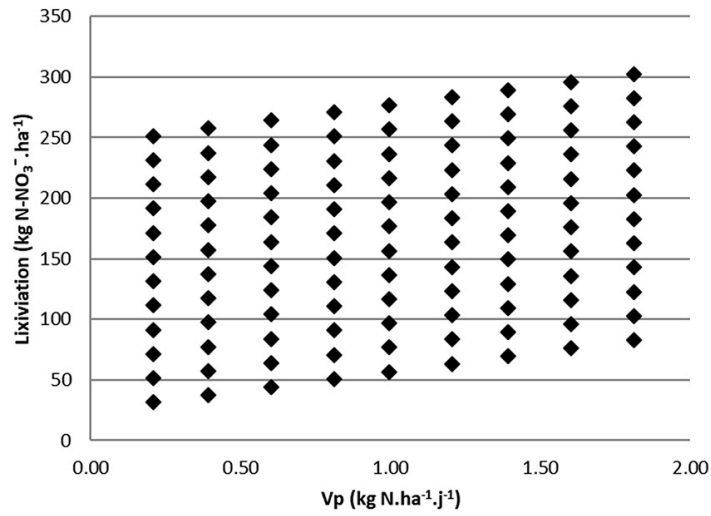


Figure 8a. Effet de la vitesse potentielle de minéralisation sur la période 29/11-15/04 dans le cas d'un hiver humide (St Brieuc, 2000).

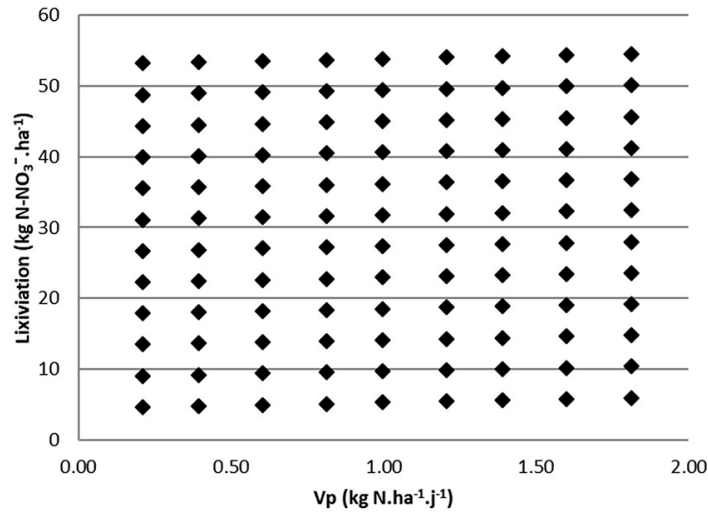


Figure 8b. Effet de la vitesse potentielle de minéralisation sur la période 29/11-15/04 dans le cas d'un hiver sec (St Brieuc, 2004).

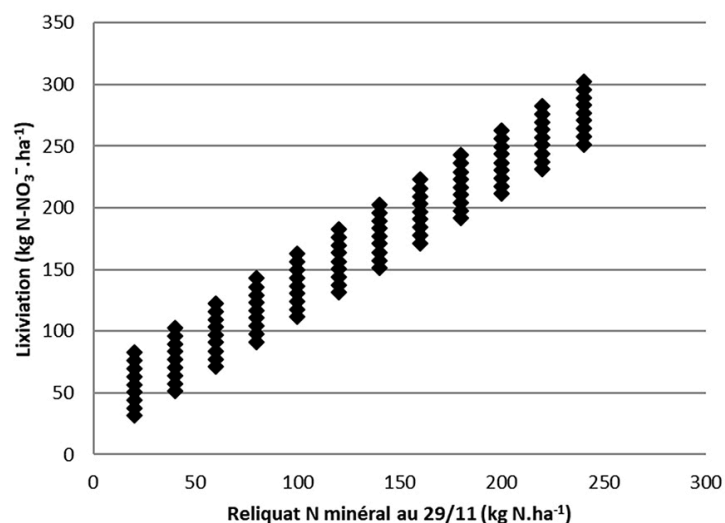


Figure 9a. Effet du RDD et de différentes Vp sur la période 29/11-15/04 dans le cas d'un hiver humide (St Brieuc, 2000).

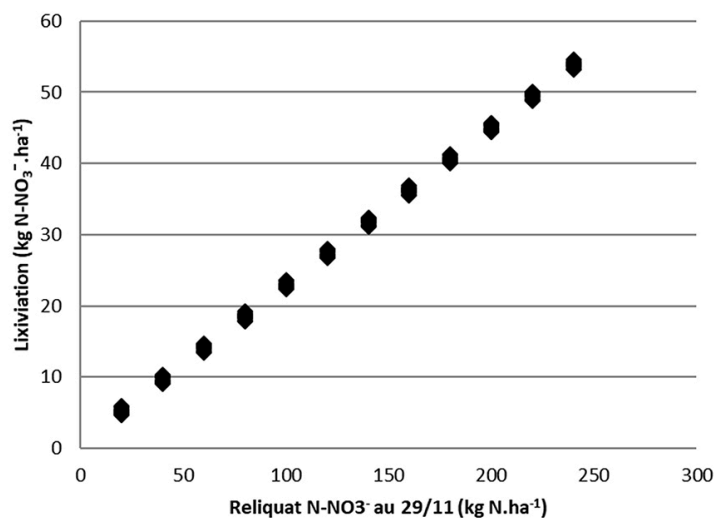


Figure 9b. Effet du RDD et de différentes Vp sur la période 29/11-15/04 dans le cas d'un hiver sec (St Brieuc, 2004).

Cette analyse de l'effet de la variation de différents facteurs nous a conduits en 2011 au plan de simulation initial présenté en figure 10.

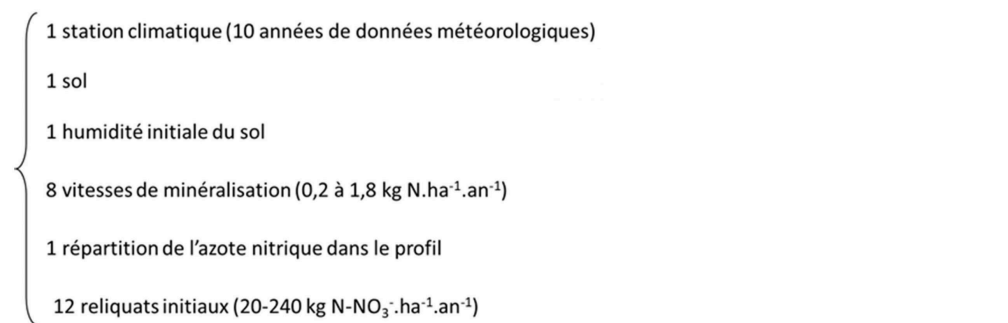


Figure 10. Plan de simulation pour une baie.

Il a été modifié à partir de 2012 comme expliqué dans la partie matériel et méthodes. À l'issue de ces simulations réalisées par zone climatique chaque année, nous avons obtenu des méta-modèles linéaires établis avec des paramètres (a, b, c) variant par baie et par année :

$$\text{Risque de lixiviation en sol nu (kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}) = a \times V_p + b \times \text{Reliquat} + c$$

Cette équation a été appliquée à chaque ligne du tableau de résultats (format Excel©) des RDD (recalcul à la date de début de drainage ou valeur du prélèvement) correspondant à une parcelle, pour laquelle le calcul de la V_p a également été réalisé.

Variabilité générale des résultats d'IRE

Comme indiqué dans la partie « Matériel et méthodes », ces résultats n'ont pas vocation à être traités statistiquement. Des traitements simples ont été réalisés sur l'ensemble des années pour caractériser l'ordre de grandeur de la variabilité des résultats d'IRE. La grande majorité des parcelles ont un IRE inférieur à $100 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ (figure 11).

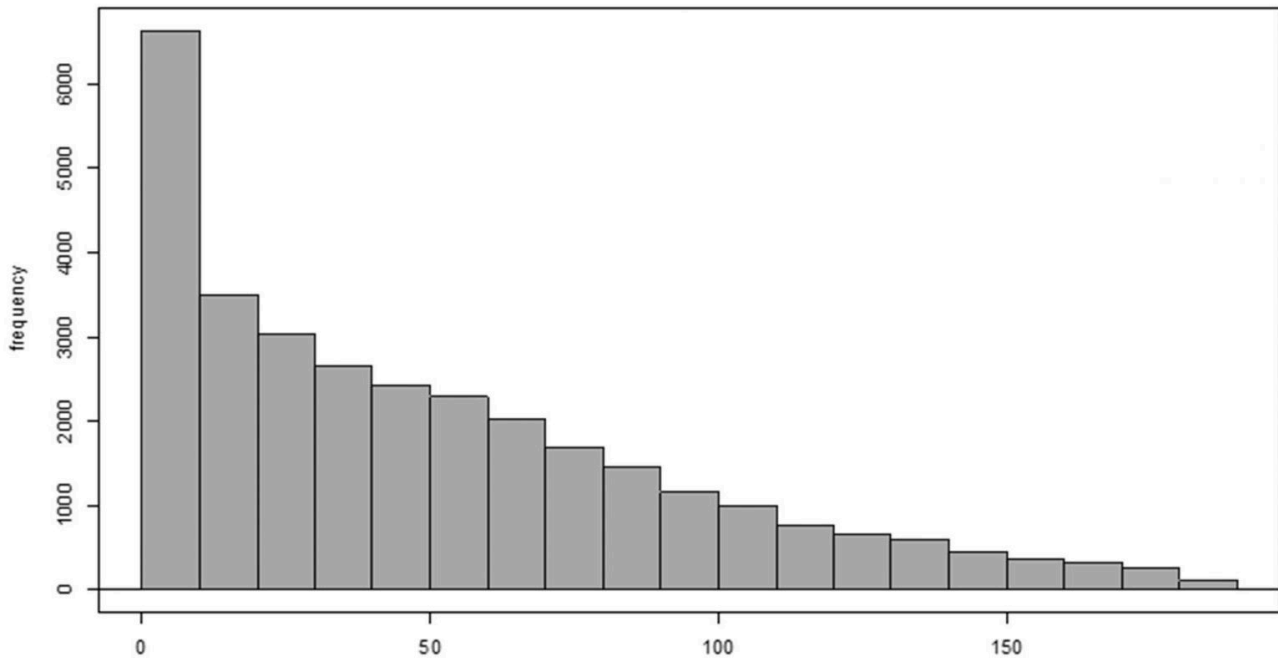


Figure 11. Répartition des IRE ($\text{kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$) sur l'ensemble des parcelles communes (hors parcelles de référence) entre 2011 et 2019.

Par ailleurs, des différences entre baies sont constatées, plus en termes de variabilité que de médianes (figure 12a).

La variabilité interannuelle (figure 12b) est importante, même s'il est difficile de comparer les années entre elles dans la mesure où l'échantillon n'est pas le même tous les ans (sept BAV la première année, quatre BAV ensuite ; parcelles sélectionnées à partir de 2016).

Enfin, des différences entre cultures sont constatées (figure 12c) :

- le résultat le plus marquant étant les valeurs faibles et peu dispersées de l'IRE sous prairie fauchée, qui confirment des résultats de recherches (Vertès et al., 2007) ;
- un risque de lixiviation plus fort est constaté après maïs (en comparaison à une céréale), ce qui peut s'expliquer par le fait que le maïs soit plus souvent précédé par une prairie qui déstocke de l'azote dans les années suivant sa destruction ;
- même si l'effectif est faible, l'IRE moyen du maïs grain est inférieur à celui du maïs ensilage, là encore sans doute du fait que le maïs ensilage, en ferme d'élevage bovin, est plus souvent précédé de prairie (11 % des cas) que le maïs grain (4,1 % des cas).

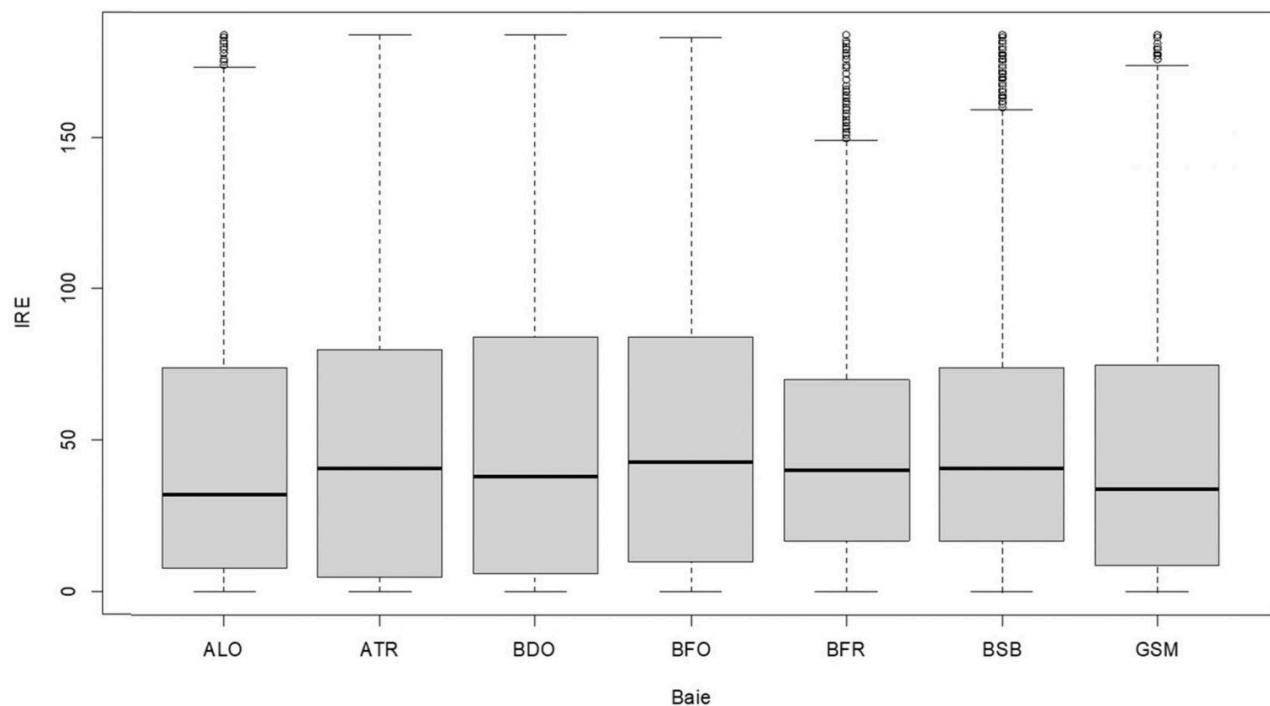


Figure 12a. Dispersion des IRE (kg N-NO₃⁻.ha⁻¹) en fonction de la BAV. ALO : anse de Loquirec ; ATR : anse de Guisseny ; BDO : baie de Douarnenez ; BFO : baie de Fouesnant ; BFR : baie de la Fresnaye ; BSB : baie de St Brieuc ; GSM : Lieu de Grève.

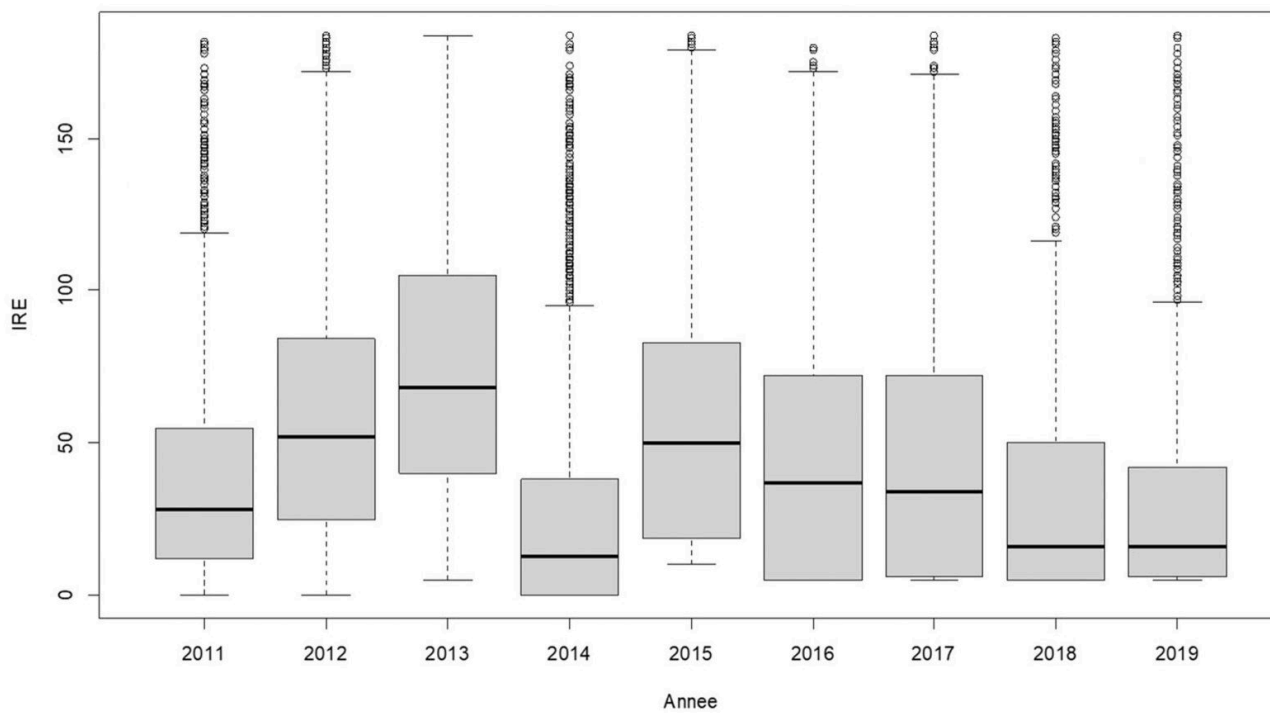


Figure 12b. Dispersion des IRE (kg N-NO₃⁻.ha⁻¹) en fonction de l'année.

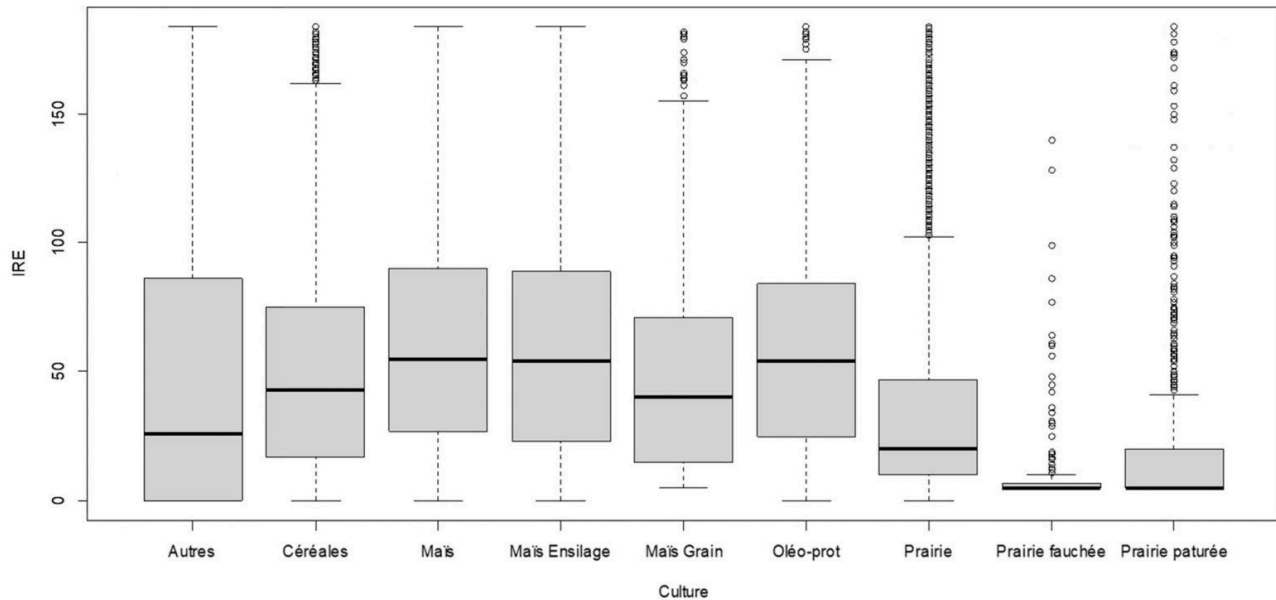


Figure 12c. Dispersion des IRE (kg N-NO₃⁻.ha⁻¹) en fonction de la culture (maïs = maïs dont le type n'a pas été précisé ; prairie = prairie mixte fauchée/pâturée ou type non précisé).

Résultats synthétiques des années 2011 et 2012

Les valeurs médianes de l'IRE sont meilleures en parcelles de références qu'en parcelles communes, et ce toutes les années (figure 13a). Ainsi, elles varient, selon les cultures et les années, entre 15 et 85 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹ en parcelles de référence et entre 25 et 100 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹ en parcelles 'communes'. On observe donc de très importants écarts sur les parcelles 'communes', synonymes de grandes amplitudes d'impact environnemental d'une parcelle à l'autre, mais aussi probablement d'une exploitation agricole à l'autre.

La relation entre la qualification du RDD représentée par une note (Hanocq & Guézengar, 2022) et IRE est illustrée à la figure 13b : les parcelles les plus mal notées ont un risque de lixiviation globalement plus important. Cela étant, cette figure montre également que des parcelles avec des notes différentes peuvent avoir le même risque de lixiviation, ce qui montre la complémentarité entre les indicateurs, la note indiquant la marge de progrès (le cas échéant) pour une culture donnée, l'IRE indiquant le risque d'émission de nitrate vers l'eau quelle que soit la culture.

La figure 13c montre que la lame drainante et la lixiviation qui en résulte varient selon les baies et expliquent en grande partie la variabilité que présentent les baies dans les résultats considérés dans leur ensemble. Les variations de résultats entre baies sont donc essentiellement liées à leurs différences de climat. Il est alors difficile de mettre en évidence des résultats qui seraient régulièrement moins bons à cause de pratiques élémentaires précises ou de système moins vertueux ; cela nécessiterait une analyse statistique plus approfondie.

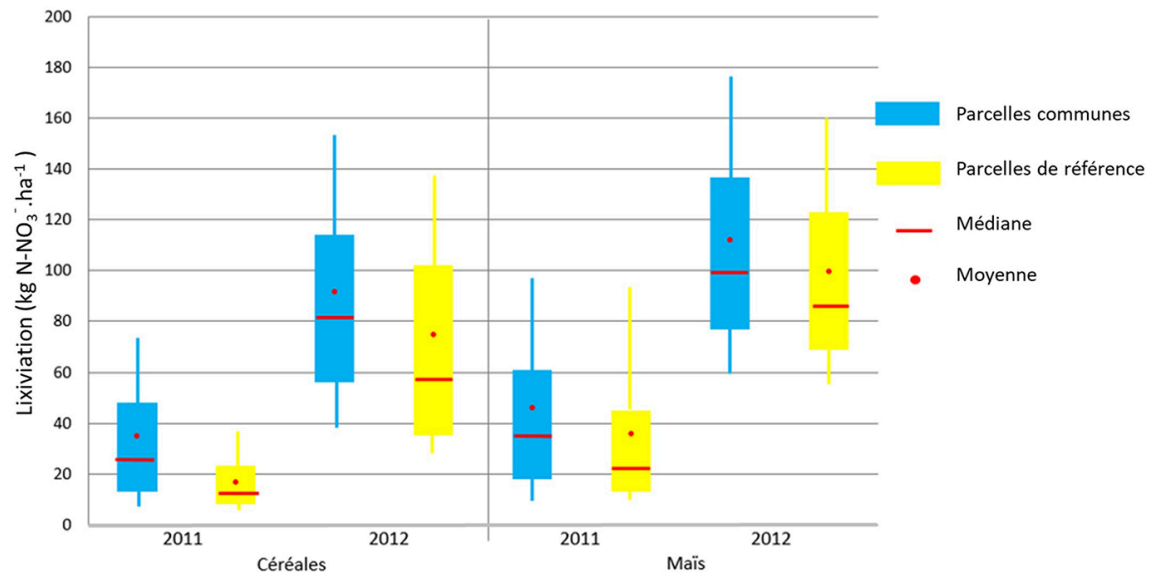


Figure 13a. Répartition des IRE en fonction des parcelles de référence ou communes en 2012.

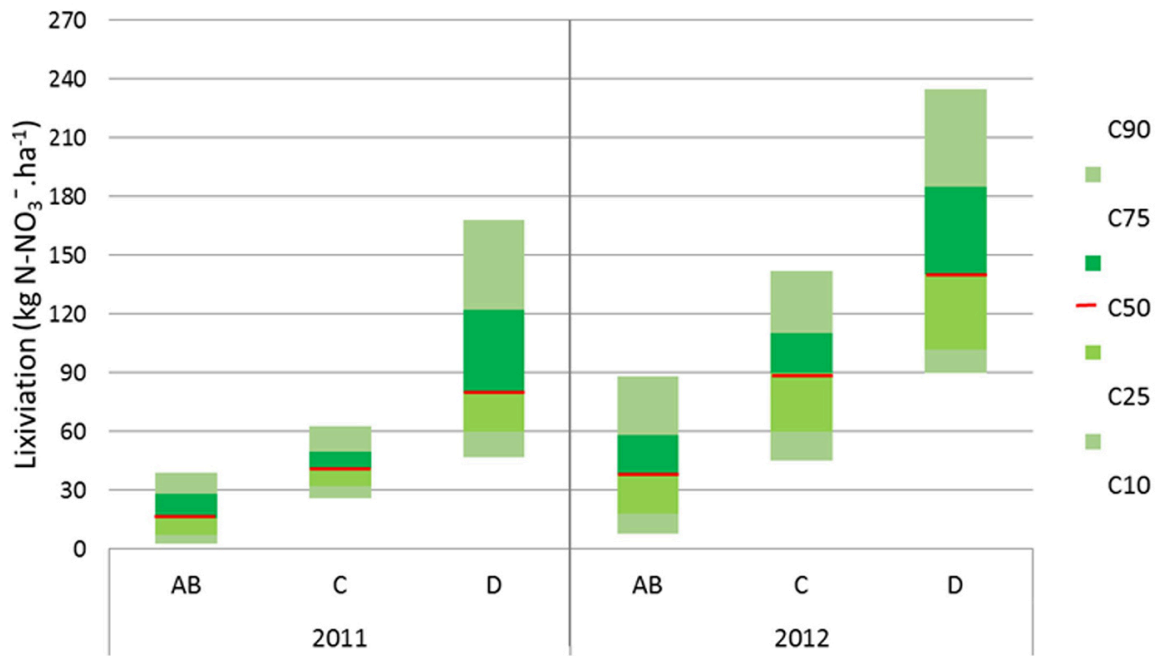


Figure 13b. Répartition des IRE en fonction de la note fertilisation des parcelles en 2012.

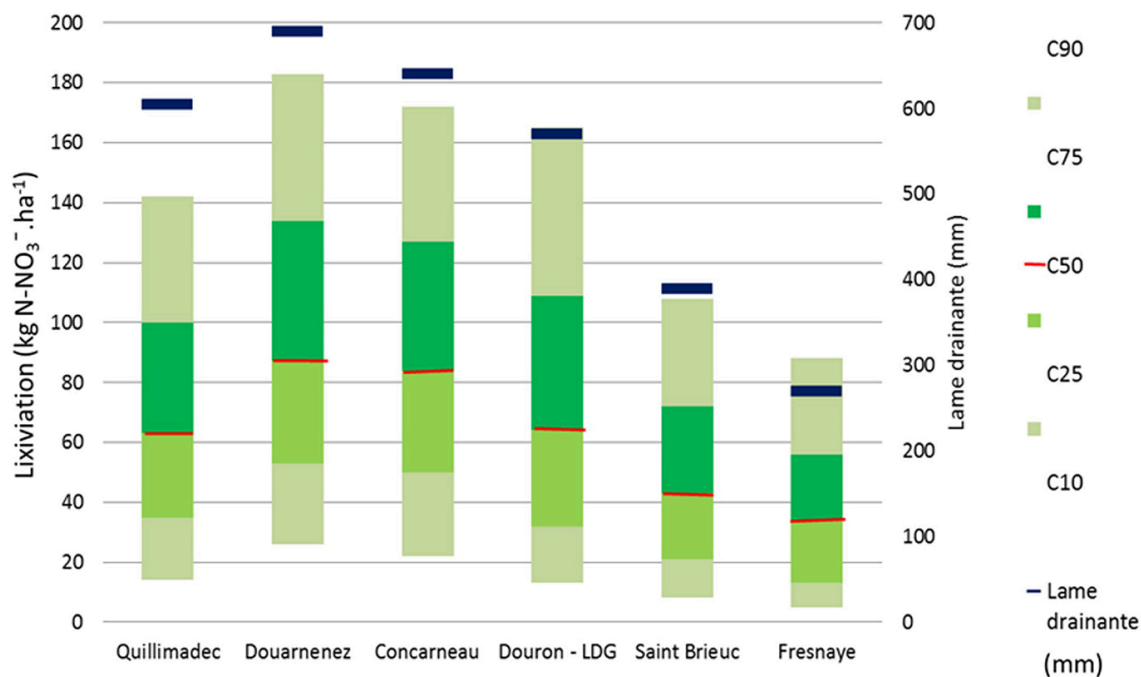


Figure 13c. Répartition des IRE en fonction de la baie en 2012.

Discussion

Limites de la démarche

Une limite de la démarche tient d'une part à la qualité des informations recueillies au moment du prélèvement. Ainsi, en 2011 (première année), des incertitudes ont porté sur les items suivants : faible profondeur de mesure de certains reliquats par rapport à la profondeur réelle du sol, espèce et développement du couvert (850 développements et/ou types de couvert mal ou non renseignés), cultures précédentes (143 codes inexistantes pour les cultures et rotations), apports organiques (déjections ni produites ni importées mais épandues) et coordonnées géographiques (60 parcelles non géo-localisables).

À partir de 2012, le cahier des charges de la DRAAF à destination des prestataires en charge du prélèvement a été plus strict afin de garantir une fiabilité accrue des données recueillies et une profondeur de prélèvements de deux ou trois couches.

Le plan de simulations comporte également des lacunes : initialement, il y avait un seul climat par baie. A partir de 2012, une vingtaine de station météorologiques ont été utilisées pour décrire plus finement le gradient pluviométrique littoral – terre de chaque baie.

Du fait d'avoir utilisé Syst'N® sur sol nu pour le calcul de la lixiviation puis d'affecter un effet de prélèvement par le couvert, l'interaction entre les propriétés du sol et le développement du couvert n'a pas été prise en compte.

Certaines caractéristiques du sol, telles que le pourcentage de cailloux ont été négligées. La démarche initiale était fondée sur l'assemblage d'outils (Syst'N®, abaque des Vp, abaque des absorptions par les couverts) simples et opérationnels sur la zone considérée (départements 22 et 29). Cette démarche pourrait être améliorée en utilisant un programme informatique permettant d'automatiser la simulation de chacune des parcelles avec Syst'N®. Cependant, dans cette proposition, les simulations seraient potentiellement plus précises mais de nombreuses valeurs aberrantes pourraient être présentes.

Enfin une dernière limite de la démarche était le délai de transmission des résultats aux agriculteurs : entre les prélèvements et l'envoi s'écoulaient plusieurs mois du fait du temps de mise en œuvre de la méthode. Entre 2012 et 2016, la disponibilité des résultats RDD à la fin décembre amenait un rendu agriculteur à la mi-avril. Le resserrement de la campagne a permis d'effectuer le rendu en février. Cependant, les organismes de développement agricole souhaitaient obtenir les résultats et déployer les conseils en exploitation en amont de la campagne de fertilisation ; ce délai n'a jamais pu être tenu.

Usage des résultats

Les résultats sont destinés aux agriculteurs qui reçoivent au printemps suivant les mesures de RDD et les résultats d'IRE de leurs parcelles, assortis d'une notice d'explication dans un courrier cosigné par la DRAAF et l'agence de l'eau Bretagne-Normandie. De 2011 à 2015, les résultats étaient positionnés par rapport aux centiles 25 et 75 de l'ensemble des IRE. Un exemple de bulletin reçu par les agriculteurs figure en annexe.

Ensuite les agriculteurs ont pu bénéficier d'un bulletin avec des pistes de progrès personnalisées en fonction de leurs résultats sur les pratiques de fertilisation ou des risques inhérents à leur système de culture (succession de céréales d'hiver, protéagineux...) à réaliser en autodiagnostic afin d'inciter à l'engagement dans une phase de conseil plus approfondi.

L'usage par les agriculteurs a évolué dans le temps. Au démarrage de la démarche, le calcul de la lixiviation, simulé sur 10 ans, visait la sensibilisation des agriculteurs aux ordres de grandeur des pertes d'azote vers l'eau et la mise en perspective de ceux-ci avec les quantités d'azote apportées par la fertilisation. Assez rapidement, la demande des agriculteurs a plutôt été de comprendre ce qui se passait une année donnée, d'avoir un résultat plus concret pour guider les pratiques de gestion de l'azote. Cela a justifié l'utilisation des données météorologiques de l'année en cours pour être au plus près de la réalité de l'année en question.

Le second usage des résultats de lixiviation est une analyse synthétique annuelle des résultats, présentée au « groupe technique Reliquat » du PLAV, puis aux conseillers des baies au printemps suivant les prélèvements.

Une enquête réalisée en 2014 (DRAAF, 2015) auprès de 62 agriculteurs a montré que 27 % d'entre eux voyait un intérêt à l'estimation de la lixiviation. Ils mettaient cependant en exergue une certaine confusion entre les différents résultats (RDD, note de fertilisation (issue du RDD) et IRE), malgré les explications transmises avec les résultats. Par conséquent, un indicateur tel que l'IRE serait plus pertinent s'il était mobilisé soit en réunions collectives, soit en accompagnement individuel, mais pas envoyé par courrier « administratif » à chaque agriculteur.

Conclusion : la fin du dispositif

Tout au long des deux phases du PLAV, des discussions entre parties prenantes ont eu lieu en « GT reliquats » sur l'opportunité des différents indicateurs (RDD « brut », « plafond » sur le RDD, note fertilisation et IRE).

À partir de 2016, le RDD « brut » a été envoyé aux agriculteurs avec un avertissement si celui-ci dépassait $100 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$: dans ce cas l'agriculteur devait obligatoirement prendre rendez-vous avec son conseiller.

En 2019, il est décidé lors d'une réunion annuelle du « GT reliquats », validé par le comité de pilotage du PLAV, de prioriser l'IRE par rapport à la note relative aux pratiques de fertilisation. Dans le relevé de décision, on peut lire que cela se justifie par la « *nécessité de travailler avant tout en tenant compte des risques environnementaux – l'analyse et la valorisation des IRE et RDD sont donc la priorité. Partir de ces données doit être fait sans a priori. Il existe certes des situations dont la résolution ne sera pas nécessairement simple mais cela ne doit surtout pas empêcher que le problème soit posé* ». Ce qui sous-tend cette dernière affirmation est le fait que la note fertilisation relativise le problème environnemental.

Cependant en 2020, suite à des discussions et négociations entre différentes parties prenantes (Administration, Agence de l'Eau, Chambre d'agriculture), la situation change à nouveau et il est décidé de ne retenir que la note issue des pratiques de fertilisation et de renoncer au calcul de l'IRE. Un des arguments est que les calculs induisent un délai de traitement qui conduit à différer excessivement les dates de réunions, l'animation vers les prescripteurs, puis leur valorisation vers les agriculteurs. L'autre argument est que la corrélation obtenue sur maïs entre RDD et IRE est importante (note de cadrage 2020 rédigée par la DRAAF).

Enfin, en 2021, les notes sont également abandonnées et le dispositif modifié : suivant l'avis de certaines personnes de l'Agence de l'Eau au sein du « GT reliquats », ce sont dorénavant des mesures de reliquat post-absorption qui sont effectuées uniquement sur parcelle de maïs et des RDD sur prairie.

Bibliographie

Al Majou H., Bruand A., Duval O., Cousin I., 2007. Comparaison de fonctions de pédotransfert nationales et européennes pour prédire les propriétés de rétention en eau des sols. *Etude et Gestion des Sols*, 14 (2), 103-116.

Berthier L., Le Bris A.-L., Lemercier B. et Walter C., 2013a. Organisation des sols des Côtes d'Armor. Version 1.1. Programme Sols de Bretagne, 246 pages. <http://geowww.agrocampus-ouest.fr/portails/?portail=sdb>

Berthier L., Le Bris A.-L., Lemercier B. et Walter C., 2013b. Organisation des sols du Finistère. Version 1.1. Programme Sols de Bretagne, 226 pages. <http://geowww.agrocampus-ouest.fr/portails/?portail=sdb>

Brisson N., Mary B., Ripoche D., Jeuffroy M.-H., Ruget F., Nicoulaud B., Gate P., Devienne-Barret F., Antonioletti R., Durr C., Richard G., Beaudoin N., Recous S., Tayot X., Plenet D., Cellier P., Machet J.-M.,

Meynard J.-M., Delecolle R., 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18, 311-346.

DRAAF Bretagne, 2010. Plan de lutte contre les algues vertes. https://draaf.bretagne.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/Plan_de_lutte_contre_les_algues_vertes_cle8acd68.pdf

DRAAF Bretagne, 2015. Analyses de reliquats d'azote. Rapport de synthèse sur les quatre premières années de mise en œuvre : 2010 à 2013. 104 pp + annexes. https://draaf.bretagne.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/rapport_de_synthese_reliquat_cle8e5aad.pdf

Génermont S., Cellier P., 1997. A mechanistic model for estimating ammonia volatilization from slurry applied to bare soil. *Agricultural and Forest Meteorology*, 88, 145-167.

GREN Bretagne, 2013. Arrêté établissant le référentiel régional de mise en œuvre de l'équilibre de la fertilisation azotée pour la région Bretagne.

Hanocq D., Guézengar A., 2022. L'exemple breton d'un réseau de mesure de REH utilisé comme outil et indicateur pour diminuer les fuites de nitrate. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Hénault C., Bizouard F., Laville P., Gabrielle B., Nicoulaud B., Germon J.C., Cellier P., 2005. Predicting in situ soil N₂O emission using NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology* 11, 115-127.

Jeuffroy M.-H., Recous S., 1999. Azodyn: a simple model simulating the date of nitrogen deficiency for decision support in wheat fertilization. *European Journal of Agronomy*, 10, 129-144.

Machet J.-M., Recous S., Jeuffroy M.-H., Mary B., Nicolardot B., Parnaudeau V., 2004. A dynamic version of the predictive balance sheet method for fertiliser N advice. *Controlling Nitrogen Flows and Losses*, Inst Grassland & Environm Res-193.

Parnaudeau V., Reau R., Dubrulle P., (2012). Un outil d'évaluation des fuites d'azote vers l'environnement à l'échelle du système de culture : le logiciel Syst'N. *Innovations Agronomiques* 21, 59-70. <http://www6.inra.fr/ciag/Revue/Volume-21-Septembre-2012>

Vertès F., Simon J.-C., Laurent F. et Besnard A., 2007. Prairies et qualité de l'eau – Évaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. *Fourrages*, 192, 423-440.

Annexe

1- Votre îlot / vos îlots				
N° d'îlot PAC	4	14	2	
N° prélèvement	1	1	1	
Nature de culture 2015	Céréales	Maïs ensilage	Prairie paturée	
Nature de culture 2014	Céréales	Maïs	Prairie paturée	
Type de rotation	Céréales-Maïs	Céréales-Maïs	Prairie	
2- Classement de vos résultats au regard des pratiques de fertilisation				
Votre îlot est donc classé en catégorie	AB	C	D	
3- Reliquats "Début Drainage" calculés et utilisés pour le classement				
Reliquat "Début Drainage" calculé (kg N-NO3 par ha)	53	64	116	
4- Evaluation du risque de lessivage d'azote				
Estimation de la perte d'azote (kg d'azote lessivé/ hectare)	70			
<i>Comparaison par rapport à l'ensemble des résultats de votre secteur :</i>				
<i>Si votre chiffre est inférieur à :</i> <i>alors le risque de fuites est faible (25 % des cas les plus faibles)</i>	50	NR		
<i>Si votre chiffre est supérieur à :</i> <i>alors le risque de fuites est fort (25 % des cas les plus forts)</i>	110	NR		
S'il est compris entre ces deux valeurs, le risque est moyen				
5- Rappel de vos résultats bruts mesurés				
Reliquat mesuré (kg N-NO3 par ha)	50	53	119	

About the Authors

Virginie Parnaudeau
INRAE

Anne Guézengar
CHAMBRE RÉGIONALE D'AGRICULTURE DE BRETAGNE

Détermination d'une date de début de drainage avec un outil de modélisation : exemple d'utilisation de Syst'N dans les Hauts-de-France

JEAN-CHRISTOPHE MOUNY

Résumé

Malgré les leviers mobilisés pour améliorer la qualité des masses d'eau en région Hauts-de-France, les résultats obtenus restent insatisfaisants. Les zones de captage ayant des teneurs supérieures à 50 mg.L^{-1} de nitrate ont été classées en zones d'actions renforcées (ZAR). Dans ces zones, depuis 2018, les agriculteurs y exploitant des parcelles ont l'obligation de réaliser des analyses de reliquats azotés en entrée hiver (REH), avant la période de drainage, une fois au cours du programme d'action.

La date idéale pour mesurer ces REH dépend des conditions climatiques et notamment du régime des précipitations. Une date trop précoce sous-estimerait la minéralisation de l'azote avant la période de drainage et donc l'azote potentiellement lessivable (APL). Une date trop tardive sous-estimerait cet APL à cause des quantités déjà lixiviées.

Syst'N® est un modèle dynamique de flux d'eau et d'azote à pas de temps journalier dans un système plante – sol – atmosphère, et dont l'unité de simulation est le croisement entre un système de culture (SdC), un type de sol, et un climat. Ce modèle dynamique associe les formalismes d'autres modèles spécifiques à des processus biogéochimiques, notamment produits par l'INRAe.

Pour chacune des 32 zones identifiées de la région, une station météorologique du réseau DEMETER proche est associée et un ou plusieurs types de sols majoritaires sont paramétrés dans Syst'N® à partir de guides, cartes ou typologies existantes. Une rotation type permettant d'avoir des intercultures courtes et longues problématiques (blé de colza, couvert de moutarde après blé) est définie par ZAR, et deux modalités d'intercultures sont paramétrées : une conduite « classique » et une conduite avec recul de la date de destruction. Un simulateur stochastique de climat (Cordano & Eccel, 2016) permet de compléter les données météorologiques de l'année, mises à jour hebdomadairement, par une projection climatique à court terme « normale ». Les quantiles 60 % et 85 % des quantités précipitées définissent les projections climatiques « sèches » et « humides ».

Le créneau de prélèvements proposé, évoluant chaque semaine au fil des précipitations de la semaine précédente, correspond à la date de début de remplissage du dernier horizon paramétré, et à la date de fin de remplissage de cet horizon. Les données sont ensuite publiées sur le site de la Chambre d'Agriculture des Hauts-de-France et transmises par mail pour informer les agriculteurs des ZAR déjà formés.

En 2020, compte-tenu des précipitations importantes d'octobre et décembre, la date de drainage simulée pouvait aller de fin septembre dans les zones à climat océanique (Somme, Pas de Calais), à la mi-janvier dans les zones de climat océanique plus dégradé (Oise, Aisne et Nord) les plus à l'Est. La majorité des situations ayant commencé à drainer avant la deuxième décennie de décembre.

Ces résultats montrent la diversité des situations par rapport au début du drainage et la nécessité de bien positionner ce reliquat pour ne pas perdre d'informations sur la lixiviation du nitrate au cours de l'année.

Introduction

Contexte des Hauts de France et réglementation

La région des Hauts-de-France est fortement marquée par l'activité agricole. La surface agricole utilisée représente deux tiers du territoire et les terres arables en occupent 58 % avec 1,8 millions d'hectares. En 2018, 88 % des terres arables étaient occupées par des 'grandes' cultures dont 64 % affectées aux céréales, 12 % aux oléo-protéagineux, 17 % aux cultures industrielles et 7 % aux pommes de terre (Agreste Hauts-de-France, 2020). Or, l'agriculture est de loin la première cause d'anthropisation du cycle biogéochimique de l'azote continental (Liu et al., 2010) et de nombreuses études montrent que l'agriculture joue un rôle important dans l'apparition de pollutions diffuses au nitrate (Beaudoin et al., 2021).

En Hauts-de-France, de nombreuses masses d'eau ont un état chimique insatisfaisant à cause de pollution par le nitrate. Ainsi, parmi les 35 masses d'eau souterraine en Hauts-de-France, 25 sont en mauvais état chimique dont 14 ont été déclassées à cause de la teneur en nitrate (DREAL, 2018), soit 40 % des masses d'eau souterraine en mauvais état chimique à cause du nitrate (Boidron, 2020). La concentration en nitrate dans les eaux souterraines reste assez alarmante sur le territoire, avec une grande partie des mesures dépassant 40 mg.L⁻¹ (Compernelle et al., 2020).

En zone vulnérable, soit la quasi-totalité du territoire des Hauts-de-France, les exploitants de plus de 3 ha sont obligés d'utiliser le reliquat de sortie d'hiver (RSH) pour raisonner leur fertilisation. En 2016-2017, ce reliquat a été utilisé sur 82 % des surfaces pour les exploitants réalisant eux-mêmes leur bilan de fumure (Agreste Hauts-de-France, 2019).

Dans le cadre de la directive Nitrates, six programmes d'actions ont été mis en place. Les quatre premiers programmes ont été instaurés à une échelle départementale (1996-2000, 2001-2003, 2004-2007 et 2009-2013). Les résultats n'étant guère satisfaisants, un programme d'action national (PAN) a été mis en place, renforcé par des programmes d'actions régionaux (PAR). Ainsi, deux programmes d'actions nationaux et régionaux ont été mis en application en 2014-2018 et en 2018-2022 (Compernelle et al., 2020).

Le 6^{ème} PAR impose un renforcement des mesures règlementaires dans des zones dites d'actions renforcées (ZAR), zones définies dans les annexes 2 et 3 de l'arrêté. Il s'agit notamment de la mesure, après une formation spécifique, de trois reliquats supplémentaires en début de drainage sur les parcelles où seront prévus les trois RSH règlementaires. Cette réglementation est également mise en œuvre dans certains bassins d'alimentation de captages (BAC) prioritaires. Ces reliquats azotés sont réalisés par ou à la demande des agriculteurs eux-mêmes sur les parcelles de leur choix.

Au vu des problématiques de pollutions azotées qui perdurent sur le territoire des Hauts-de-France malgré l'application de la directive Nitrates, il apparaît pertinent de remettre en question la démarche de gestion des pertes d'azote par obligations de moyens. Coconstruire des objectifs de résultats pourrait être intéressant pour laisser plus de liberté aux exploitants dans leurs pratiques tout en respectant les obligations fixées par la directive Nitrates. Ce type de démarche est testé depuis 2002 en Belgique, à travers le projet Nitrawal (aujourd'hui PROTECT'eau¹). Les performances environnementales des exploitants sont contrôlées grâce à l'indicateur de reliquat entrée hiver (REH), également appelé Azote Potentiellement Lessivable (APL), qui mesure l'azote nitrique dans le sol après la culture principale de la campagne et donc l'azote susceptible d'être lixivié par les pluies hivernales (Wouez., 2022). A travers les effets du projet Nitrawal et d'autres projets à l'échelle des Aires d'Alimentation de Captage en France, il est possible de constater l'efficacité d'une gestion de l'azote par des mesures de résultats (Morel, 2020). Cette démarche est aujourd'hui expérimentée en région Hauts-de-France dans le cadre du projet GAZELLE² pour répondre aux enjeux cités ci-dessus.

La simulation du cycle de l'azote pour estimer l'azote lixivié

La quantité de nitrate du sol lixiviée dépend de la concentration en nitrate présente dans la solution du sol et de l'épaisseur de la lame d'eau drainante au cours d'une période définie. Cette quantité de nitrate présente dans la solution du sol dépend notamment des apports azotés et des taux de nitrification et de dénitrification (Cameron et al., 2013), deux processus en aval de la minéralisation de l'azote.

L'amélioration de la prédiction de la minéralisation de l'azote dans les sols agricoles est nécessaire pour améliorer le conseil azoté et réduire le risque de lixiviation de nitrate (Mary et al., 1999). Syst'N® est un outil informatique de type client-serveur (figure 1) qui intègre un modèle dynamique de flux d'eau et d'azote à pas de temps journalier dans un système plante – sol – atmosphère et dont l'unité de simulation est le croisement entre un système de culture (SdC), un type de sol et un climat (Parnaudeau et al., 2012).

1. www.protecteau.be

2. Gestion de l'AZote par les rEsultats, dont l'azote potentiellement Lessivable (2020-2024).

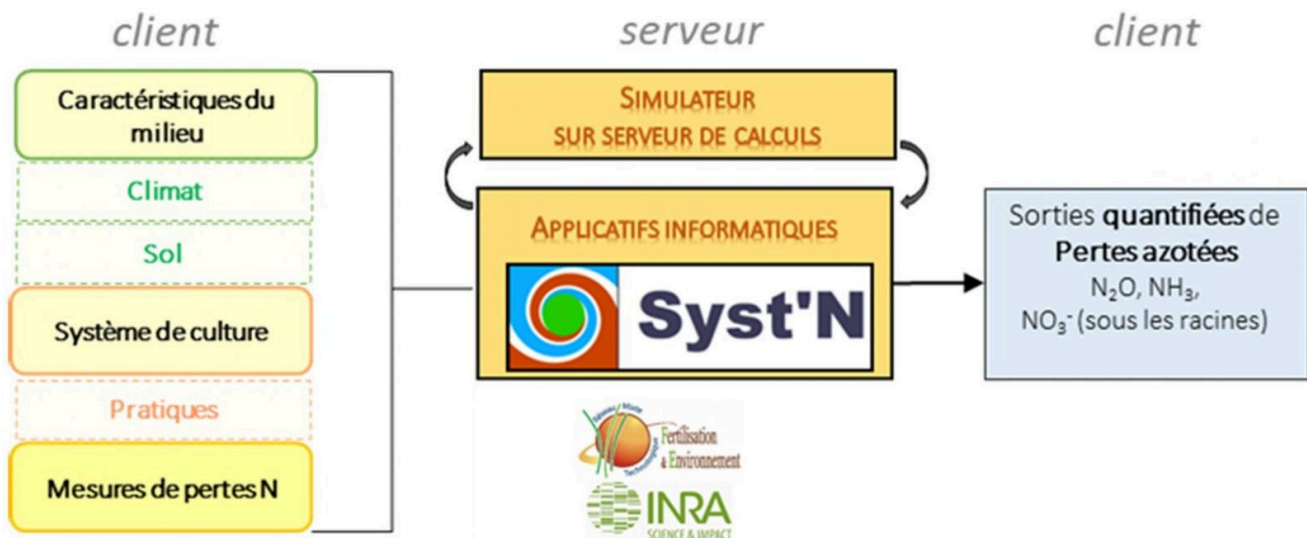


Figure 1. Schéma simplifié de fonctionnement de Syst'N®.

Ce modèle dynamique associe les formalismes d'autres modèles spécifiques à des processus biogéochimiques, notamment produits par l'INRAe. Le modèle intègre des modules existants issus de :

- AZOFERT (Machet et al., 2007, 2017) pour la minéralisation des résidus de récolte,
- AZODYN (Jeuffroy & Recous, 1999) pour l'absorption d'azote par les cultures,
- STICS (Brisson et al., 1998) pour le bilan hydrique et la lixiviation du nitrate, la minéralisation de la matière organique du sol et la fixation symbiotique.

Il reprend également le modèle NOE (Hénault et al., 2005) pour simuler les pertes de protoxydes d'azote (N_2O) par dénitrification, ainsi que des concepts du modèle *Volt'air* (Genermont & Cellier, 1997) adaptés à Syst'N® (Parnaudeau et al., 2012).

Problématique

Un reliquat azoté représente une quantité d'azote minéral restant dans ce sol à un instant donné. L'entrée d'hiver comme la sortie d'hiver sont généralement définis par des périodes temporelles qui représentent les périodes habituelles où interviennent respectivement le début du drainage et la fin du drainage. Or, il a été observé en région Hauts-de-France que certaines années pluvieuses, ce drainage débute plus tôt sous climat océanique et inversement certains automnes secs sous climat océanique dégradé. De ce fait, un REH peut être réalisé à une date différente et donner une information différente d'un reliquat réalisé au plus près du début du drainage hivernal (RDD). En effet, entre ces deux dates d'entrée de l'hiver et du début du drainage peuvent intervenir des processus du cycle de l'azote comme la minéralisation lente de la matière organique, la minéralisation rapide des résidus de culture, la lixiviation ou encore la dénitrification.

De ce fait, une date idéale pour faire ces RDD dépend des conditions climatiques et notamment du régime des précipitations. Une date trop précoce sous-estimerait la minéralisation de l'azote avant la période de drainage et donc l'azote potentiellement lessivable (APL). Une date trop tardive sous-estimerait cet APL à cause des quantités déjà lixiviées.

A la demande des acteurs régionaux, la question de l'anticipation et de l'organisation des prélèvements et d'un bon positionnement de ce RDD, et donc l'estimation d'une date de début drainage pour l'année en cours, est nécessaire pour mieux appréhender les variations interannuelles et pédoclimatiques, ce que peut permettre un outil de modélisation.

Matériel et méthodes

Localisation géographique des ZAR

Les ZAR des Hauts de France représentent un total de 32 aires d'alimentation de captages (AAC) en eaux potables (figure 2). Une grande majorité se situe dans l'ex-région Nord Pas-de-Calais.

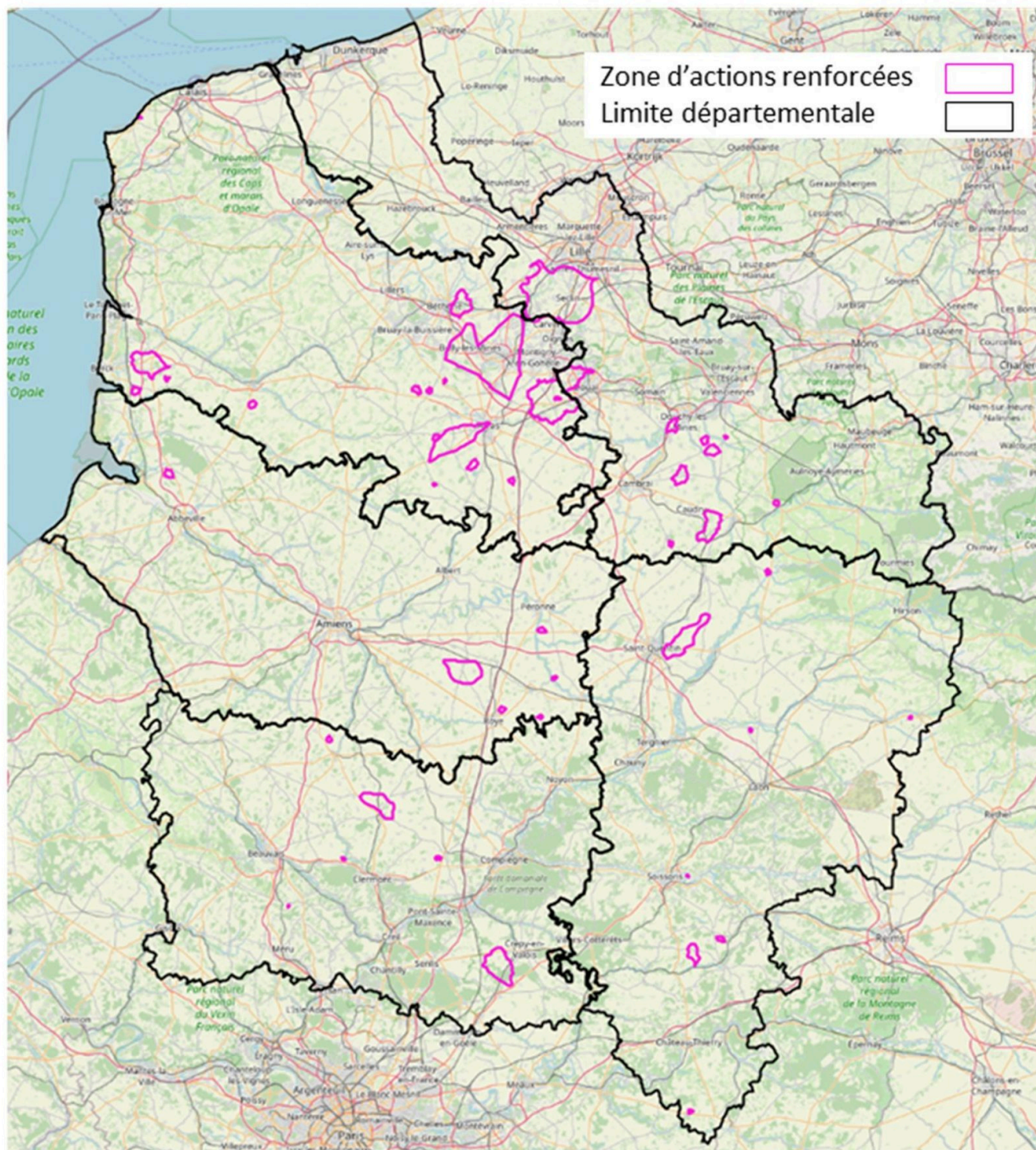


Figure 2 : Cartographie des zones d'actions renforcées des Hauts-de-France en 2022.
 (Source : <http://srv-geo.agriculture-npd.fr/adws/app/c710b82d-567a-11e7-8be4-5575af51c89c/>)

Données météorologiques

Les données climatiques nécessaires aux simulations de situations avec Syst’N® sont

- la température moyenne journalière (°C),
- le cumul de pluie journalier (mm),
- l'évapotranspiration potentielle ETP (mm) et
- le rayonnement global (MJ.m⁻²).

Chaque ZAR est rattachée à une zone climatique (tableau 1).

Tableau 1. Liste des stations climatiques retenues pour les ZAR des Hauts-de-France

ECUIRES	VOYENNES	THIANT
AUCHY-LES-MINES	HERMAVILLE	BRIE
ESNES	HARLY	ROUVROY-LES-MERLES
CROISSETTE	POUILLY-SUR-SERRE	HESDIGNEUL
AVESNES-LES-AUBERTS	AIX-NOULETTE	VIELS-MAISONS
GRUNY	BEAUVAIS	ARCY-STE-RESTITUE
LE QUESNOY	SAINT-THIBAULT	IZEL-LES-ESQUERCHIN
BEUGNEUX	TILLOY-LES-MOFFLAINES	ETREUX
ERCHEU	CAIX	BARBERY
LORGIES	BUCY-LE-LONG	SAILLY-FLIBEAUCOURT
SOIZE		

Plusieurs sources de données sont disponibles dont des données publiques européennes comme celles du JRC (Joint Research Centre) Agri4Cast (AG4C)³, disponibles de 1979 à l'année précédant l'année en cours.

Les stations les plus proches du réseau DEMETER⁴ peuvent donner des informations sur l'année en cours, jusqu'au jour de simulation.

Néanmoins, certaines stations manquent d'une sonde pyranométrique indispensable pour mesurer le rayonnement global ou de capteurs d'humidité, de vent et de pressions atmosphériques nécessaires au calcul d'ETP. Afin de compléter les données météorologiques nécessaires pour le fonctionnement de SYST'N® pour l'année en cours, et au-delà à court terme sur l'année suivante, un générateur stochastique de climat ou SWG (Pfaff, 2008, Caillez, 2016 ; Cordano & Eccel, 2016 ; Cordano & Eccel, 2017 ; Cordano, 2017a ; Cordano, 2017b) est utilisé. Ce dernier permet de produire des projections climatiques de nature statistique, point par point, à partir de données quotidiennes observées, tout en conservant les propriétés statistiques des données entre les sites. Ces projections poursuivent sans accélération le changement climatique tel qu'il est engagé depuis 15 ans. La fonction de génération des précipitations de ce SWG, sous forme de package R (R Core Team, 2016) « RMAWGEN », fonctionne également pour prédire correctement un rayonnement global et une évapotranspiration potentielle.

À partir d'une première projection de l'année en cours générée avec les quinze dernières années complètes (figure 3), le climat est corrigé avec des données journalières de températures et précipitations disponibles,

3. <https://agri4cast.jrc.ec.europa.eu/DataPortal/Index.aspx?o=d>

4. Plateforme web s'appuyant sur un réseau de stations météorologiques (<http://www.meteo-agriculture.eu/>)

avant de relancer une projection climatique pour l'année en cours et les années suivantes prenant alors en compte les spécificités de l'année en cours. Cette deuxième projection climatique est répétée à chaque mise à jour hebdomadaire des données météorologiques réelles, sur le courant de l'automne.

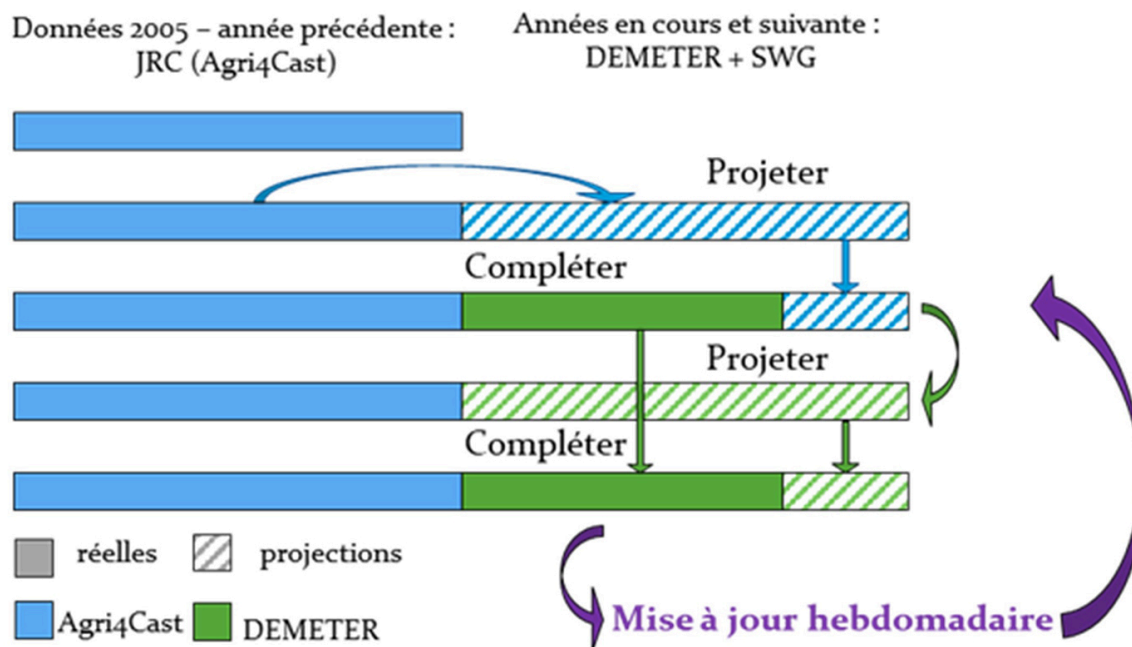


Figure 3. Schéma de capitalisation et de mise à jour des données météorologiques pour Syst'N®.

La projection de l'automne en cours avec un générateur stochastique de climat (SWG) produit un scénario "normal" par rapport aux années antérieures. Afin d'anticiper un automne et un hiver exceptionnels, deux variantes de la projection climatique sont testées : une variante dite humide avec plus de précipitations, et une variante dite sèche avec moins de précipitations.

Les occurrences de précipitations ayant déjà été calculées par le SWG, seule la quantité de précipitation est modifiée pour chaque scénario humide ou sec. La distribution des précipitations passées est évaluée pour chaque jour de l'année projeté, puis, par expertise, les quantiles 85 et 65 ont été retenus pour respectivement les scénarios humides et secs.

Paramétrage des sols

La liste des sols à paramétrer pour chaque ZAR dépend du choix des conseillers des Chambres d'Agriculture. Selon le département, les agents ont opté pour l'exhaustivité des situations pédoclimatiques via des cartes pédologiques ou des Référentiels Régionaux Pédologiques (RRP), ou ont favorisé, par expertise, une ou deux des situations pédoclimatiques problématiques par ZAR (tableau 2).

Tableau 2. Liste des types de sol simulés dans les ZAR des Hauts de France et départements concernés.

Code	Type de sol paramétré	Départements concernés	Code	Type de sol paramétré	Départements concernés
ACK	Argilo-calcaire sur calcaire dur	02	LBAT	Limon battant	59/60/62
ALPH	Argile limoneuse profondes hydromorphes	59/62	LBH	Limon Battant hydromorphe	80
BIEF	Bief à Silex = limon argileux et argiles limoneuses moyennement profonds sur argiles à silex	59/62	LBIEF	Limon biéfeux du Ponthieu	80
CRA	Cranette limoneuse sur craie blanche	02	LBS	Limon Battant Sain des plateaux	80
CSCH	Cranette sèche (non hydromorphe)	59/60/62	LIFP	Limon profond	59/62
LACAS	Limon argileux calcaire sur argile à silex	80	LMS	Limon moyen sableux	02
LANH	Limon argileux profonds non hydromorphes	59/62	LPS	Limon de plateau sableux du Ponthieu	80
LAP	Limon argileux profond	02	LPSC	Limon profond sur craie	59/62
LAPH	Limon argileux profonds hydromorphes	59/62	LSSI	Limon sableux profonds à silex (non hydromorphes)	59/62
LARG	Limon argileux	59/62	MSG	Sable peu à moyennement profond sur grèves	02
LASC	Limon argileux sur craie/calcaire	80	SALI	Sable limoneux	59/62

Chaque horizon de sol a été caractérisé à l'aide de la carte des sols de l'Aisne, de la typologie des sols de l'Oise et de la base de données des sols de Syst'N®, jusqu'à 90 cm. Chaque sol est caractérisé par deux horizons pour les sols superficiels et jusqu'à quatre horizons pour les sols les plus profonds.

Définition des systèmes de culture à simuler

Les systèmes de culture dans les Hauts-de-France sont assez variés mais les choix se sont limités aux systèmes de culture dont les cultures sont paramétrées dans Syst'N®. Néanmoins, le système de culture choisi doit pouvoir permettre de simuler sur l'automne en cours au minimum une interculture dite longue et une interculture courte. La région a été découpée en trois grands types d'exploitations :

- polyculteur-éleveur avec un système alternant maïs ensilage (*Zea mays*) et blé tendre (*Triticum aestivum*) pour les ZAR de Thiérache (02) ;
- céréalier « spécialisé », avec un système colza d'hiver (*Brassica napus*), blé tendre et orge de printemps (*Hordeum vulgare*) pour les ZAR du Soissonnais, du Tardenois et du Valois (02), et sur les petites terres de l'Oise (60) ;
- betteravier « spécialisé », avec un système colza d'hiver, blé tendre, orge d'hiver, betterave (*Beta vulgaris*) et blé tendre pour les ZAR du Laonnois et du Saint Quentinnois-Vermandois (02), les limons de l'Oise (60), et dans la Somme (80), le Nord (59) et le Pas-de-Calais (62).

Les itinéraires techniques associés correspondent à des itinéraires techniques moyens rencontrés dans le cadre du projet AdOu-SY⁵.

Le type de précédent et de suivant, ainsi que la gestion de l'interculture, sont connus pour influencer les pertes par lixiviation. Par exemple, une succession colza-blé peut conduire à des pertes sous argilo-calcaires de type groie moyenne, allant de 35 à 61 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ selon la fertilisation du colza, tandis que l'usage de repousses (blé et colza) peut diminuer ces pertes entre 25 et 30 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ (Reau et al., 2007). De ce fait, le travail en fréquentiel a permis de se focaliser sur deux intercultures différentes d'une même rotation une même année :

- une interculture courte entre le colza et le blé tendre avec repousses de colza et
- une interculture longue entre le blé tendre et la betterave avec couvert de moutarde.

Afin de considérer les possibles variations de durées de couverture pendant l'interculture, deux durées extrêmes ont été testées : une durée minimale dite réglementaire et une durée maximisée considérée plus vertueuse.

Gestion et traitement des données

Toutes les données ont été collectées et traitées sous R (R Core Team, 2016) avec les packages `data.table` (Dowle & Srinivasan 2020), `tidyverse` (Wickham et al., 2019) et `patchwork` (Lin Pedersen, 2020). Le rapprochement d'une ZAR à une station ou maille climatique a été réalisée sur base des points GPS via le package `sp` (Pebesma & Bivand, 2005 ; Bivand et al., 2013). Les données brutes journalières de Syst'N® ont été importées via le package XML (Temple Lang, 2020).

Les analyses se sont focalisées sur les données journalières :

- d'azote minéral du sol,
- d'azote des plantes (pour vérifier le déroulement des simulations),
- d'humidité des horizons de sol paramétrés,
- de précipitations,
- de lame drainante et
- de quantités d'azote lixiviées.

Le créneau de prélèvement des RDD proposé, évoluant chaque semaine au fil des précipitations réelles de la semaine précédente, correspond à la date de début de remplissage du dernier horizon paramétré et à la date de fin de remplissage de cet horizon.

Résultats

Dans Syst'N®, une situation (unité de simulation) correspond au croisement d'un système de culture, avec un itinéraire technique, sur un type de sol et sous un climat. Pour chaque ZAR, une station climatique est associée. Chaque climat est subdivisé en trois projections climatiques à court terme. Un système de culture par ZAR est simulé sur un à plusieurs types de sols, mais avec le travail en fréquentiel, deux intercultures selon deux itinéraires techniques à chaque fois sont simulées.

Pour une ZAR avec trois types de sol à simuler, 36 simulations sont donc réalisées par semaine. En couplant le nombre de ZAR et le nombre de types de sols, 831 situations sont simulées hebdomadairement.

Estimation des dates de début drainage et périodes de prélèvement 2019, 2020 et 2021

La diversité des situations pédoclimatiques simulées donne une grande diversité d'évolution du remplissage des horizons de sol paramétrés au cours de ces trois premières années de simulation.

La cranette est un sol superficiel sur sous-sol calcaire, généralement caillouteux (Carte des sols de l'Aisne). Les cranettes sur craie blanche sont plus limoneuses qu'argileuses et la craie fracturée ou cryoturbée offre une meilleure réserve utile qu'un calcaire classique plus dense. De ce fait, seulement deux horizons sont paramétrés pour cette cranette sur craie blanche.

Sur l'exemple (figure 4) de la ZAR de Harly (Aisne, 02), l'évolution de l'humidité du premier et du deuxième horizon de sol fluctue selon la fréquence des précipitations (figure 4A), comme lors des automnes 2019 et 2020, ou l'intensité de ces précipitations, comme en juillet 2021. Cette humidité évolue pour ces deux horizons de cranette limoneuse (figure 4B) entre 23,5 % (l'humidité à la capacité au champ de ces horizons) et 11,9 % (l'humidité au point de flétrissement de ces horizons). Ces deux humidités caractéristiques sont ici très proches du fait d'un paramétrage de la granulométrie très proche (Al Majou et al., 2007).

La phase de remplissage du deuxième horizon débute dès lors que le premier horizon a atteint sa capacité au champ. Ce moment marque le début de la préconisation des prélèvements. Ce dernier est atteint à la deuxième décennie d'octobre 2019, à la première décennie d'octobre 2020 et à la première décennie de novembre 2021. Le remplissage de ce deuxième horizon est assez rapide. Il atteint sa capacité au champ généralement sous une quinzaine de jours, dès la première décennie de novembre 2019, la deuxième décennie d'octobre 2020 et la fin de la troisième décennie de novembre 2021. Ce remplissage marque le début du drainage simulé.

Néanmoins, ces résultats sont assez contrastés pour la ZAR de Harly. Si l'évolution de l'humidité du deuxième et dernier horizon paramétré suit une évolution classique allant du point de flétrissement (au milieu de l'été) à la capacité au champ (à la fin de l'automne) en 2019 et 2020, cet horizon atteint deux fois la capacité au champ en 2021, compte-tenu des fortes précipitations de l'été 2021. Lors de cet épisode de précipitation, le premier horizon dépasse même brièvement la capacité au champ fin juin, entraînant un pic vers le point de saturation, conditionnant du ruissellement et un remplissage brusque du deuxième horizon, entraînant une lixiviation estivale, en lien avec ce fort épisode pluvieux. Le dernier horizon paramétré n'a donc pas atteint le point de flétrissement cette année-là.

De manière globale, dans l'Aisne, le remplissage simulé de l'avant dernier horizon commence dès octobre 2020 et dès septembre 2021 selon les sites et sols, mais en moyenne ce remplissage n'a lieu qu'à la deuxième décennie de novembre 2020 et troisième décennie d'octobre 2021. Le drainage simulé intervient entre la troisième décennie d'octobre 2020 et la première décennie de janvier 2021, et entre la troisième décennie d'octobre et la troisième décennie de décembre 2021.

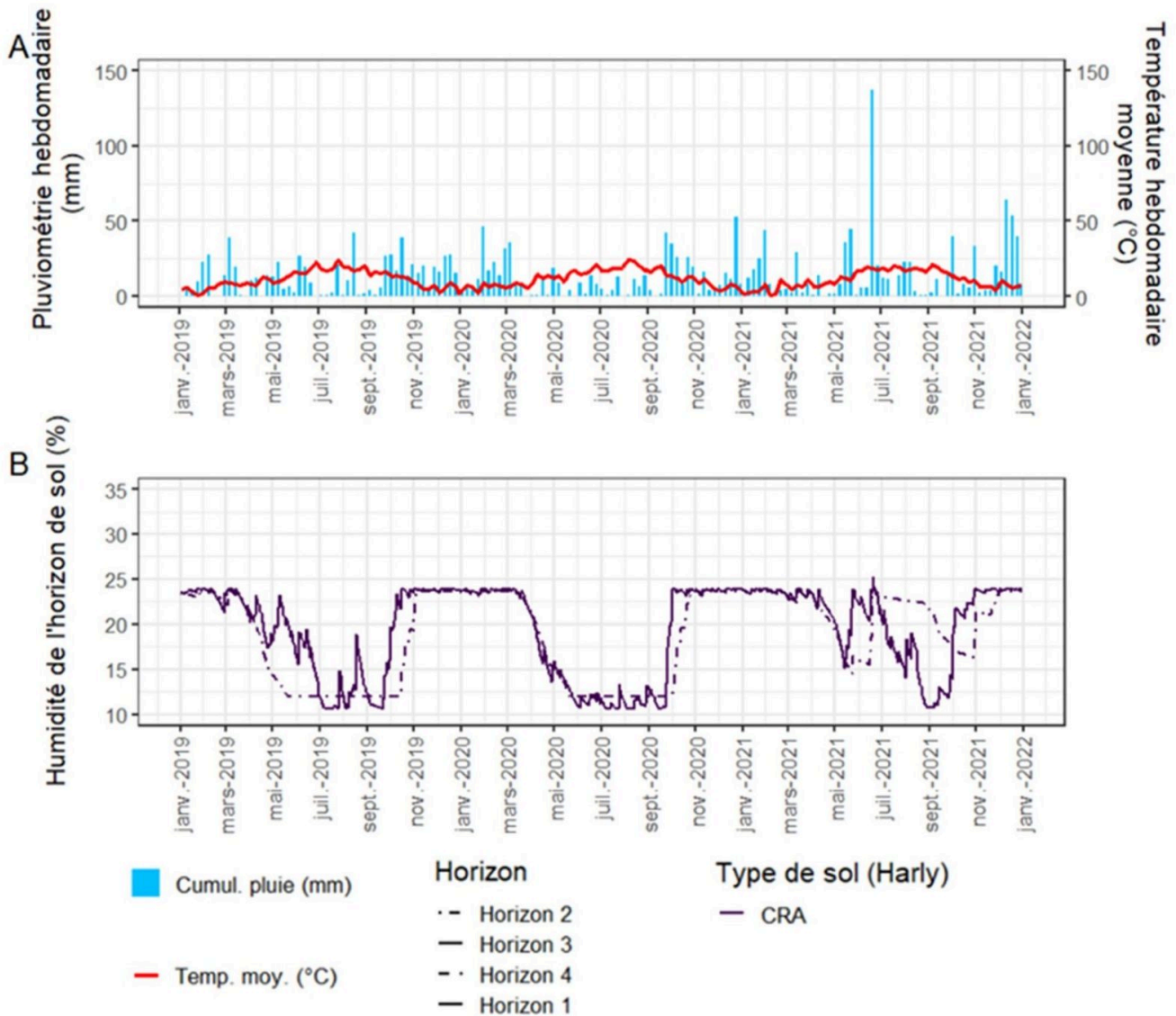


Figure 4. Diagramme ombrothermique hebdomadaire (A) et évolution de l'humidité simulée des deux derniers horizons paramétrés (B) pour la cranette (CRA) de la ZAR de Harly (O2). Les flèches indiquent les moments critiques de remplissage du dernier horizon, entraînant le début des phases de drainage et donc de risques de pertes azotées.

Variabilité des résultats obtenus

Dans l'Aisne, ces dates varient de 50 à 80 jours entre les dates minimales et maximales simulées de remplissage du dernier horizon et donc du début du drainage, selon l'année considérée, la station climatique choisie et le type de sol analysé. Dans l'Oise (60), cet écart varie de 20 à 60 jours tandis que dans la Somme (80) cet écart varie de 60 jusqu'à 100 jours vers le Ponthieu. Dans le Nord-Pas-de-Calais, cet écart varie de 100 à 160 jours.

En 2020, compte-tenu des précipitations importantes d'octobre et décembre, la date de début de drainage simulée était située entre la fin septembre dans les zones à climat océanique (Somme, Pas de Calais) et la mi-janvier dans les zones de climat océanique dégradé (Oise, Aisne et Nord) les plus à l'est. La majorité des situations ayant commencé à drainer avant la deuxième décennie de décembre.

En 2021, compte-tenu des précipitations hétérogènes et importantes du début de l'été, la date de début de drainage simulée était située entre la fin septembre dans le Nord et le Pas de Calais et la mi-décembre dans l'Oise. Dans la Somme le début simulé du drainage est atteint à la deuxième décennie d'octobre tandis que dans l'Aisne, il est atteint à la troisième décennie de novembre.

Le dernier horizon d'une cranette sur craie blanche à Harly se remplit entre le début de la première décennie et la moitié de la deuxième décennie d'octobre 2020, et entre la fin de la troisième décennie d'octobre 2021 et la fin de la troisième décennie de novembre 2021. Ceci marque la variabilité interannuelle pour une même ZAR et un même sol. Une cranette équivalente dans l'Oise débute son remplissage entre la mi-octobre et la mi-novembre 2020 pour l'achever entre la deuxième décennie d'octobre et la deuxième décennie de décembre, marquant l'hétérogénéité des pluviométries à l'échelle d'un département comme l'Oise et de l'ex-région Picardie pour une même année considérée.

Pour une même ZAR comme celle de Lorgies (Nord, 59), l'évolution de l'humidité du sol (figure 5B) selon la pluviométrie (figure 5A) va dépendre du type de sol. Les teneurs en limon fin et grossier d'un limon battant (LBAT) et d'un limon argileux (LARG) restent assez proches pour les conserver dans la même classe de texture moyenne (Al Majou et al., 2007) ; ce qui permet de leur associer des comportements très proches en termes de flux d'eau. Au contraire, la teneur en argile d'une argile limoneuse profonde hydromorphe (ALPH) conduit à une texture très fine et, par conséquent, un comportement différent de celui des limons en termes de flux d'eau.

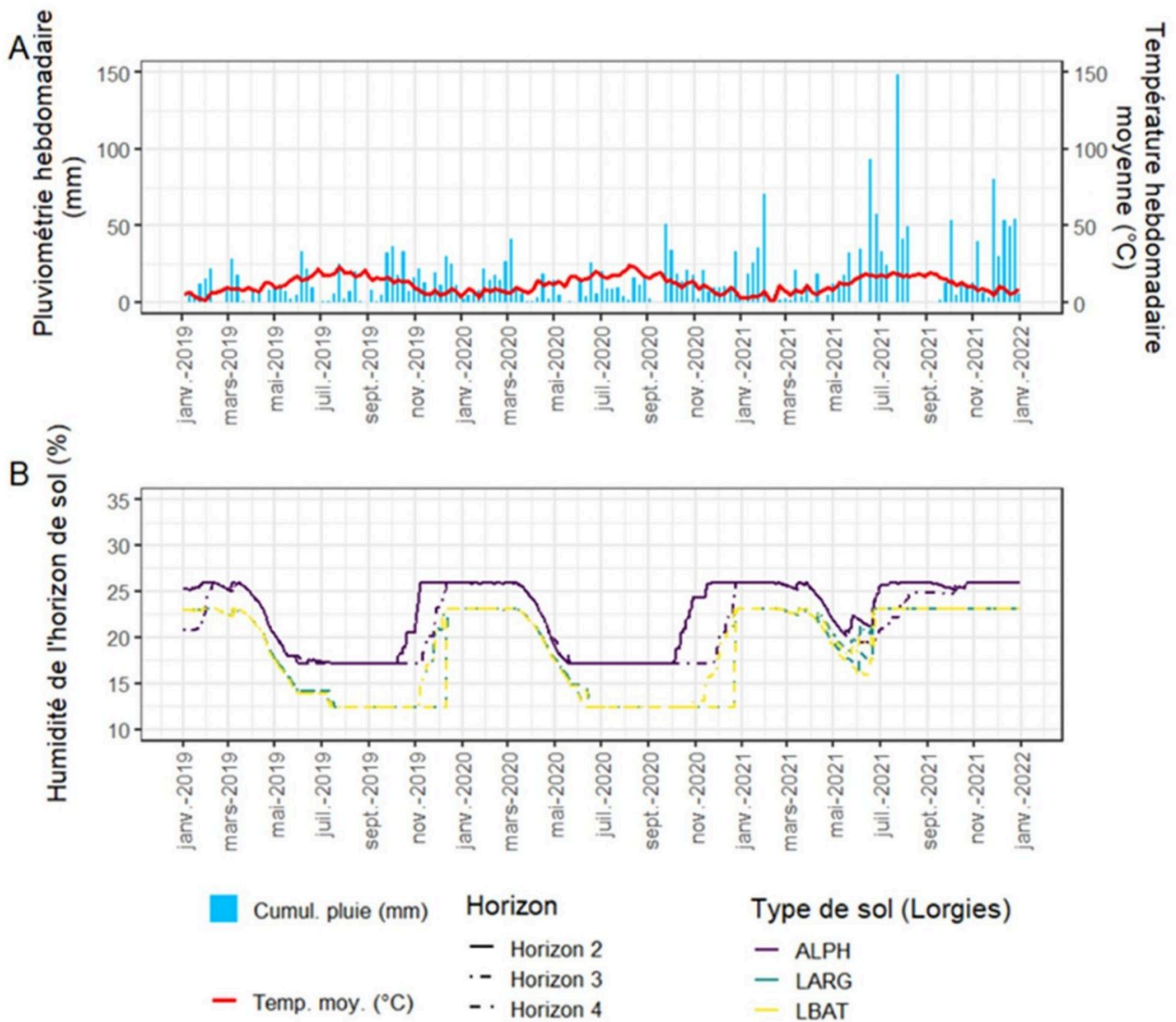


Figure 5. Diagramme ombrothermique hebdomadaire (A) et évolution de l'humidité simulée des deux derniers horizons paramétrés (B) pour trois types de sols de la ZAR de Lorgies (59).

ALPH : Argile limoneuse profondes hydromorphes ; LARG : Limon argileux ; LBAT : Limon battant (Tableau 2).

En 2019 et en 2020, le remplissage de l'avant-dernier horizon paramétré pour l'argile limoneuse profonde hydromorphe (ALPH) commence avant ceux des deux limons, battant (LBAT) et argileux (LARG). Néanmoins, le remplissage du dernier horizon marquant le début drainage n'intervient que début décembre 2019 et fin décembre 2020 pour les trois types de sols.

Les fortes précipitations de juillet et août 2021 (figure 5A) ont rapidement saturé les horizons profonds des deux limons profonds et l'avant-dernier horizon de l'argile limoneuse profonde (figure 5B). De ce fait, du drainage et de la lixiviation ont pu se produire dans les deux limons bien avant l'automne 2021. Cependant, les très faibles précipitations de septembre n'ont pas permis de remplir le dernier horizon paramétré de l'argile limoneuse profonde hydromorphe. Le drainage n'y intervient qu'à la troisième décennie d'octobre 2021.

Outre la texture du sol conditionnant la réserve hydrique dans Syst'N®, la couverture du sol contribue également au régime hydrique de la parcelle, de par son besoin en eau. Pour un même limon argileux profond (LAP) beauvaisien (Oise, 60), l'évolution de l'humidité des deux derniers horizons paramétrés (figure 6B) varie selon l'occupation du sol, comme en automne 2019 :

- sous betterave un peu avant sa récolte et sous colza d'hiver, l'humidité du dernier horizon est proche du point de flétrissement
- sous moutarde ou sous blé tendre, cette humidité est plus importante.

Néanmoins, dans les quatre cas de couverture du sol, le drainage débute autour de la mi-novembre 2019, avec moins de 15 jours de décalage entre le début du drainage sous blé tendre et celui sous colza d'hiver. Le même type de résultats peut être observé à l'automne 2020 et 2021.

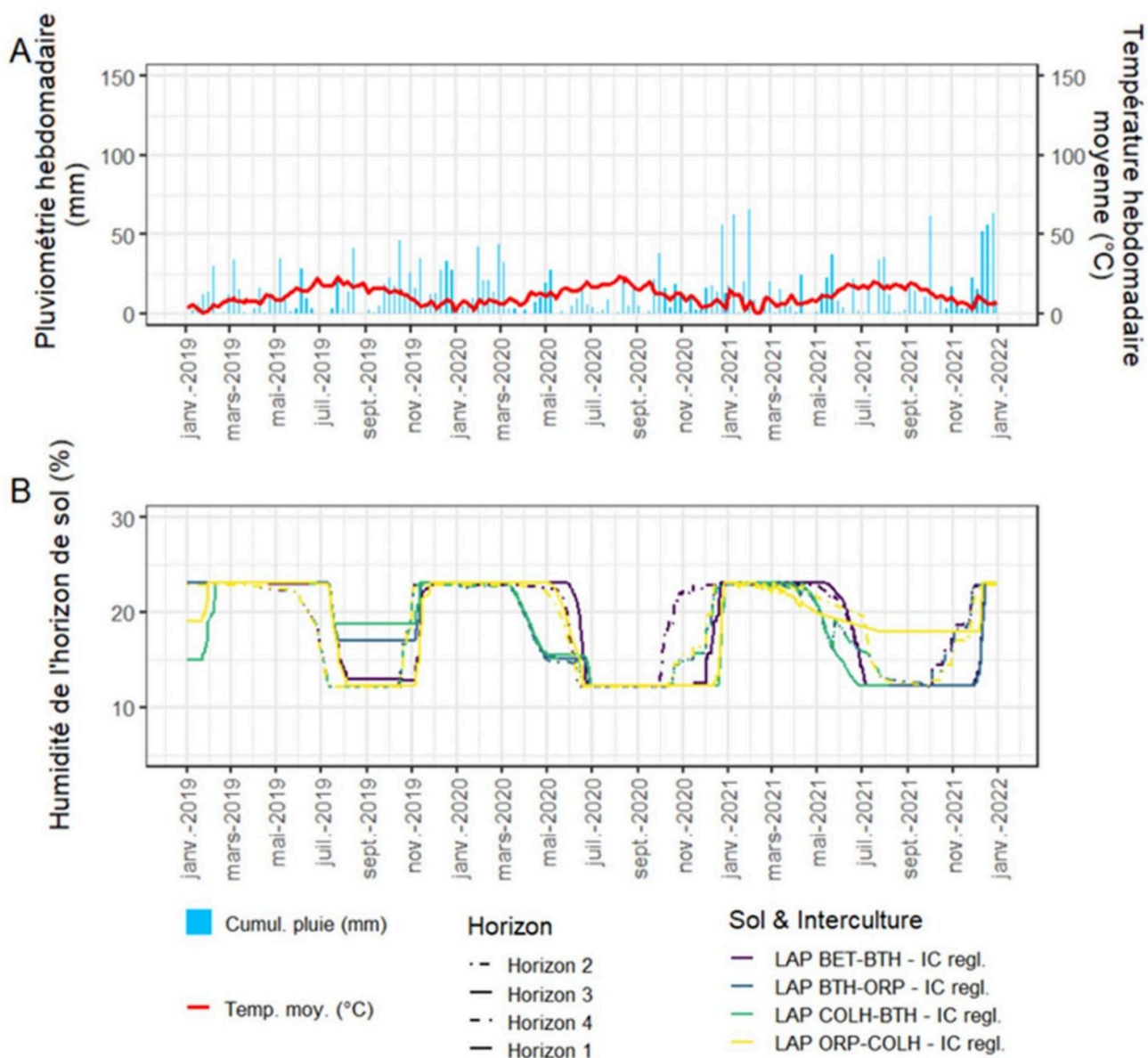


Figure 6. Diagramme ombrothermique hebdomadaire (A) et évolution de l'humidité simulée des deux derniers horizons paramétrés (B) pour les limons argilleux profonds (LAP) de Beauvais, selon plusieurs couples de cultures de précédents-suivants (BET : Betterave ; BTH : Blé tendre d'hiver ; ORP : Orge de printemps ; COLH : Colza d'hiver ; IC regl. = Interculture conservée sur une durée réglementaire avant destruction).

Valorisation des créneaux de prélèvement estimés

La communication des créneaux ainsi obtenus a été réalisée par les Chambres d'Agriculture des Hauts-de-France de manière globale⁶ ou ciblée.

6. <https://hautsdefrance.chambre-agriculture.fr/ressources/documents/le-document-en-detail/actualites/calendrier-des-prelevements-des-reliquats-azotes-debut-drainage/>

Cette publication en ligne a été complétée par trois articles d'information sur les ZAR en 2019, 2020 et 2021, dans la presse agricole locale. Les informations ont également été transmises de manière plus ciblée dans l'ex-région Nord-Pas-de-Calais par mail pour informer les agriculteurs des ZAR déjà formés selon les exigences du dernier PAR.

D'abord présentés au jour simulé près en 2019 et 2020, ces créneaux ont été ensuite diffusés à la décade près en 2021 et pour les années à venir, afin de faciliter l'organisation des préleveurs et laboratoires, notamment dans le cadre de la phase d'accompagnement de groupes pilotes d'agriculteurs dans le cadre du projet GAZELLE.

Discussion

L'estimation de la date de début de drainage et des périodes de prélèvement en 2019, 2020 et 2021 sont assez variables et s'éloignent souvent des dates classiques de prélèvement en entrée d'hiver, recommandées sur la deuxième quinzaine de novembre. Tout écart entre ces deux dates implique donc potentiellement des phénomènes de minéralisation de la matière organique du sol ou des résidus de culture, ou de lixiviation; ce qui complique l'interprétation des reliquats mesurés. La variabilité dans les estimations des dates de début de drainage dépend essentiellement de la pluviométrie passée, qui elle-même dépend de l'année et de la zone climatique considérée.

Si la prise en compte des différents couples « précédent-suivant » est importante pour l'évolution et la gestion de l'azote, elle l'est moins pour prendre en compte l'évolution de l'eau du sol à l'automne. Ce n'est pas le facteur le plus déterminant pour estimer une date de début drainage mais l'état de couverture du sol peut tout de même permettre de mieux préciser cette date.

Les humidités caractéristiques à capacité au champ et au point de flétrissement sont estimées dans Syst'N® par des classes de pédo-transfert régies par un triangle des textures (Al Majou et al., 2007), centimètre par centimètre. Les résultats changent notamment lorsque la texture est plus fine pour le dernier horizon de sol paramétré, avec une granulométrie plus argileuse. L'épaisseur de cet horizon compte dans le temps de remplissage de celui-ci : plus fine est l'épaisseur, plus vite l'horizon se remplit.

Une des plus grandes sources de variabilité observée semble être celle liée au climat. Du fait de deux grandes tendances climatiques dites océaniques (à proximité de la Manche et de la Mer du Nord ainsi qu'en Thiérache à l'est des Hauts-de-France) et océaniques dégradées (vers l'intérieur des terres), la gamme de dates de début du drainage simulée peut fortement varier certaines années et s'éloigner des dates classiquement pratiquées (entre la dernière décade de novembre et la première de décembre).

Une seconde grande source de variabilité observée est liée au climat de l'année. En termes de pluviométrie, l'année 2021 se démarque notamment par des pluies estivales exceptionnelles mais hétérogènes, entraînant notamment un drainage estival.

Faute de données et de ressources humaines associées, les préconisations de dates de début de drainage n'ont pas encore pu être comparées à d'autres données comme des cases lysimétriques, des bougies poreuses ou des piézomètres, voire d'autres méthodes d'estimation comme des mesures d'humidité.

Conclusion et perspectives

La multi-simulation avec un modèle complexe comme Syst'N® peut permettre d'estimer, sur une grande variété de situations, l'évolution des réserves utiles en fonction des précipitations passées et de projections sur des précipitations futures. Celle-ci montre une grande variabilité de dates selon la pluviométrie de l'année, la zone climatique considérée, le type de sol simulé et, dans une moindre mesure, la culture en place.

Cette approche originale, plus précise que les approches simplifiées existantes et qu'une simple date d'entrée hiver, semble donc une bonne option pour répondre au besoin d'estimer une date de début du drainage hivernal et un créneau de prélèvement favorable à un reliquat début drainage permettant d'évaluer l'azote potentiellement lixiviable pendant l'hiver. Néanmoins, la grande variabilité des créneaux ainsi obtenus ne facilite pas l'organisation des préleveurs et des laboratoires d'analyse.

De plus, la quantité de situations à reproduire hebdomadairement implique, sauf ressources informatiques adéquates, un temps d'exécution non négligeable. Mais cette approche complexe permet d'aller plus loin (en estimant à la fois les dynamiques d'eau et d'azote) jusqu'à un RSH simulé et une estimation de la lixiviation hivernale. Le fonctionnement sous projet R permet d'être évolutif et reproductible et à terme de se passer d'interface lorsque l'outil Syst'N® sera accessible par API (Application Programming Interface).

Une piste d'amélioration serait de mieux cibler les situations aux comportements contrastés, tant au niveau pédoclimatique qu'au niveau du système de culture, comme l'intégration de successions culturales incluant des pommes de terre et des légumes dans les systèmes de culture du Nord et du Pas-de-Calais. Cette première piste d'amélioration permettrait par la suite une simplification du plan de simulations réalisé afin de cibler les situations à risque propres aux ZAR, pour un traitement des données plus efficace, ce qui favoriserait la transmission et la pérennité du dispositif.

Un groupe de travail avec les animateurs des territoires concernés, faisant suite aux retours du séminaire, a permis de rendre le dispositif plus opérationnel, plus facilement réalisable et mieux diffusable, pour les années à venir :

- zonage plus restreint des Hauts-de-France en quatorze grandes zones climatiques ;
- focalisation des simulations sur quelques cas-types et un ou deux types de sol par zone ;
- prévisions météo à sept jours prises en compte ;
- indication d'une décade maximale pour le prélèvement afin de faciliter l'organisation des laboratoires et préleveurs ;
- indication du niveau de précipitations nécessaires pour atteindre le début du drainage, données plus explicites pour les agriculteurs et qui permettra une meilleure lisibilité des résultats.

La communication graphique par cartographies via un système d'information géographique est également en réflexion pour faciliter la diffusion et la lecture des résultats obtenus.

Bibliographie

- Agreste Hauts-de-France, 2019. Étude et analyse. 36. https://draaf.hauts-de-france.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/Etudes_et_analyses_No36_-_fertilisation_cle87ac22.pdf
- Agreste Hauts-de-France. 2020. Hauts-de-France: Panorama du monde agricole, forestier et agroalimentaire ». 58. <http://draaf.hauts-de-france.agriculture.gouv.fr/Hauts-de-France-Panorama-du-monde>
- Al Majou H., Bruand A., Duval O., Cousin I., 2007. Comparaison de fonctions de pédotransfert nationales et européennes pour prédire les propriétés de rétention en eau des sols. *Étude et Gestion des Sols*, 14(2), 103-116.
- Beaudoin N., Venet E., Maucorps J., Vandenberghe C., Pugeaux N., Viennot P., Gourcy L., Brayer C., Mchet J.-M., Couturier A., Billy C., Vigour N., Hulin G., Dorel G., Mary B., 2021. Long term response of water and nitrogen fluxes to Good Agricultural Practices at field and catchment scales. *Science of the Total Environment*, 776, 145954.
- Bivand R.S., Pebesma E., Gomez-Rubio V., 2013. *Applied spatial data analysis with R, Second edition*. Springer, NY. <https://asdar-book.org/>
- Brisson et al., 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18 (5-6), 311-346. <https://doi.org/10.1051/agro:19980501>
- Boidron A., 2020. Évolution des systèmes de culture et des reliquats azotés en Hauts-de-France depuis le début de la directive nitrates. Rapport de stage « Recherche et innovation ». France, Angers : École Supérieure d'Agricultures.
- Cailliez, 2016. Gen-CFox – a stochastic weather generator for daily temperature and precipitations : usability for climate change adaptation in agriculture. Vannes – Centre Henri Lebesgue: Chambre d'agriculture de la Creuse. <https://perso.univ-rennes1.fr/valerie.monbet/SWGEN2016/Cailliez.pdf>
- Cameron, K. C., Di H. J., et Moir J. L. 2013. « Nitrogen Losses from the Soil/Plant System: A Review ». *Annals of Applied Biology* 162 (2): 145-73. <https://doi.org/10.1111/aab.12014>
- Compernelle L., Gandon F., Garcia Melo P. L., Pinault M., Vanheeghe A., Delesalle M., Vandoorme B., Taisne E., 2020. *Gestion de l'azote en Hauts de France. Étude*. France, Lille : ISA Lille.
- Cordano, 2017a. RGENERATE: Tools To Generate Vector Time Series. R package. <https://CRAN.R-project.org/package=RGENERATE>
- Cordano, 2017b. RGENERATEPREC: Tools to Generate Daily-Precipitation Time Series. R package. <https://CRAN.R-project.org/package=RGENERATEPREC>
- Cordano E., Eccel E., 2016. Tools for stochastic weather series generation in R environment. *Italian Journal of Agrometeorology*, 3, 31-42. <https://doi.org/10.19199/2016.3.2038-5625.031>
- Cordano E., Eccel E., 2017. RMAWGEN: Multi-Site Auto-Regressive Weather GENERator. R Package. <https://CRAN.R-project.org/package=RMAWGEN>

- Dowle M., Srinivasan A., 2020. Data.table: Extension of data.frame. R package version 1.13.6. <https://CRAN.R-project.org/package=data.table>
- Génermont S., Cellier P., 1997. A mechanistic model for estimating ammonia volatilization from slurry applied to bare soil. *Agricultural and Forest Meteorology*, 88(1-4), 145-167. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(97\)00044-0](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(97)00044-0)
- Hénault C. et al., 2005. Predicting in situ soil N₂O emission using NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology*, 11(1), 115-127. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00879.x>
- Jeuffroy M.-H., Recous S., 1999. Azodyn: a simple model simulating the date of nitrogen deficiency for decision support in wheat fertilization. *European journal of Agronomy*, 10(2), 129-144. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(98\)00059-8](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(98)00059-8)
- Machet J.-M. et al., 2007. *Présentation et mise en oeuvre d'AZOFERT®: nouvel outil d'aide à la décision pour le raisonnement de la fertilisation N des cultures*. France, Blois : Colloque GEMAS-COMIFER.
- Machet J.-M. et al., 2017. A Dynamic Decision-Making Tool for Calculating the Optimal Rates of N Application for 40 Annual crops while minimising the residual level of mineral N at harvest. *Agronomy*, 7(4), 73. <https://doi.org/10.3390/agronomy7040073>
- Morel A., 2020. *Évaluation des démarches de protection de l'eau fondées sur des objectifs de résultats en matière de fuites d'azote. Mémoire de fin d'étude*. France, Montpellier : SurAgro, Montpellier.
- Lin Pedersen T. 2020. Patchwork: The Composer of Plots. R package version 1.1.1. <https://CRAN.R-project.org/package=patchwork>
- Liu J., You L., Amini M., Obersteiner M., Herrero M., Zehnder A. J. B. & Yang H., 2010. A high-resolution assessment on global nitrogen flows in cropland. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107 (17), 8035-8040.
- Mary B., Beaudoin N., Justes E., & Machet J.-M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *European journal of soil science*, 50(4), 549-566.
- Parnaudeau V., Reau R., & Dubrulle P., 2012. Un outil d'évaluation des fuites d'azote vers l'environnement à l'échelle du système de culture : le logiciel Syst'N. *Innovations agronomiques*, 21, 59-70.
- Pebesma E.J., Bivand R.S., 2005. Classes and methods for spatial data in R. *R News* 5 (2). <https://cran.r-project.org/doc/Rnews/>
- Pfaff, 2008. VAR, SVAR and SVEC Models: Implementation Within R Package vars. *Journal of Statistical Software*, 24(4).
- R Core Team, 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical Computing. Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Reau R., Bouthier A., Champolivier L., 2007. *Les pertes d'azote par lixiviation dans les rotations céréalières avec colza*. 8^{èmes} Journées de la fertilisation raisonnée et de l'analyse de terre GEMAS-COMIFER, Blois 20-21 novembre 2007, 11p

Temple Lang D., 2020. XML: Tools for Parsing and Generating XML Within R and S-Plus. R package version 3.99-0.3. <https://CRAN.R-project.org/package=XML>

Wickham et al., 2019. Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>

Wouez D., 2022. L'APL Wallon, outil de contrôle et d'encadrement. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

About the Author

Jean-Christophe Mouny
AGRO-TRANSFERT RESSOURCES ET TERRITOIRES

Synthèse des échanges sur la thématique

Cette troisième session, portant sur le couplage entre mesures REH/APL et modélisation, a mis en évidence comment les outils comme Lixim, STICS et Syst'N® permettaient d'évaluer l'impact des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau, d'estimer le risque de lixiviation ou encore de déterminer les dates de début drainage.

Concernant l'estimation de la date de début drainage à partir de Syst'N®, les échanges à l'issue de cette session ont souligné l'importante variabilité existante entre les dates de début drainage selon les contextes agronomiques et pédoclimatiques au sein d'une même région, soulevant l'intérêt de distinguer le RDD du REH quand la date du début drainage était finement estimée. Ces échanges ont débouché sur la pertinence de mesurer des RDD, à une date fixée à partir d'une estimation fine du début drainage, sur les petits bassins d'alimentation de captage ou auprès de collectifs d'agriculteurs suivis où le nombre et la répartition géographique des RDD à réaliser sont gérables par les préleveurs. En revanche, pour de grands territoires ou de grands collectifs d'agriculteurs, fixer une date de REH à l'avance, est plus simple à mettre en œuvre, d'autant qu'il est possible, via la modélisation, de simuler *a posteriori* le reliquat à la bonne date de début drainage.

Ces échanges ont aussi abouti à une limite de réaliser le RDD à la période réelle de début drainage dans le cas où ce dernier survenait tôt, en septembre-octobre. Cela pourrait en effet être à double tranchant pour l'agriculteur, dont les couverts d'interculture à cette période ne sont pas encore très développés et où les reliquats peuvent être potentiellement élevés. Or un reliquat réalisé un mois plus tard serait probablement plus faible via l'azote absorbé par le couvert qui aurait eu le temps de plus se développer.

Cette session a également soulevé un élément important à prendre en considération pour interpréter les reliquats faits sur 90 cm en sols profonds. Sous l'hypothèse d'un enracinement profond des cultures, il y aurait une surestimation des pertes calculées en ne considérant que 90 cm sur sols profonds. Si des prélèvements au-delà de 90 cm ne sont pas envisageables, la modélisation ou des extrapolations peuvent être envisagées pour considérer l'azote du sol jusqu'à la zone sous-racinaire et prendre ainsi en compte l'azote réellement absorbé par les cultures.

Les retours d'expérience autour de la valorisation des résultats issus des travaux de modélisation (indicateur de risque de lixiviation, date de prélèvement du RDD) montrent qu'il est nécessaire d'accompagner les agriculteurs dans leur appropriation et leur compréhension de ces informations (et non pas qu'ils les reçoivent par courrier ou sans explication orale, voire collective).

CHAPITRE 4. TRAITEMENT DES DONNÉES ET RÉSULTATS

Retour d'expérience sur la mise en œuvre d'une action collective de gestion de l'azote s'appuyant sur la mesure du REH dans les BAC de l'Aisne : la méthode AZUR

JULIEN GAILLARD

Résumé

La mise en place de programmes d'actions dans les bassins de captage dits « Grenelle » a conduit la Chambre d'agriculture de l'Aisne, avec l'appui des instituts techniques, à mettre en place une nouvelle approche de gestion collective de la fertilisation azotée basée sur le suivi du reliquat entrée hiver (REH) : la méthode « AZUR ».

La démarche mise en œuvre à compter de 2012 avec le soutien financier de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie et des collectivités, s'appuie sur un engagement volontaire des agriculteurs à suivre un ensemble de prescriptions visant à optimiser leurs pratiques de fertilisation azotée d'une part, et à participer à un réseau de suivi de reliquats azotés (REH – RSH) à hauteur d'une parcelle fixe par agriculteur d'autre part. Les prélèvements sont réalisés sur trois horizons de 30 cm dans une zone géoréférencée de chaque parcelle à une date déterminée sur la base d'un bilan hydrique pour le REH et autour du 15 février pour le RSH.

Les contrats d'une durée initiale de trois ans ont été reconduits au-delà pour certains, ce qui a permis à la Chambre d'agriculture de l'Aisne d'accumuler des chroniques de données sur six ans pour près de 200 parcelles. La méthode a été par la suite proposée à d'autres collectivités ou gestionnaires d'eau potable souhaitant travailler avec les agriculteurs sur l'amélioration de la qualité de l'eau. Pour la campagne 2020-2021, elle est mise en œuvre sur 60 parcelles réparties sur sept bassins d'alimentation de captage (BAC). Les territoires actuellement suivis sont dispersés sur le département de l'Aisne et occupent des conditions pédoclimatiques variées : limons hydromorphes de Thiérache, sols sableux du Laonnois, Champagne crayeuse... Les cultures rencontrées sont représentatives des secteurs étudiés : base commune de blé, orge, betterave et colza complétés par des cultures plus « locales » : maïs ensilage, pomme de terre, lin, luzerne, pois... en fonction de la localisation du BAC.

Les niveaux de reliquats médians mesurés en entrée d'hiver sont de l'ordre de $60 \text{ kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$ en moyenne depuis le début des mesures. On note néanmoins une forte variabilité annuelle (avec une médiane allant de $34 \text{ kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$ en 2013 à $96 \text{ kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$ en 2020) et entre les territoires, cette dernière étant davantage liée au contexte culturel qu'au contexte pédoclimatique. En effet, la succession culturale reste le facteur d'explication prédominant des valeurs de REH. On distingue des situations à « risque faible » : blé de betterave (REH médian de $37 \text{ kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$), colza de blé ($36 \text{ kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$), interculture longue ($43 \text{ kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$) ; et des situations à « risque plus élevé » : blé de colza ($87 \text{ kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$), blé de légumineuse à graines ($94 \text{ kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$), blé de pomme de terre ($102 \text{ kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$). Ce qui montre la nécessité de travailler à l'échelle de la rotation pour bien analyser les contributions en nitrate.

La démarche d'animation repose sur l'accompagnement individuel et collectif des agriculteurs engagés et gravite autour du REH. Dans ce but, la Chambre d'agriculture de l'Aisne procède à l'analyse annuelle des valeurs de REH au regard du contexte pédoclimatique et des itinéraires techniques mis en œuvre par les agriculteurs. Outre les analyses de statistiques descriptives courantes, la taille réduite des réseaux de parcelles actuellement suivies permet une analyse assez fine de chaque situation relativement les unes par rapport aux autres.

Une fiche de synthèse présentant divers indicateurs (résultat mesuré sur la parcelle de l'agriculteur comparativement aux autres, pertes par lixiviation, minéralisation...) est fournie annuellement aux agriculteurs et sert de support de discussion lors d'entretiens individuels. Un bilan collectif annuel est également proposé chaque année.

Contexte et objectifs

Suite au Grenelle de l'environnement (2009), les services de l'État ont constitué une liste de 507 captages d'eau potable dit « Grenelle » au niveau national, sur lesquels doivent être menées des actions volontaires de reconquête de la qualité de l'eau. Six captages du département de l'Aisne furent concernés, tous à enjeux nitrate.

Lors des premières discussions visant la mise en place de programmes d'actions, il a d'abord été envisagé de proposer aux agriculteurs la mesure agro-environnementale territorialisée (MAET) Ferti01 « limitation de la fertilisation totale et minérale azotée sur grandes cultures et cultures légumières » dont le principe est de verser une aide financière en contrepartie d'un plafonnement des doses d'azote. Cependant les représentants de la profession agricole ont préféré s'orienter vers une mesure sans financement directe à l'exploitant et ne pénalisant pas la production.

En conséquence, la Chambre d'agriculture de l'Aisne, avec l'appui d'Arvalis et de l'Association Générale des Producteurs de Blé et autres céréales (AGPB), a proposé une nouvelle approche de gestion collective de la fertilisation azotée basée sur le suivi du reliquat azoté dans le sol en entrée d'hiver (REH). Cette approche qui constituera le socle des programmes d'actions en place sur les captages à enjeux nitrate prendra le nom de méthode « AZUR ».

Les objectifs d'AZUR sont :

- de montrer que la profession agricole sait se mobiliser sur des actions environnementales ;
- de proposer un cahier des charges avec des mesures facilement applicables et donc, potentiellement appliquées par tous les agriculteurs du territoire ;
- de proposer des actions efficaces, d'un point de vue environnemental, et agronomiquement intelligentes ;
- d'éviter des plafonds d'azote pénalisant la production.

AZUR : principes et mise en œuvre

En pratique, AZUR repose sur deux volets : optimisation de la gestion de l'azote d'une part et suivi des résultats via la mesure de REH d'autre part.

Ainsi, les agriculteurs se sont engagés volontairement pour une durée initiale de trois ans au cours de laquelle ils ont dû mettre en œuvre les actions suivantes :

- respecter la dose bilan déterminée à partir de la mesure d'un reliquat en sortie d'hiver (RSH) ;
- réaliser des mesures de biomasses pour les colzas d'hiver ;
- fractionner les apports d'azote sur le blé (*Triticum aestivum*) en trois apports, sans dépasser 50 kg N.ha⁻¹ et pas avant le 1er mars pour la première fraction ;
- piloter le dernier apport d'azote sur blé avec un outil d'aide à la décision ;
- fractionner les apports d'azote sur les autres cultures d'hiver ;
- implanter des CIPAN en interculture longue ;
- réaliser des analyses d'effluent organique, le cas échéant.

Ces mesures étant à respecter, conformément au plan d'actions en vigueur, soit pour toutes les parcelles cultivées par l'agriculteur au sein du Bassin d'Alimentation de Captage (BAC) ou alors uniquement pour une parcelle, en l'occurrence, celle sur laquelle les mesures de REH sont réalisées.

L'observatoire des REH a été constitué à raison d'une seule parcelle fixe par agriculteur. Les agriculteurs se sont par ailleurs engagés à fournir l'ensemble de leurs itinéraires techniques nécessaires à l'interprétation et à la compréhension des valeurs de REH mesurés.

La méthode AZUR a été mise en œuvre dès l'automne 2012, d'abord sur les BAC « Grenelle » de Landifay-et-Bertaignemont, Wiege-Faty, Morgny-en-Thiérache, Lesquielles-Saint-Germain et Croix-Fonsommes ; puis en 2013, sur le BAC de Marle. Sur ces territoires, la mesure a fait l'objet d'un co-financement direct par l'Agence de l'eau Seine-Normandie (intégrant coût des prélèvements et analyses, et temps d'expertise et d'animation). Initialement prévu pour une durée de trois ans, la méthode AZUR a finalement été reconduite annuellement sur ces territoires jusqu'à la campagne 2017-2018.

Par la suite, l'Agence de l'eau a souhaité basculer sur un modèle de financement indirect en passant par les collectivités gestionnaires des captages. Ces dernières devant dès lors recourir à des offres de marché publics pour leur plan d'actions.

La Chambre d'agriculture de l'Aisne a répondu et remporté plusieurs appels d'offres sur le département en proposant la méthode AZUR : BAC de Licy-Clignon et Monthiers en 2016, Braye-en-Thiérache, Plomion et Guignicourt en 2018. Sur ces territoires, les marchés ont été conduits sur une durée de trois ans.

Au total, la Chambre d'agriculture de l'Aisne a mis en œuvre la méthode AZUR sur une dizaine de BAC depuis 2012 et ainsi accumulé des chroniques de données pour plus de 200 parcelles (tableau 1).

Tableau 1. Territoires sur lesquels la Chambre d'agriculture de l'Aisne a mis en œuvre la méthode AZUR.

BAC	Statut du BAC à la date de mise en place de la mesure AZUR	Début de la mesure	Fin de la mesure	Superficie du BAC	Nombre moyen de parcelles engagées au cours du suivi
Landifay-et-Bertaignemont	Grenelle	2012	2018	8 940 ha	85
Wiege-Faty	Grenelle	2012	2018	1 082 ha	39
Morgny-en-Thiérache	Grenelle	2012	2018	236 ha	14
Lesquielles-Saint-Germain	Grenelle	2012	2018	1 536 ha	35
Croix-Fonsommes	Grenelle	2012	2018	291 ha	5
Marle	/	2013	2018	584 ha	14
Licy-Clignon et Monthiers	Prioritaire	2016	2022	414 ha	6
Chézy-en-Orxois	Prioritaire	2019	2022	51 ha	1
La Ferté-Milon	Prioritaire	2019	2022	184 ha	2
Braye-en-Thiérache	/	2018	2021	477 ha	10
Plomion	Conférence	2018	2021	158 ha	11
Guignicourt	Prioritaire	2018	2021	910 ha	22

Méthode

Engagement des agriculteurs

La méthode AZUR est une démarche collective visant l'amélioration de la qualité de l'eau initialement sur des BAC « Grenelle ». Afin de répondre à cet enjeu, le réseau a d'abord été construit avec comme premier objectif d'impliquer un maximum d'agriculteurs. Un objectif de 80 % des agriculteurs cultivant sur un BAC a été fixé tant pour montrer l'implication de la profession que pour avoir une bonne représentativité et une certaine efficacité. Par la suite, dans le cadre des marchés publics, le nombre d'agriculteurs à engager relevait du cahier des charges du marché considéré.

Afin d'entériner la participation de l'agriculteur, un contrat d'engagement rappelant l'ensemble du cahier des charges AZUR (pratiques recommandées, libre accès pour les prélèvements de reliquats, fournitures de données...) et précisant la parcelle choisie pour la mesure des REH devait être signé. L'engagement était valable pour une durée de base de trois ans.

Concrètement, la signature de ces actes d'engagement a été le plus souvent organisée en deux phases : d'abord une présentation de la démarche en réunion collective suivi par des rendez-vous individuels.

Choix des parcelles

Pour chacun des agriculteurs engagés dans la mesure AZUR, une parcelle fixe a été choisie pour faire partie du panel de mesures de reliquats (REH et RSH). Cela permettait d'avoir une photographie annuelle jugée suffisamment représentative en termes de situation culturale. Dans les cas où des agriculteurs étaient surreprésentés en termes d'occupation du territoire dans le BAC, il était possible d'ajouter des parcelles supplémentaires.

La parcelle a été choisie à l'occasion du rendez-vous d'engagement individuel entre l'agriculteur et l'animateur. Les critères pris en compte dans le choix de la parcelle étaient la représentativité, la sensibilité du milieu, l'homogénéité des sols. Des parcelles *a priori* difficiles à interpréter (sols très hétérogènes, historique particulier, découpages annuels très variables) ou présentant des contraintes techniques au prélèvement (drains peu profonds, gazoduc...) étaient exclues d'office.

Prélèvements et analyses

Une fois la parcelle sélectionnée, la zone de prélèvement est choisie au sein d'une zone homogène à distance des bordures, fourrières, zones de dépôt de fumier, zones susceptibles d'être redécoupées... Cette zone est géoréférencée : les prélèvements sont réalisés toujours au même endroit d'une année sur l'autre.

Date de prélèvement

La date de mesure des REH est déterminée sur la base d'une estimation du remplissage de la réserve utile des sols au moyen de bilans hydriques : pour chaque BAC, des bilans hydriques sont calculés pour le type de sol majoritaire et deux successions culturales typiques du territoire (ex : blé après colza (*Brassica napus*) et betterave (*Beta vulgaris*) après blé). Ces bilans hydriques sont actualisés toutes les semaines avec les données météorologiques relevées à la station la plus proche des BAC concernés (figure 1). L'ordre d'échantillonnage est transmis au laboratoire lorsqu'on arrive à 90 % de remplissage de la réserve utile (une seule date est fixée pour chaque BAC).

Depuis que cette méthode est appliquée dans l'Aisne, suivant les années et les BAC, les dates d'échantillonnage se sont étalées entre le 30 octobre et le 10 décembre.

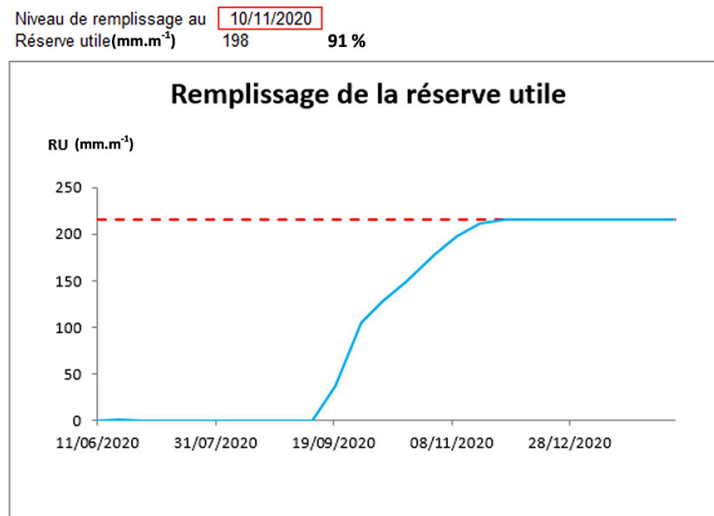


Figure 1. Bilan hydrique pour un sol de type Craie de Champagne en blé après colza.

Méthode d'échantillonnage

Les prélèvements de sol pour dosage de reliquats azotés sont réalisés conformément à la méthodologie recommandée par le LDAR et l'INRAE de Laon : prélèvement « en cercle » de 15-20 m de diamètre au sein de la zone géoréférencée représentative de la parcelle. Les prélèvements sont réalisés par un préleveur agréé du LDAR sur trois couches de 30 cm avec une gouge hydraulique montée sur quad à raison d'une dizaine de carottages par prélèvement.

En pratique et afin de permettre le maximum de prélèvements sur un minimum de temps, les prélèvements sont réalisés sans prise de rendez-vous avec les agriculteurs. La Chambre d'agriculture fournit chaque année la carte actualisée des points de prélèvements ainsi qu'un tableau récapitulatif précisant, pour chaque zone de prélèvement, l'identité et les coordonnées de l'agriculteur, les coordonnées GPS de la zone à prélever et la nature de la culture en place si elle est connue.

Afin de prévenir les agriculteurs du passage du préleveur sur leurs parcelles, la Chambre d'agriculture envoie un SMS la veille de la période d'échantillonnage à l'ensemble des agriculteurs concernés.

Collecte des données

Afin d'interpréter les valeurs de reliquats analysés, il est indispensable d'avoir un minimum d'informations sur la parcelle (type de sol, historique, culture en place...), son itinéraire technique (précédent, fertilisation, cultures intermédiaires (CI)...), et le contexte annuel (rendement, accident cultural éventuel, conditions climatiques...).

À l'exception des conditions climatiques, ces informations sont détenues par les agriculteurs qui doivent donc les transmettre à la Chambre d'agriculture sans filtre réglementaire afin de pouvoir contextualiser les

résultats d'analyses, de comparer les résultats mesurés entre les diverses parcelles, de permettre le calcul des pertes...

Dans le cas de la méthode AZUR, les parcelles analysées étant fixes, le type de sol et le contexte historique sont collectés à l'occasion de l'engagement de l'agriculteur au début de la mesure. Pour la suite, les informations relatives à l'itinéraire technique sont collectées annuellement au moyen d'une fiche de renseignements. Là encore, le fait d'avoir des parcelles fixes permet de vérifier *a minima* certains éléments (tels que la continuité entre la culture précédente et suivante ; les dates de récolte et dates de semis...).

Afin de ne pas solliciter inutilement les agriculteurs, une seule fiche de renseignements est utilisée aussi bien pour le REH que le RSH, à savoir la fiche AzoFert® du LDAR. AzoFert® est le logiciel d'interprétation du RSH développé par l'INRA et le LDAR. C'est un outil basé sur un bilan complet et dynamique qui nécessite donc davantage de données comparativement à un outil statique tels que ceux reposant sur le référentiel du GREN des Hauts-de-France. Il nécessite notamment les dates des interventions (date de semis, de récolte, d'implantation et destruction des CI, l'éventuelle présence de repousses, les apports de produits organiques...) qui sont des informations précieuses également pour comprendre les REH. Le tableau 2 précise la liste des données collectées via la fiche de renseignements AzoFert®.

D'un point de vue pratique, la fiche de renseignements pré-remplie (éléments récurrents tel que le type de sol ou les habitudes culturelles ; culture précédente) est complétée lors d'un entretien entre l'agriculteur et l'animateur courant janvier. À l'occasion de cet entretien, toutes les autres informations (difficultés de levées des couverts, pression parasitaire, etc.) susceptibles d'expliquer les valeurs de REH mesurés et qui ne figurent pas sur la fiche de renseignements sont également collectées.

Sur les BAC où le nombre élevé d'agriculteurs engagés ne permet pas de procéder à ces rendez-vous individuels, les fiches sont envoyées par courrier aux agriculteurs. Ils doivent la remplir et la retourner à la Chambre d'agriculture qui procède à une vérification et rappelle les agriculteurs le cas échéant avant de les retourner au LDAR afin que le laboratoire fournisse directement aux agriculteurs les conseils de fertilisation mi-février. Le LDAR envoie ensuite à la Chambre d'agriculture le récapitulatif des renseignements collectés et des détails des calculs AzoFert®. Les REH de l'année N ne peuvent donc pas être étudiés finement avant la fin de l'hiver de l'année N+1, et en pratique l'étude des résultats est réalisée durant l'été.

Tableau 2. Liste des données collectées via la fiche de renseignement AzoFert®.

Type de sol*	Date d'enfouissement des résidus
Caractéristiques du sol (teneurs en A, S, CaCO ₃ , N total, C, pH, cailloux)*	Type de travail du sol, date de labour
Profondeur de labour*	Apports organiques : nature, quantité, date d'apport
Obstacle à l'enracinement*	CIPAN : nature, date de semis, date de destruction, rendement
Habitude de labour*	Culture
Devenir habituel des résidus*	Variété
Habitude d'apport organique*	Date de semis
Habitude de culture intermédiaire*	Date de récolte prévisionnelle
Historique prairie*	Type d'engrais utilisé
Culture précédente*	Localisation
Rendement du précédent	Irrigation
Fertilisation azotée du précédent	Objectif de rendement
Date de récolte du précédent	Stade végétatif et population en sortie d'hiver (céréales d'hiver)
Devenir des résidus du précédent	État végétatif du colza en sortie d'hiver ou azote absorbé (colza)

* Éléments récurrents qui sont préinscrits sur la fiche de renseignements.

Les autres informations nécessaires sont notamment les données météorologiques : pluviométrie, évapotranspiration, température sur la durée de l'étude. Il est également nécessaire de disposer de références climatiques dites normales. La Chambre d'agriculture utilise le réseau de stations météorologiques régional afin de disposer de données météorologiques à proximité des BAC, au besoin complété par des données Météo France.

Traitement des données et interprétations des REH

L'ensemble des données (résultats d'analyses, informations issues des fiches de renseignements AzoFert®, données météorologiques) est compilé dans un tableur Excel. L'interprétation des REH réalisée dans le cadre de la méthode AZUR repose essentiellement sur l'analyse comparative des valeurs au regard des pratiques et du contexte climatique annuel. Cette analyse est réalisée annuellement selon le déroulé suivant :

a) Contexte « territorial » : contexte pédologique, vulnérabilité du BAC, systèmes agricoles...

La méthode AZUR étant généralement mise en place pour une durée de trois ans avec un réseau de parcelles fixes, l'étude du contexte pédologique et des systèmes agricoles rencontrés est réalisée uniquement la première année de suivi. Il s'agit du descriptif du territoire d'étude, des parcelles suivies (notamment de leurs caractéristiques pédologiques sur la base de la carte des sols de l'Aisne). L'étude des systèmes se limite aux rotations types du territoire et la mise en évidence des différences de systèmes entre les exploitations

concernées telles que la présence d'élevage et l'utilisation de produits organiques, la présence de luzerne dans la rotation...

b) Étude du contexte annuel : climat de l'année, conditions de prélèvement et d'analyse des reliquats, cultures en place.

Le contexte annuel est surtout étudié au travers des conditions climatiques de la période estivale à la date de mesure du REH puis entre la date de mesure du REH et celle du RSH. La première période permettant d'aider à comprendre les valeurs de REH, la seconde d'estimer les pertes par lixiviation. Le paramètre majeur étudié est le régime des précipitations. Les dates de début drainage sont vérifiées *a posteriori* via l'actualisation des bilans hydriques d'une part, et la vérification des humidités mesurées dans les échantillons de sol REH d'autres part.

Pour les BAC sur lesquels peu de parcelles sont suivies, l'assolement de l'année a un impact sur le résultat global du BAC. En effet, par le jeu des rotations, le REH moyen du BAC peut être biaisé par la surreprésentation de certaines successions culturales. On s'attarde donc sur la répartition des cultures, la proportion d'intercultures courtes et longues, la présence de CIPAN, l'utilisation de produits organiques...

c) Analyse des résultats (statistiques descriptives), calcul des pertes

Les résultats de la campagne de mesure de REH sont traités par des statistiques descriptives simples : minimum, maximum, moyenne, médiane, histogramme de distribution des reliquats. Les médianes sont comparées aux résultats des années antérieures sur le même territoire et à celles des autres territoires pour la même année. Les pertes par lixiviation sont calculées avec un modèle de Burns (1976) entre la date de mesure du REH et du RSH.

d) Calcul de REH objectifs

Le calcul d'objectifs de REH est réalisé depuis 2018 à la demande de l'Agence de l'Eau Seine Normandie sur certains BAC de l'Aisne. La méthodologie appliquée repose sur la détermination d'un objectif de concentration en nitrate sous-racinaire et sur le calcul du REH permettant d'obtenir cette valeur (Burns à l'envers). Une seule valeur de REH cible est calculée pour le BAC. Cette valeur est d'abord déterminée *a priori* sur la base de données climatiques moyennes puis est actualisée chaque année pour tenir compte de la météo. L'occupation du sol et les dates de présence des cultures sont considérées fixes sur la durée de l'étude et ne sont donc pas actualisées chaque année.

Le REH objectif est calculé en deux temps :

Étape 1 : déterminer un objectif de concentration sous-racinaire. L'objectif de concentration au captage est fixé par l'Agence de l'eau et/ou la collectivité. Pour faire le calcul, on fait l'hypothèse de transferts uniquement verticaux et homogènes limités au périmètre du BAC. On ne tient pas compte des différences de vulnérabilité liées à l'hétérogénéité des sols et sous-sols. Les concentrations sous les zones autres que des cultures sont fixées et l'objectif de concentration sous culture est calculé par proportionnalité. Les données nécessaires sont donc l'occupation du territoire et les hypothèses de concentration en nitrate hors zones de culture (fixées à 10 mg.L^{-1} sous forêts, 20 mg.L^{-1} sous prairies et zones habitées).

Étape 2 : calcul du REH permettant d'obtenir l'objectif de concentration sous racinaire. Pour cela, il est nécessaire d'estimer le cumul de pluies pouvant provoquer de la lixiviation. Les données nécessaires sont les relevés de précipitations et d'évapotranspiration, les coefficients d'évapotranspiration culturaux et la

réserve utile moyenne des sols du BAC. Les données climatiques sont annualisées et issues de la station météorologique la plus proche. Les coefficients d'évapotranspiration culturaux ont été déterminés pour chaque période décadaire en fonction de l'assolement moyen pour le système de culture de la région (calcul de coefficients culturaux moyens pondérés par les surfaces assolées). Grâce à la carte des sols de l'Aisne, il est possible de connaître avec une bonne précision la répartition des différents types de sols sur le territoire et donc de calculer une réserve utile pondérée. En procédant ainsi, on peut calculer la pluie efficace pour la campagne étudiée ou pour des conditions climatiques normales. La dernière étape consiste à déterminer la valeur de REH en utilisant la relation entre la concentration en nitrate sous racinaire et la pluie efficace. Deux objectifs sont calculés : un REH « *a priori* » sur la base du cumul des pluies efficaces normales ; un REH annuel ou « *a posteriori* », sur la base du cumul des pluies efficaces de l'année.

e) Analyse fine des résultats et recherche de facteurs explicatifs

L'objectif est de mettre en évidence les relations entre les pratiques et les résultats :

- hiérarchie entre les différentes successions culturales : mise en évidence de succession à risque faible/à risque élevé,
- pour chaque succession culturale : recherche des différences en termes de pratiques culturales, de passé des parcelles, de système... pouvant expliquer les écarts mesurés. Les facteurs à étudier sont multiples et variables en fonction de la situation : éléments relatifs au développement des CIPAN pour les intercultures longues (date de semis, durée de végétation, niveau de développement, espèces...), gestion des résidus du précédent, travail du sol, date de récolte du précédent, situation avec surfertilisation importante ou accident cultural, apport organique d'été-automne...

f) Évolution interannuelle des résultats

L'objectif est de mettre en évidence les parcelles génératrices de fort REH et inversement. Cet aspect ne peut être abordé qu'à partir de trois années successives de données. Le tableau 3 illustre la diversité des situations rencontrées dans un même BAC.

Tableau 3. Classification des parcelles du BAC de Guignicourt en fonction des valeurs de REH mesurées au cours des trois années d'études (les valeurs soulignées sont inférieures au 1^{er} quartile de l'année et les valeurs en gras sont supérieures au 3^{ème} quartile de l'année).

Identifiant	REH 2018	REH 2019	REH 2020
6836	83,7	<u>29,7</u>	<u>56,7</u>
7877	<u>57,8</u>	<u>27,2</u>	95,4
4723	<u>53</u>	61	<u>72,8</u>
6808	<u>77</u>	<u>21,5</u>	91,5
7319	<u>77,7</u>	50,4	<u>70,3</u>
7136-2	83,7	45,3	<u>86,7</u>
3730-1	118,2	<u>32,6</u>	-
3730-2	92,2	54,9	<u>79,7</u>
6779	81,5	<u>25,3</u>	134
6983	103,1	52,7	95,9
5198	104	39,5	128,3
6094	<u>72,9</u>	<u>12,6</u>	201,7
6241	<u>48,7</u>	112,1	158,7
3984	118	35,5	170
3634	97,3	60	175,8
5947	165,5	33,7	147,3
7136-1	93,4	45,1	217,1
6161	171,6	85,6	154,9
5322	178,5	145,5	178,3
5326	151,7	326,7	126,2
6369	198,6	139,1	296,5
7209	215,2	64,6	560,1

Valorisation et diffusion des données

Dans le cadre de la méthode AZUR telle qu'elle est mise en œuvre sur les BACs de l'Aisne, les cibles de diffusion des données sont les agriculteurs engagés dans la mesure, les autres agriculteurs du BAC, la collectivité et le financeur.

L'ensemble des données est anonymisé. Les bulletins de résultat d'analyse de reliquats sont transmis chaque année aux agriculteurs engagés et à la collectivité. Une fiche individuelle de résultats AZUR est également envoyée chaque printemps aux agriculteurs engagés. Cette fiche récapitule les résultats d'analyse

de reliquats et est complétée par divers indicateurs (calcul des pertes de nitrate, de minéralisation, synthèse des conditions climatiques...). Elle permet à l'agriculteur de se positionner au sein du panel et donne des pistes d'explications. L'objectif de cette fiche est de servir de support dans le cadre d'entretiens entre agriculteurs et l'animateur. Des entretiens individuels sont en effet proposés aux agriculteurs engagés.

Un bilan annuel est rédigé à destination de la collectivité et de l'Agence de l'eau. Il reprend l'ensemble du descriptif du panel de parcelles, du contexte pédoclimatique, des résultats mesurés, des pratiques de gestion de l'azote (fertilisation, CI...) et conclut sur quelques recommandations.

Ce bilan est également présenté au cours d'une réunion annuelle à laquelle sont conviés les agriculteurs du BAC.

Analyse des résultats

En termes d'engagements, sur les BAC « Grenelle », la Chambre d'agriculture de l'Aisne, avec l'aide de ses partenaires, a pu atteindre un taux d'adhésion de 79 % des agriculteurs.

Concernant l'analyse des résultats des REH, la Chambre d'agriculture de l'Aisne a notamment pu mettre en évidence (ci-après) les cinq principaux facteurs explicatifs des valeurs de REH pour les systèmes d'exploitation et contextes pédoclimatiques étudiés.

Les conditions climatiques (effet annuel)

On a pu observer une importante variabilité des valeurs de REH d'une année sur l'autre (Figure 2 ; une cinquantaine d'observations par campagne de mesure) avec des valeurs médianes pouvant aller du simple au double pour un même territoire.

Cette variation annuelle est essentiellement liée aux températures et au régime des précipitations. Ces deux paramètres influent sur les vitesses de minéralisation et la croissance des couverts en place. Les précipitations influent également sur les pertes par lixiviation, qui ne sont pas censées entrer en compte pour les REH mais concernent surtout les RSH.

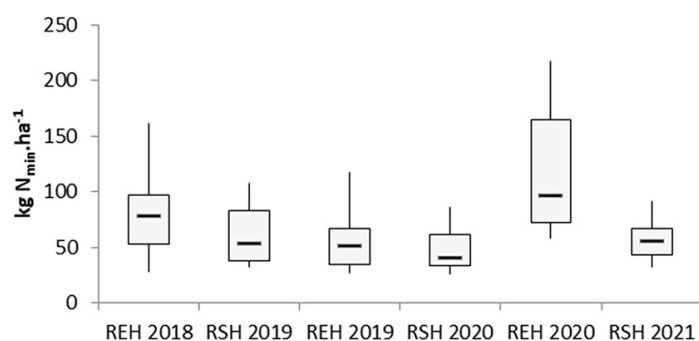


Figure 2. Illustration de la variabilité annuelle des valeurs de reliquats (sur 90 cm ; BAC de Guignicourt, Licy-Clignon, Bray-en-Thiérache et Plomion).

Le contexte agropédoclimatique (effet BAC)

Il s'agit des écarts, pouvant être importants, observés entre les différents territoires étudiés pour une même année. C'est donc un effet cumulé du contexte pédoclimatique et des systèmes d'exploitation puisque d'un territoire à l'autre, les cultures pratiquées variaient de même que le recours aux amendements organiques en fonction de la présence ou non d'élevages.

Tableau 4. Caractéristiques de BAC suivis par la Chambre d'agriculture de l'Aisne et REH moyens (sur 90 cm).

BAC	Types de sol majoritaire	Importance de l'élevage	Cultures principales	Précipitations annuelles	REH moyen 2018-2020
Guignicourt	craie de Champagne, sable calcaire	-	betterave, blé, colza, orge, luzerne	676 mm	112 kg N _{min} .ha ⁻¹ IC ₉₅ % = [91 ; 132]
Braye-en-Thiérache	limon moyen profond, limon moyen hydromorphe	++	betterave, blé, colza, orge, maïs fourrage, pomme de terre, lin	762 mm	74 kg N _{min} .ha ⁻¹ IC ₉₅ % = [77 ; 123]
Plomion	limon moyen hydromorphe	+++	maïs fourrage, blé, colza, orge, pomme de terre	762 mm	100 kg N _{min} .ha ⁻¹ IC ₉₅ % = [37 ; 109]
Licy-Clignon	limon argileux profond	+	betterave, blé, colza, orge	708 mm	78 kg N _{min} .ha ⁻¹ IC ₉₅ % = [62 ; 94]

La succession culturale

Il s'agit du facteur explicatif majeur, toutes choses égales par ailleurs. Une hiérarchie est systématiquement mise en évidence en fonction de la nature du couple précédent cultural – culture suivante et de la gestion de l'interculture qui en découle (figure 3). On peut ainsi distinguer :

- les successions à « risque faible ». Il s'agit des successions pour lesquelles le précédent génère des reliquats post-récoltes faibles et/ou le couvert en place avant la date de début drainage a une bonne efficacité d'absorption de l'azote minéral disponible dans le sol. On retrouve dans cette catégorie les blés de betteraves (précédent récolté tardivement et sans senescence avant la récolte), les colzas de céréales à paille (culture implantée tôt avec une forte capacité d'absorption de l'azote durant l'automne) et les céréales à paille suivie d'une CIPAN. Pour ces deux dernières situations, les apports organiques éventuellement effectués en fin d'été ou automne ne remettent pas en cause leur classement. On retrouve également dans cette catégorie, les luzernières en place ;
- les successions à « risque intermédiaire ». Il s'agit des situations qui génèrent des valeurs de REH médianes et/ou fortement variables suivant les parcelles et les années. On retrouve ici les céréales d'hiver de céréales à paille et les céréales d'hiver derrière maïs ;
- les successions à « risque élevé » qui génèrent quasi systématiquement des valeurs de REH élevées : céréales d'hiver avec pour précédent des légumineuses à graines, de la luzerne, des pommes de terre, du lin fibre et du colza. Pour toutes ces situations, on est en présence de précédents qui génèrent des reliquats post-récoltes importants suivis par des cultures à faible capacité d'absorption automnale.

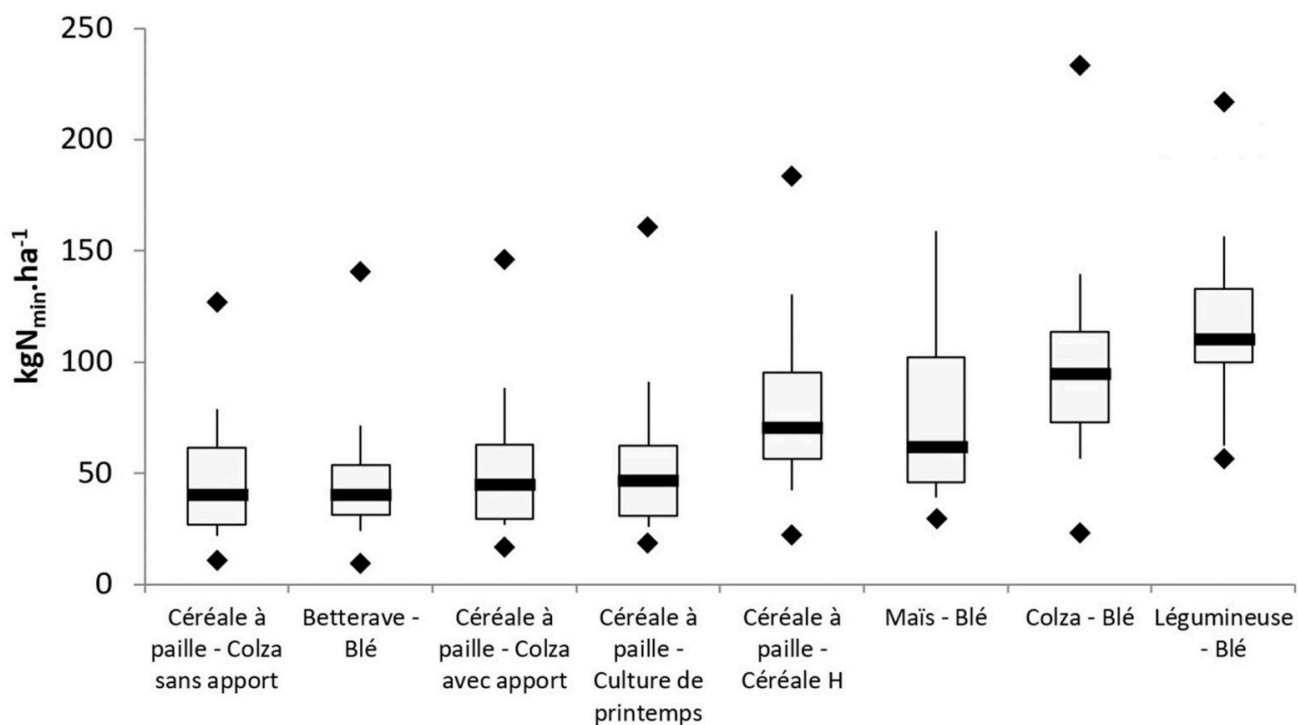


Figure 3. REH 2013 – 2017 suivant le type de succession – BAC AZUR (sur 90 cm).

L'itinéraire technique

Pour une même succession culturale et un même contexte pédoclimatique, nous avons toujours observé une certaine variabilité des valeurs de REH. La confrontation de ces valeurs avec le détail des itinéraires techniques déclarés par les agriculteurs a permis de mettre en évidence l'impact de certaines pratiques dont :

- la date de récolte de la betterave pour la succession betterave – blé (figure 4) ;
- la gestion des pailles du précédent pour la succession blé – blé ;
- la durée de maintien des repousses de colza pour la succession colza – blé ;
- la date de destruction de la luzernière pour la succession luzerne – blé ;
- la présence, nature et niveau de développement des couverts d'interculture ;
- la nature, la quantité et la date des amendements organiques pour les successions avec interculture longue.

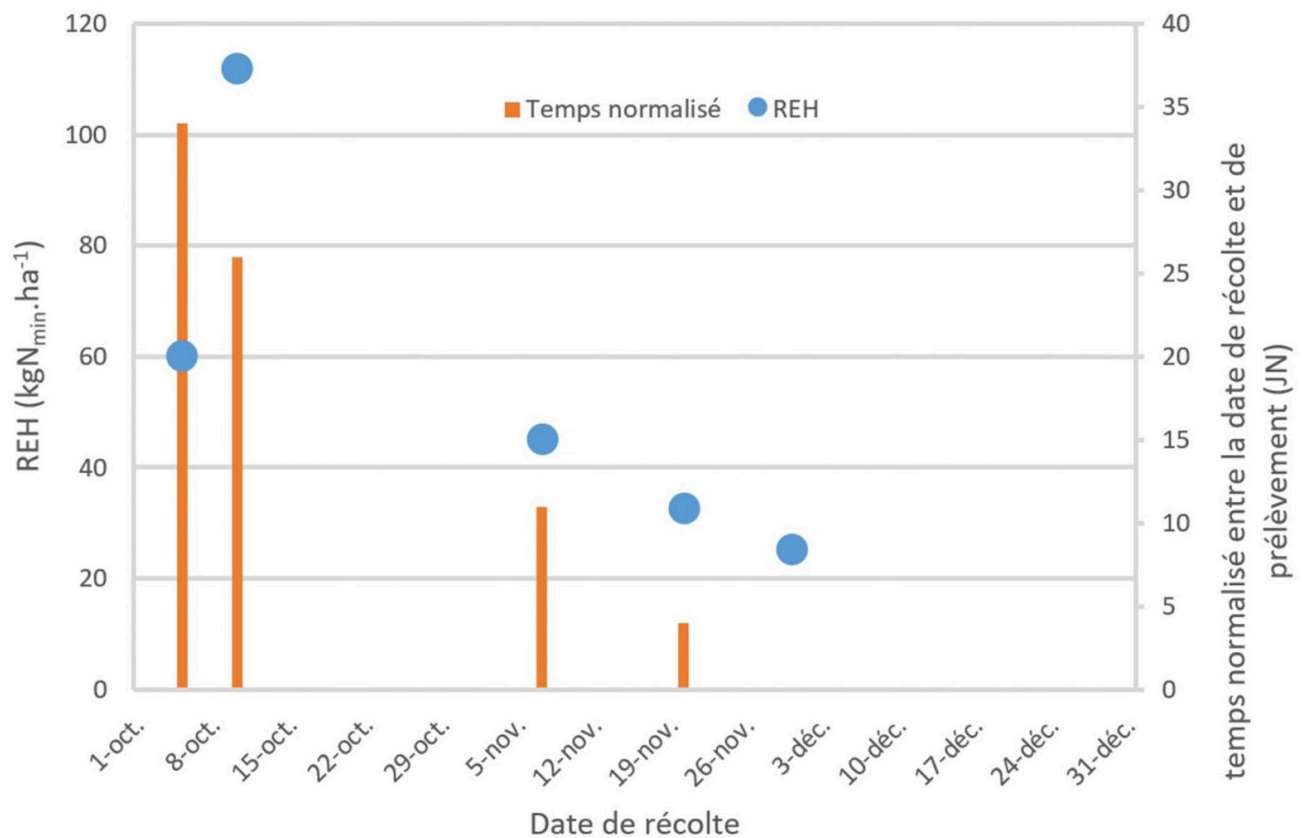


Figure 4. Impact de la date de récolte du précédent betterave sur les REH (sur 90 cm ; BAC de Guignicourt, 2019).

Par ailleurs, au cours des suivis réalisés par la Chambre d'agriculture sur les divers BAC depuis 2012, aucune relation entre la fertilisation azotée du précédent (sur base des déclarations des agriculteurs) et les valeurs

de REH n'a pu être mise en évidence (figure 5), sauf situations exceptionnelles avec accidents culturaux, non récolte et sur-fertilisation extrême.

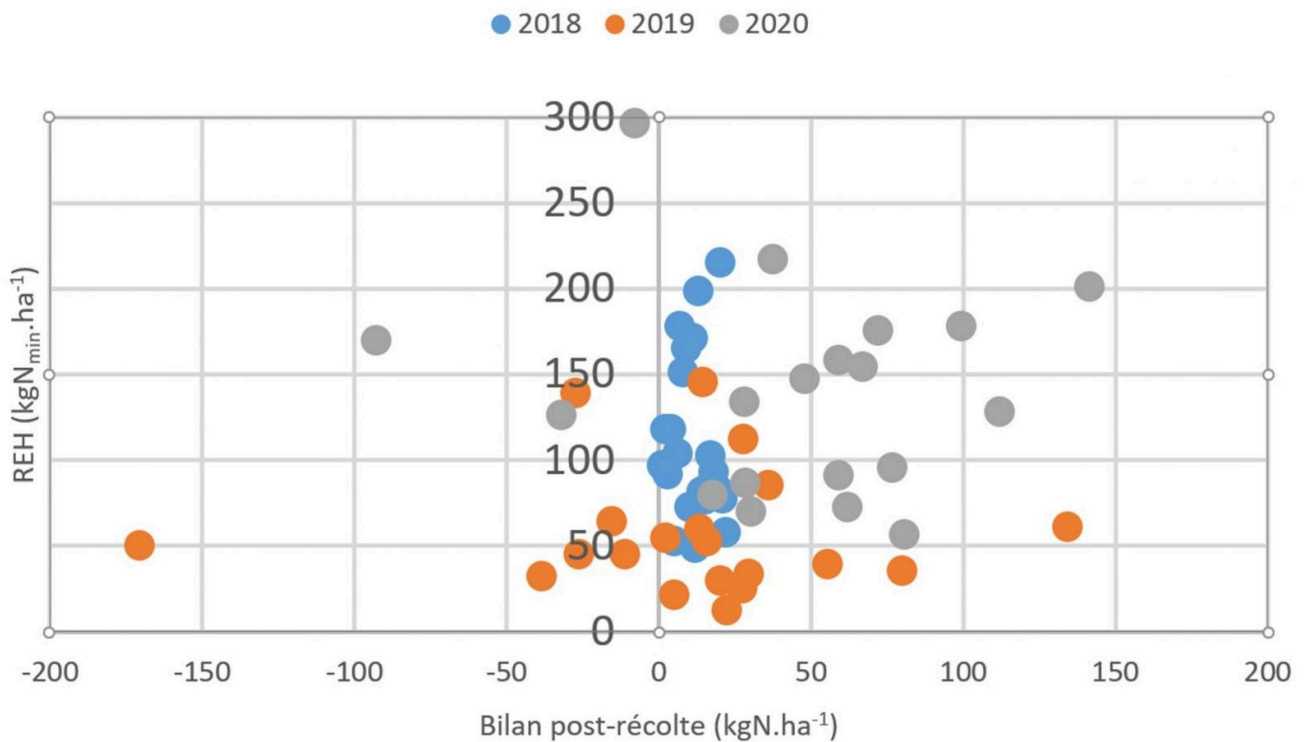


Figure 5. Relation entre bilans azotés post-récoltes et REH (sur 90 cm ; BAC de Guignicourt).

Les effets exceptionnels

Au cours des suivis réalisés par la Chambre d'agriculture, certaines années, des situations particulières impactant les valeurs de REH ont modifié la hiérarchie habituelle entre successions culturales.

On peut citer notamment la sécheresse de fin d'été qui a eu un impact négatif sur le développement des CIPAN et des repousses de colza et donc sur leur absorption d'azote.

On a également pu observer l'impact d'un facteur biotique, en l'occurrence la jaunisse de la betterave liée à une forte pression puceron au cours de la campagne 2020, qui s'est traduit par des reliquats anormalement élevés pour la succession betterave - blé cette année dans les secteurs les plus touchés.

Difficultés rencontrées

Mesure du REH

Date de prélèvement des échantillons de sol

Lors des premières campagnes de mesure de REH réalisées dans l'Aisne sur les BAC Grenelle, les prélèvements étaient réalisés à une date fixe convenue avec le laboratoire. L'expérience a rapidement montré que ce n'était pas une solution viable. En effet, les mesures réalisées fin novembre 2013 (deuxième campagne de mesure de REH dans l'Aisne) se sont avérées *a posteriori* trop tardives compte-tenu des précipitations automnales importantes. Les REH mesurés étaient très bas et leur interprétation délicate compte-tenu de l'incertitude sur la lixiviation. C'est pourquoi il a été décidé de calculer annuellement la date de début drainage pour chaque BAC à partir de 2014.

Organisation des prélèvements

Lors des premières campagnes de mesure, la Chambre d'agriculture de l'Aisne se chargeait de l'organisation des prélèvements (contrats, affectation des préleveurs, organisation du travail, aspects pratiques et documentaires...). Cette activité très chronophage et demandant une organisation sans faille a ensuite été confiée au laboratoire LDAR pour qui la gestion des prélèvements fait partie de ses métiers.

Quelques problèmes d'identification des parcelles ont été rencontrés. En effet, l'organisation impliquait d'envoyer le préleveur sur un BAC pour qu'il prélève des échantillons de sol sur toutes les parcelles en une ou deux journées et sans contact direct avec les agriculteurs. Pour cela, un tableau récapitulatif des parcelles à échantillonner était fourni avec les coordonnées GPS et une carte sur laquelle chaque parcelle était identifiée par son numéro. Cependant chaque année, des agriculteurs n'ayant pas vu le préleveur dans leur champ ou ne trouvant pas de trace de roues, déclaraient que les prélèvements n'avaient pas été faits ou qu'ils avaient été réalisés dans une autre parcelle.

De plus certains agriculteurs ont procédé à des échanges de parcelles, des ventes ou des reprises au cours du suivi ; le plus souvent sans prévenir la Chambre d'agriculture qui se retrouvait alors avec des analyses d'échantillons sans correspondance avec les fiches de renseignements.

La traçabilité des échantillons fut également délicate à organiser puisque les fiches de renseignements accompagnant habituellement les échantillons de sol étaient gérées à part.

Il a donc fallu s'améliorer au cours des campagnes d'échantillonnage successives et quelques années ont été nécessaires pour arriver à une organisation satisfaisante.

Collecte des données auprès des agriculteurs

Les informations sur l'itinéraire technique des parcelles sont fondamentales pour comprendre et interpréter les mesures de reliquat. Cependant, quel que soit le territoire étudié, la collecte des données a toujours été relativement difficile. Sur les BAC « Grenelle », les informations devaient être renseignées directement par les agriculteurs via le remplissage de la fiche de renseignements AzoFert®. Bien que cette fiche soit déjà maîtrisée par les agriculteurs puisque utilisée depuis de nombreuses années pour l'interprétation des RSH mesurés au LDAR, un faible taux de remplissage était régulièrement constaté. Il a donc fallu mettre en place une équipe de relecture et de relance téléphonique. Néanmoins, la qualité (ou défaut) de certains renseignements est restée sujet à caution (exemple : l'absence d'information sur des repousses de colza signifie-t-il l'absence de repousses ou est-ce une omission ?).

Par la suite, sur les BAC en marché public, les fiches de renseignements ont été complétées par l'animateur lors d'entretiens individuels avec les agriculteurs, améliorant grandement la complétude et la qualité des renseignements collectés.

Par ailleurs, au cours des diverses campagnes, certaines informations importantes mais manquantes pour comprendre les valeurs de REH ont été mises en évidence, telles que la présence de maladie, le développement des CIPAN, les difficultés de levée de la culture d'hiver, le détail du fractionnement et la valorisation des apports d'azote. Ces informations n'ont pu être collectées que lors de la mise en place d'entretiens individuels pour les derniers BAC étudiés. Une fiche de données complémentaires sur la gestion des intercultures et des repousses de colza avait été proposée sur les BAC « Grenelle » en 2013-2014, mais vu le très faible taux de retour, elle n'a pas été reconduite.

Démotivation des agriculteurs

Sur les BAC « Grenelle » pour lesquelles la méthode AZUR a été mise en œuvre durant six années successives, une érosion de l'implication des agriculteurs s'est notamment traduite par une moindre participation aux réunions d'information collectives et par une plus grande difficulté pour collecter les données. Au final, pour certains agriculteurs, la démarche innovante et intéressante est devenue une mesure routinière nécessaire au plan d'action du BAC. En cause vraisemblablement, le contenu de la méthode AZUR ainsi que la démarche d'accompagnement et l'animation proposée qui n'ont pas évolué au cours du temps.

Difficultés d'interprétation

Malgré les données collectées sur les itinéraires techniques, les échanges avec les agriculteurs et avec les experts (INRAE, LDAR, Agro-Transfert RT), il y a chaque année une part de résultats difficilement explicables. Ces cas sont d'autant plus ennuyeux que ce sont eux qui interpellent les agriculteurs.

De plus, l'analyse des valeurs de REH est essentiellement relative (comparaison des parcelles et des situations entre elles et par rapport à la moyenne du panel) (figure 6) et l'absence de références permettant de juger si le chiffre est plutôt « bon » ou « à améliorer » s'est avérée gênante.

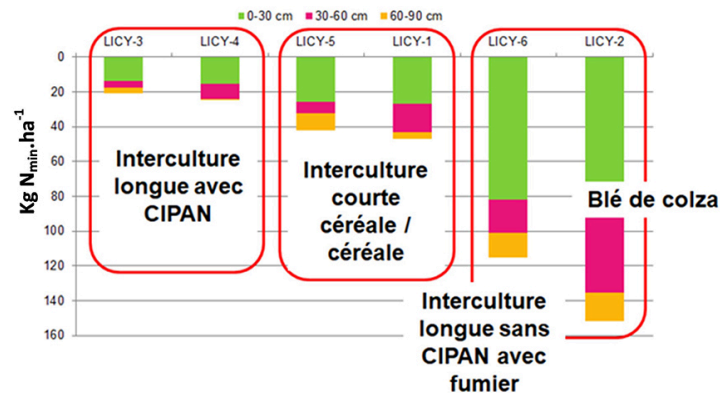


Figure 6. Impact du contexte agronomique sur les REH mesurés sur un BAC (Licy-Clignon, 2016).

Calcul et utilisation des objectifs de REH

La méthode proposée par l'Agence de l'eau Seine-Normandie présente l'intérêt de donner une valeur de référence reposant sur un objectif compréhensible par tous.

C'est un outil intéressant qui a le mérite de chiffrer l'effort à fournir par les agriculteurs. Par contre, son utilisation sur les derniers BAC suivis par la Chambre d'agriculture de l'Aisne a mis en évidence qu'en fonction des systèmes et des contextes pédoclimatiques, l'objectif de REH peut être facilement atteignable dans certaines situations ou à l'inverse complètement inatteignable même avec les méthodes d'optimisation « classiques » de gestion de l'azote sans revoir les systèmes voire l'occupation des sols (figure 7).

La méthode et donc la valeur des objectifs calculés restent sujet à caution au vu du grand nombre d'approximations.

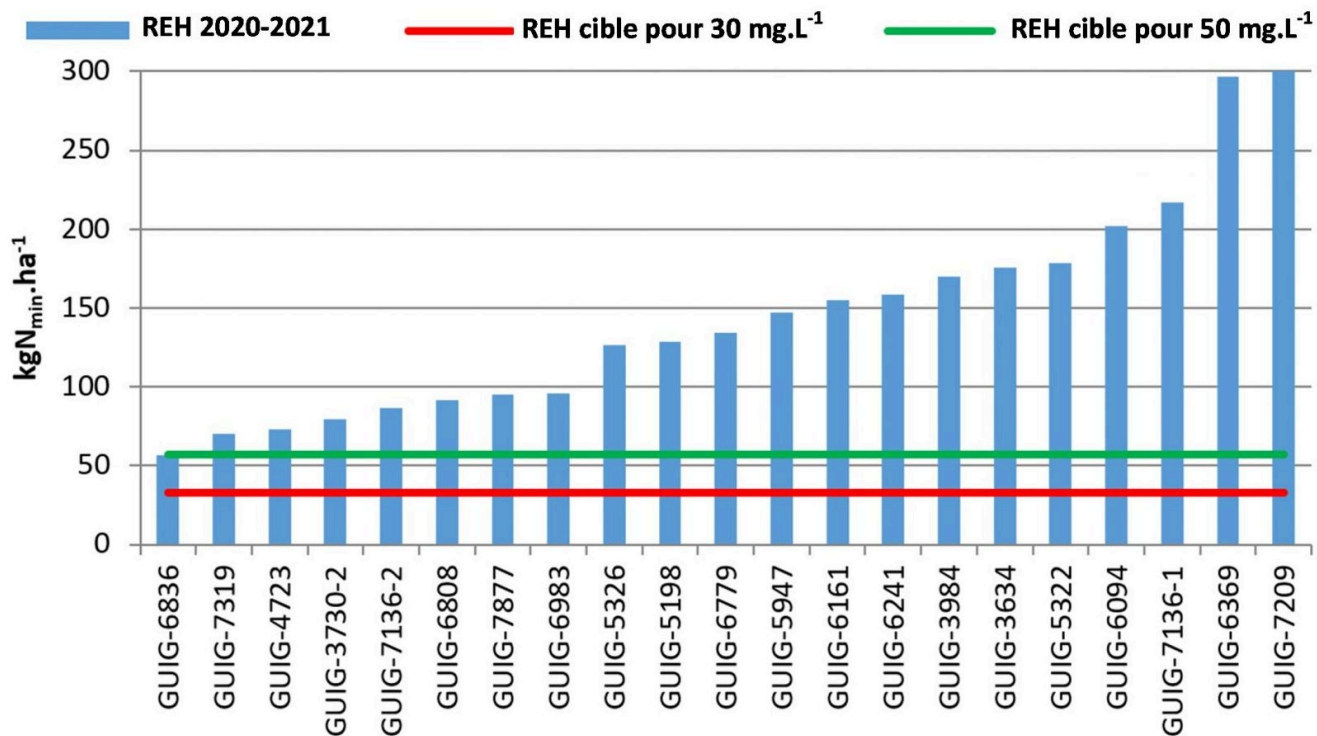


Figure 7. Distribution des REH (sur 90 cm) et comparaison à deux objectifs de résultats dans le BAC de Guignicourt (2020).

Échelle de travail

L'analyse des données dans le cadre de la méthode AZUR s'est surtout concentrée à l'échelle de la parcelle et de la succession culturale.

Pour ce qui est de l'échelle spatiale, bien qu'ayant essayé d'avoir un nombre de parcelles le plus important possible et avec une bonne répartition sur le BAC, il reste difficile d'extrapoler ces données « échantillonnaires » pour avoir une meilleure estimation des contributions agricoles. Par ailleurs l'absence de suivi sur les zones non cultivées ou de prise en compte d'éventuelles sources de pollution non agricoles a souvent été reprochée – à juste titre – par les agriculteurs engagés.

De même, si l'étude des successions culturales a permis de mettre en évidence certaines situations à risques, leur fréquence peut relativiser leurs impacts. Il serait donc nécessaire d'étudier les reliquats à l'échelle de la rotation pour avoir une meilleure estimation des contributions aux fuites de nitrate.

Préconisation et accompagnement des agriculteurs

La méthode AZUR est avant tout un observatoire qui a permis de mettre en évidence les facteurs influençant le REH. Certains de ces facteurs sont liés aux pratiques des agriculteurs, il est donc possible d'en déduire

des recommandations. Cependant l'accompagnement est resté limité à des constats et des tentatives d'explications. L'animation restant très timide sur les recommandations et actions à mettre en place. Par ailleurs, les mesures figurant au contrat d'engagement des agriculteurs sont pour la plupart déjà réglementairement obligatoires.

Dans un objectif d'amélioration de la qualité de l'eau, il serait nécessaire d'aller plus loin sur l'accompagnement au changement des pratiques et aborder également les questions de re-conception de systèmes.

Conclusions et perspectives

La méthode AZUR qui a été mise en place initialement sur les BAC « Grenelle » du département de l'Aisne, à titre expérimental, a répondu à son premier objectif d'implication des agriculteurs dans une démarche d'amélioration de la qualité de l'eau. Elle a également permis d'apprendre à travailler avec ce nouvel indicateur qu'est le REH et de définir des références nouvelles.

Ensuite étendue à d'autres territoires, la méthode a permis d'en apprendre plus sur les facteurs de variabilité dans des contextes variés et notamment l'impact des différentes successions culturales dont certaines étaient inattendues.

AZUR a également permis de confirmer le rôle fondamental de la gestion de l'interculture pour maîtriser les pertes de nitrate ainsi que le rôle marginal de la gestion de la fertilisation azotée minérale de printemps qui constitue pourtant la pierre angulaire du programme d'action de la Directive Nitrates et sans doute l'élément le plus contrôlé.

La mise en œuvre de la méthode a néanmoins été confrontée à des difficultés dont les plus frustrantes, tant pour les animateurs que les agriculteurs, étaient de ne pas pouvoir expliquer certaines valeurs, ou encore les incertitudes sur les contributions à la qualité de l'eau.

AZUR est une première étape dans une démarche d'amélioration de la qualité de l'eau : celle du constat et de la sensibilisation. L'étape suivante, à savoir celle devant inévitablement déboucher sur des changements de pratiques voire une évolution des systèmes reste à construire.

Bibliographie

Burns I.G., 1976. Equations to predict the leaching of nitrate uniformly incorporated to a known depth or uniformly distributed throughout a soil profile. *Journal of Agricultural Science*, 86, 305-313.

About the Author

Julien Gaillard

CHAMBRE D'AGRICULTURE DE L'AISNE

Évaluer les pressions azotées sur quatre bassins d'alimentation de captage dans le nord de la Nièvre par des mesures de REH : comment passer des constats à l'action ?

LISON DELSALLE

Résumé

Quatre captages du nord de la Nièvre, classés prioritaires Grenelle, présentent des teneurs en nitrate importantes, qui avoisinent parfois la norme de potabilité (50 mg.L^{-1}) en période hivernale. Cette eau provient de nappes souterraines situées dans des aquifères karstiques. Les bassins d'alimentation de captage (BAC), de 300 à 2 500 hectares, concernent des zones agricoles de polyculture (colza, céréales, protéagineux, tournesol, maïs...) et d'élevage bovin allaitant. Les sols sont essentiellement argilo-calcaires d'épaisseur variable, avec des taux de cailloux parfois importants.

Sur ces BAC, des programmes d'actions sont mis en œuvre depuis 2013, animés par une cellule d'animation agro-environnementale résultant d'un partenariat entre les différentes collectivités gestionnaires. En 2015, un suivi de l'azote dans le sol des parcelles agricoles des BAC a été proposé afin (1) de capitaliser des connaissances sur le fonctionnement de ces sols, (2) de participer à la compréhension de la dynamique de l'azote dans les sols avant la période de lixiviation, et (3) d'en faire une base de réflexion avec les agriculteurs sur leurs pratiques culturales.

Durant cinq campagnes culturales, 90 à 100 mesures de reliquats entrée hiver (REH) ont été réalisées, couplées à des pesées de biomasse de colza/couverts. La date des prélèvements est décidée d'après le suivi du remplissage des sols par calcul du bilan hydrique. Les points de mesures sont les mêmes d'une année sur l'autre ; pour le plus petit des BAC (224 ha de SAU), les REH ont été mesurés sur l'intégralité des 35 parcelles cultivées, permettant d'estimer les quantités d'azote perdues dans la nappe chaque année à partir des données de pluviométrie.

En parallèle, un REH objectif a été calculé en utilisant le modèle de Burns et selon les caractéristiques des sols : des reliquats en dessous de $50 \text{ kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$ garantissent que l'eau qui percole sous les BAC ne dépasse pas la concentration en nitrate de 37 mg.L^{-1} . Cette valeur est cependant soumise à de nombreuses hypothèses, la rendant valable uniquement sur les sols profonds.

Quant aux résultats, malgré les nombreuses analyses possibles, il est difficile de dégager des tendances. Rares sont les sols profonds qui atteignent l'objectif de $50 \text{ kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$ en entrée d'hiver. Des hypothèses de travail ou des contraintes techniques doivent encore être levées : la caractérisation des taux de cailloux, l'estimation de l'azote dans les sols superficiels (les racines explorent-elles au-delà des centimètres prélevés ?)...

D'autre part, la valorisation des résultats auprès des agriculteurs n'est pas aisée, tant en réunion collective qu'en rendez-vous individuel. Les questions se posent aujourd'hui quant à la poursuite de ce dispositif de mesures, et plus globalement sur la façon d'aborder la gestion de l'azote pour limiter les pertes azotées sous les parcelles des BAC.

Introduction

Le REH est une mesure de la teneur en azote minéral dans le sol et un indicateur permettant d'évaluer les risques de pertes vers les nappes captées pour l'eau potable. Il permet également de susciter des réflexions et des adaptations de pratiques chez les agriculteurs.

Encouragé par des financeurs publics tels que les agences de l'eau, il est mesuré depuis six ans dans une centaine de parcelles de bassins d'alimentation de captage dans le nord de la Nièvre.

Comment valoriser les résultats et mobiliser autour de cet indicateur ? Comment faire du REH un véritable outil d'animation et d'aide à la décision pour passer à l'action ?

Des campagnes de mesures de reliquats depuis 2015 sur des zones à enjeu « eau »

Quatre captages du nord de la Nièvre, classés prioritaires Grenelle, présentent des teneurs en nitrate importantes qui avoisinent parfois la norme de potabilité (50 mg.L^{-1}) en période hivernale. Cette eau provient de nappes souterraines situées dans des aquifères karstiques. Les bassins d'alimentation de captages (BAC), de 300 à 2 500 hectares, concernent des zones agricoles de polyculture (colza (*Brassica napus* L.), céréales, protéagineux, tournesol (*Helianthus annuus*), maïs (*Zea mays*)...) et d'élevage bovin allaitant. Les sols sont essentiellement argilo-calcaires d'épaisseurs variables, avec des taux de cailloux parfois importants, excepté sur le BAC de la Fontainerie où des sols limono-argileux profonds sont bien présents (figure 1).

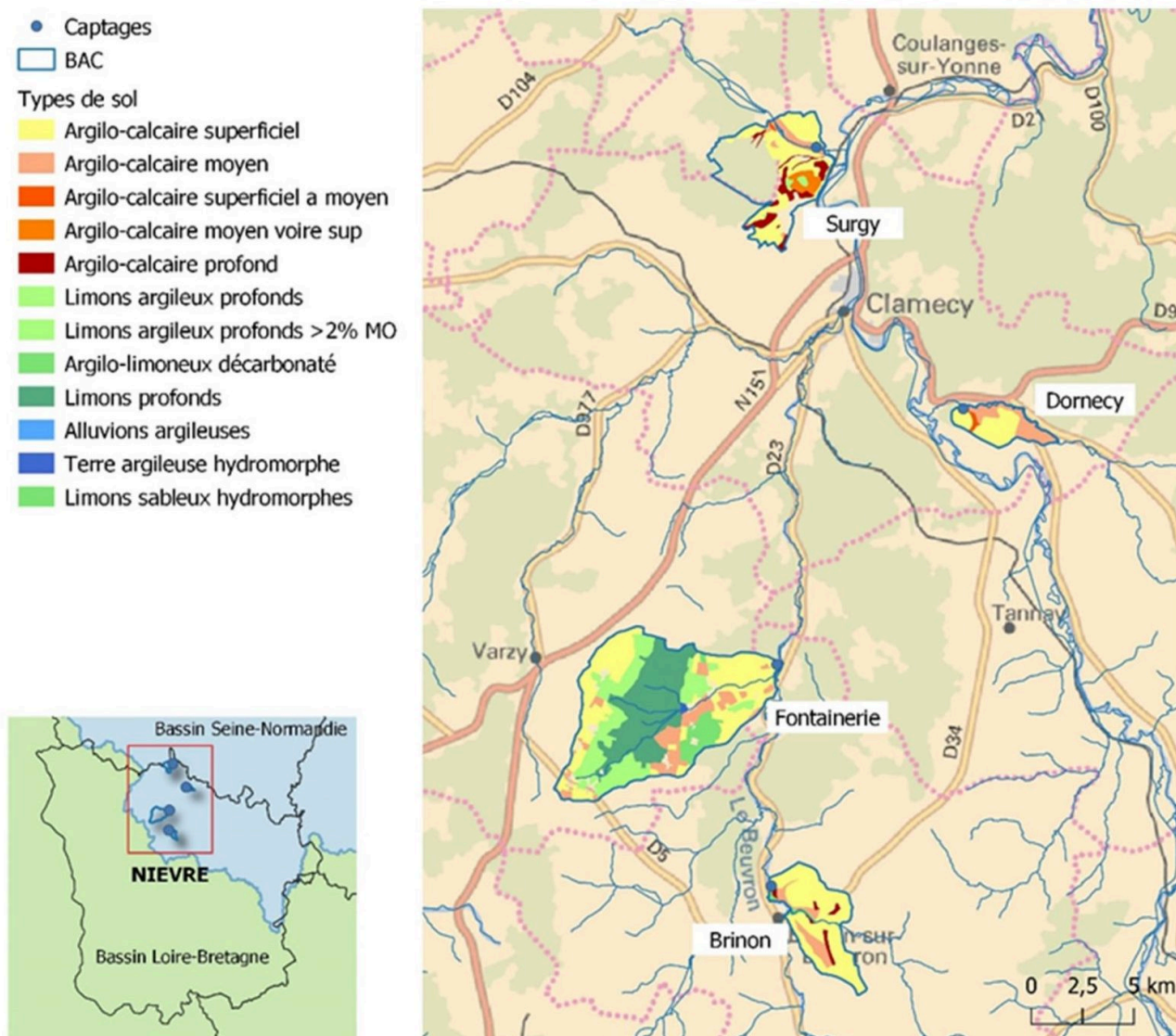


Figure 1. Localisation des bassins d'alimentation de captages et description des types de sol.

Pour protéger ces captages et reconquérir la qualité de l'eau, des programmes d'actions sont mis en œuvre depuis 2013 et animés par une cellule d'animation agro-environnementale résultant d'un partenariat entre les différentes collectivités gestionnaires, fédérées par la Ville de Clamecy.

Depuis 2015, un suivi de l'azote dans le sol de parcelles agricoles des BAC est réalisé afin de

1. capitaliser des connaissances sur le fonctionnement de ces sols,
2. participer à la compréhension de la dynamique de l'azote dans les sols avant la période de lixiviation, et
3. en faire une base de réflexion avec les agriculteurs sur leurs pratiques culturales.

À ce jour, six campagnes de mesures de REH ont été menées.

Ces mesures sont financées à 80 % par l'agence de l'eau Seine-Normandie et à 20 % par les quatre collectivités membres de la cellule d'animation.

Le dispositif de mesures

Un échantillonnage représentatif de la diversité des successions culturales

Le choix des parcelles s'est fait la première année du lancement du projet, lors de rencontres individuelles entre l'animatrice et les agriculteurs. L'objectif visé était double : impliquer un maximum d'agriculteurs dans le dispositif (intégrés à partir d'une parcelle dans un BAC) et refléter la diversité des successions culturales et des types de sol.

Chaque agriculteur dispose ainsi d'une à neuf mesures de REH chaque année. Les points sont géolocalisés et positionnés dans des zones représentatives de chaque parcelle. La consigne donnée au préleveur est d'échantillonner la profondeur maximale autorisée par le sol. Selon les parcelles, cette profondeur varie entre 20 et 90 cm (figure 2), ce qui ne facilite pas la comparaison des résultats entre parcelles.

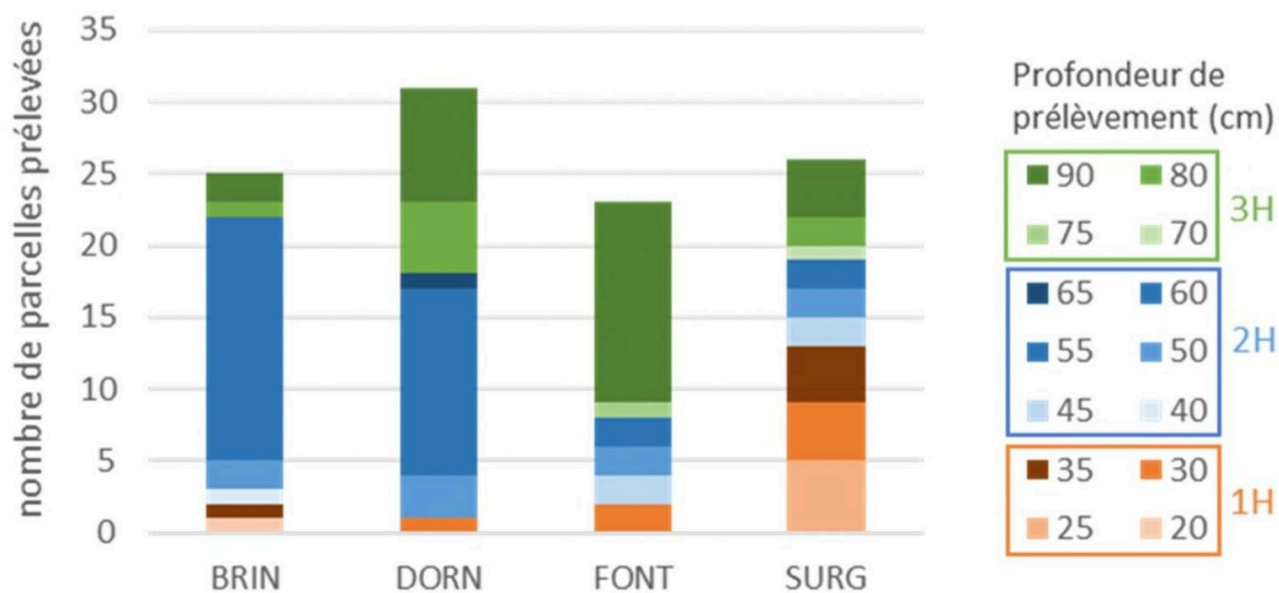


Figure 2. Profondeur de prélèvements dans les parcelles de chaque BAC. BRIN = BAC de Brinon, DORN = BAC de Dornecy, FONT = BAC de Fontainerie et SURG = BAC de Surgy.

Entre les campagnes (années), le nombre de parcelles fluctue : des parcelles ayant subi un retournement de prairie temporaire peuvent s'ajouter au dispositif, d'autres sont supprimées selon les résultats des années précédentes (par exemple, dans le cas où le sol s'avère très peu profond (20 cm), ou lorsque deux points

sont mesurés dans la même parcelle avec deux précédents différents et que l'on observe aucune différence quelques années plus tard, etc.). Ces choix sont faits par l'animatrice en accord avec les agriculteurs.

Au total, 35 agriculteurs participent à la démarche, pour des mesures de REH dans 90 à 100 parcelles chaque année. Des mesures de reliquat azoté sont également réalisées en sortie d'hiver (RSH), sur une partie des parcelles du réseau de REH selon la culture à fertiliser au printemps, pour permettre aux agriculteurs d'ajuster leur plan prévisionnel de fumure.

Le BAC de Dornecy, qui a un fort enjeu vis-à-vis du nitrate avec des pics hivernaux de concentration pouvant dépasser 60 mg.L^{-1} dans le captage, a la particularité d'être peu étendu, avec une surface agricole de 224 hectares. Les mesures de REH sont réalisées dans l'ensemble des 31 parcelles cultivées de ce BAC afin d'évaluer les quantités d'azote perdues dans la nappe chaque année à l'aide des données de pluviométrie.

Une modélisation du bilan hydrique pour déclencher les prélèvements

La date des échantillonnages de sol est décidée en fonction du remplissage de la réserve utile en eau des sols par calcul du bilan hydrique. Par défaut, les données utilisées sont celles des sols peu profonds : réserve utile de 60 mm et des sols couverts par une céréale d'hiver. Un tableau excel automatisé permet d'estimer rapidement l'état hydrique des sols, sur la base des observations de la station météorologique de Clamecy.

Cependant, depuis deux années, les prélèvements sont réalisés un peu tardivement, les sols étant déjà saturés en eau et/ou un épisode d'excédent hydrique s'étant déjà produit (automne 2019 illustré à la figure 3). Il n'est pas toujours aisé de déterminer cette date de prélèvement, qui nécessite un suivi fin des données et une coordination avec les contraintes de calendrier du préleveur.

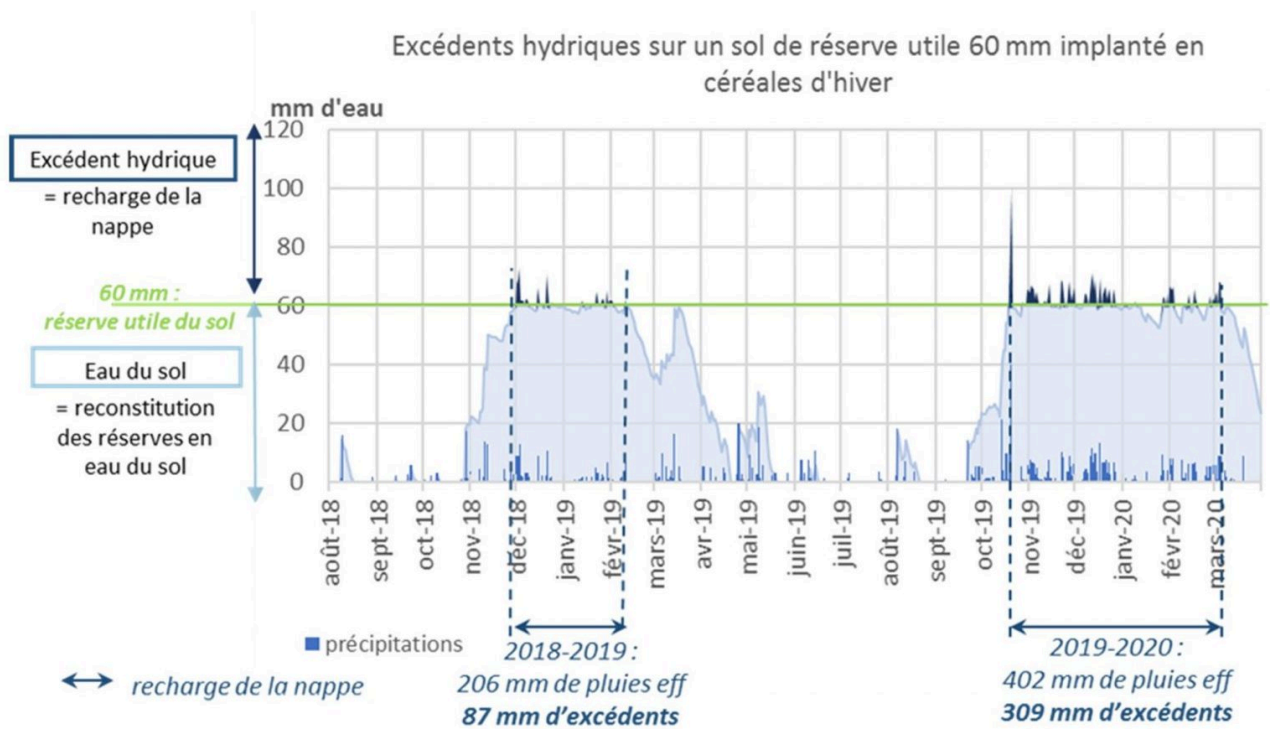


Figure 3. Suivi du remplissage des sols en 2018-2019 et 2019-2020.

Des mesures de biomasse associées aux reliquats pour évaluer « l'azote en jeu » dans la parcelle

Systématiquement, des pesées de biomasse fraîches sont réalisées dans les parcelles de colza et d'interculture longue, le jour du prélèvement de reliquat. L'absorption d'azote par les couverts est estimée avec la méthode MERCI¹, permettant d'évaluer l'azote en jeu dans la parcelle et ainsi l'efficacité du couvert à capter l'azote disponible dans le sol avant l'hiver.

Ces pesées permettent aussi de caractériser les couverts : densité, homogénéité, espèces présentes...

Évaluation du REH objectif

Au-delà des mesures dans les parcelles, il s'agit de les mettre en perspective pour se fixer un cap en matière de limitation de la pression azotée pour les captages. En 2018, des valeurs de REH objectifs ont été calculées pour chacun des BAC, afin de servir de guide pour les agriculteurs et les maîtres d'ouvrage.

Le raisonnement pour calculer ce REH objectif est le suivant :

1. <https://methode-merci.fr/>

1. Quelle qualité de l'eau voulons-nous au captage ?
2. Quelle concentration en nitrate maximale dans l'eau qui percole sous le BAC doit-on fixer pour garantir cette qualité ?
3. Quelles pertes en azote maximale sous les champs cultivés cela suppose-t-il ?
4. Quelle quantité d'azote maximale (REH objectif) doit-on retrouver dans les sols en début de drainage pour ne pas dépasser ces pertes ?

Les calculs sont basés sur le modèle de lixiviation de Burns (1976) qui permet d'estimer la part de nitrate du sol qui est lixiviée pendant la période de drainage. Ce modèle tient compte des caractéristiques des sols (épaisseur, humidité volumique à la capacité au champ) et de la lame drainante, dépendante de l'occupation et de la réserve utile du sol.

Ainsi, un calcul a été réalisé pour chaque parcelle des BAC selon le type de sol (basé sur les études pédologiques disponibles) et le type de couvert végétal (prairie, culture, forêt), en estimant une lame drainante moyenne sur base de 10 années de données pluviométriques. La profondeur d'enracinement a été fixée à 90 cm par défaut. Cette hypothèse peut être discutée, car 30 % des échantillons ne sont pas prélevés au-delà de 30 cm de profondeur et près de 40 % à 60 cm seulement.

Les résultats indiquent une concentration en nitrate de la lame drainante sous cultures de 50 à 65 mg.L⁻¹ selon les BAC (pour un objectif fixé à 37 mg.L⁻¹ dans l'eau captée), soit une perte de 24 à 31 kg N.ha⁻¹. Le reliquat objectif, s'il peut varier d'un type de sol à l'autre, a été fixé à 50 kg N_{min}.ha⁻¹ pour faciliter la démarche par la suite, quels que soient les parcelles et le BAC.

Cette valeur objectif est ainsi soumise à de nombreuses hypothèses, la rendant valable uniquement sur les sols profonds. Elle permet toutefois de la comparer aux ordres de grandeur des reliquats mesurés.

Des objectifs rarement atteints et des résultats pas toujours interprétables

Les paramètres influençant les résultats de REH

Les résultats REH sont interprétés à partir de l'azote minéral total : nitrique et ammoniacal. Se pose parfois la question de la prise en compte de l'azote ammoniacal dans son intégralité car certains échantillons présentent une concentration supérieure à 20 kg.ha⁻¹ sur un ou plusieurs horizons.

Par ailleurs, le résultat du REH est dépendant du taux de cailloux estimé et de la texture du sol (qui permet d'évaluer sa densité apparente). Le reliquat est évalué comme suit :

$$\begin{aligned} \text{REH (kg N.ha}^{-1}\text{)} &= \text{N terre sèche (mg.kg}^{-1}\text{)} \times \text{terre fine/ha (t.ha}^{-1}\text{)} \\ &= \text{N terre sèche (mg.kg}^{-1}\text{)} \times \text{prof horizon (cm)} \times \text{Dapp (g.cm}^{-3}\text{)} \times (1 - \% \text{ cailloux}) \end{aligned}$$

- N terre sèche = quantité d'azote minéral mesurée dans la terre sèche
- Dapp = densité apparente du sol (en fonction de sa composition)
- Terre fine/ha = quantité de terre fine à l'hectare

Or, les caractéristiques des sols ne sont pas toujours précisément connues sur les BAC. Si des études pédologiques ont été réalisées au moment de l'évaluation de la vulnérabilité des BAC aux transferts, elles n'ont pas été aussi fines d'un BAC à l'autre (étude de la carte départementale des terres agricoles pour le BAC de la Fontainerie ; sondages tarière plus ou moins nombreux pour les autres BAC). Au fur et à mesure des campagnes de REH, des ajustements ont été nécessaires, à partir des caractéristiques observées sur le terrain par le préleveur (taux de cailloux, profondeur, ...).

Selon les laboratoires, la densité apparente est évaluée à partir de la texture fournie en détail (taux d'argile, sable, limon) ou selon la typologie de sols du GREN², moins précise. Une comparaison réalisée en 2019 sur la base des données brutes (mg.kg^{-1}) a cependant montré que la méthodologie employée par deux laboratoires différents n'entraînait que 2 % d'écart en moyenne sur 77 échantillons.

Cependant, le taux de cailloux peut faire varier de façon conséquente le résultat, car directement lié au calcul du REH. Or il n'est pas toujours aisé d'estimer ce taux, notamment dans les horizons profonds. Des ajustements ont été faits par les préleveurs successifs pour tenter de s'approcher au mieux de leur ressenti sur le terrain (en fonction de la difficulté à prélever). En 2021, suite à un changement de prestataire, le nouveau préleveur a ajusté le taux de cailloux de 37 parcelles sur 105, selon son observation visuelle et la facilité ou non à réaliser le prélèvement. Cela interroge sur la fiabilité des résultats obtenus qu'il ne faut donc pas interpréter au $\text{kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$ près. La question d'une meilleure connaissance et caractérisation des sols sur les BAC se pose aussi, d'autant plus dans un contexte pédologique où les sols sont souvent caillouteux (pour 65 % des sols échantillonnés, la charge caillouteuse est estimée entre 10 à 20 % et pour 15 % des sols, elle est estimée à plus de 20 %).

Interprétation des résultats annuels

Vu le relativement faible nombre de parcelles suivies, il n'est pas possible de réaliser des analyses statistiques poussées. Chaque année, les valeurs sont néanmoins comparées par types de successions de cultures {culture précédente – interculture – culture suivante} catégorisées par profondeur de sols (figure 4). On observe toujours une grande diversité dans les résultats (large amplitude entre mini et maxi). Pour les parcelles où un couvert d'interculture (CIPAN) ou un colza est en place, l'azote absorbé par le couvert est évalué avec la méthode MERCI.

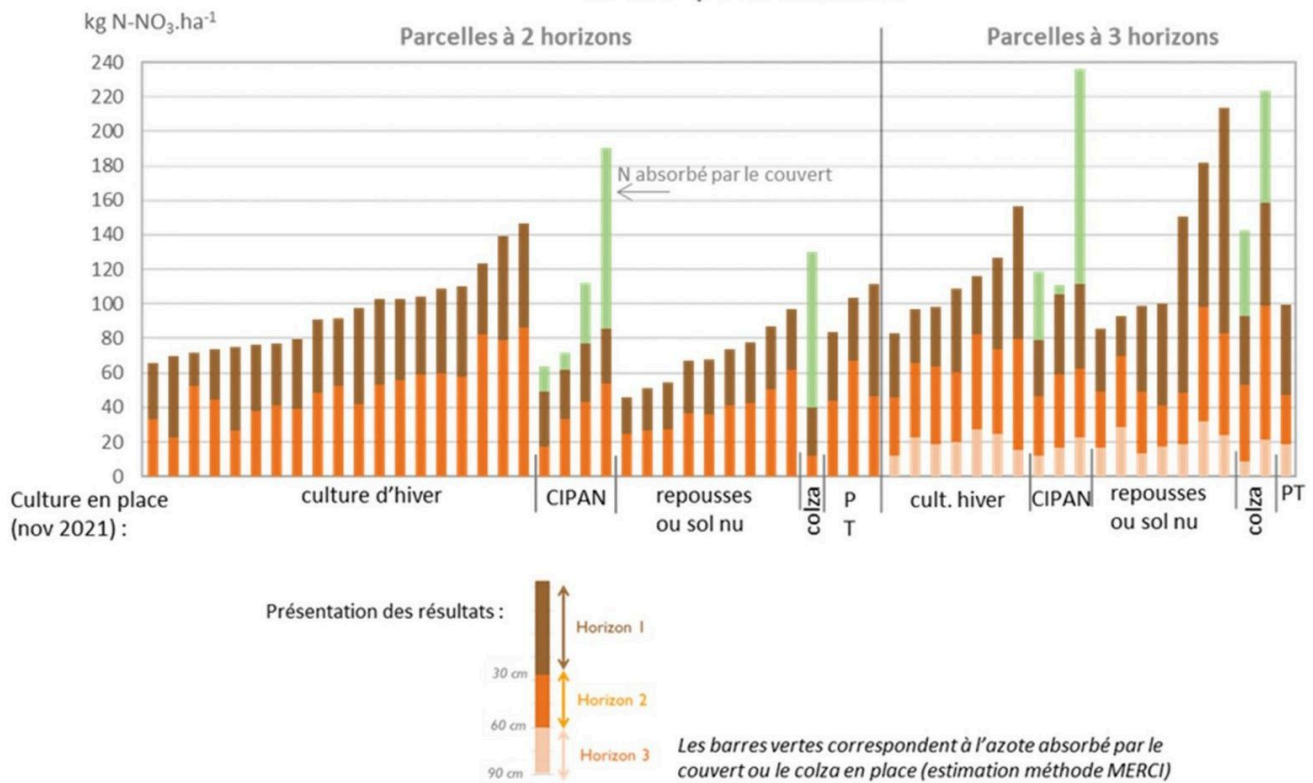


Figure 4. REH des précédents « céréales » (2021). Chaque barre correspond à une parcelle ; les couleurs distinguent l'azote mesuré dans chaque horizon.

Une tentative de mise en parallèle des résultats de REH avec les pratiques de fertilisation (apports de matière organique, restitution des pailles ou non) ainsi que les balances azotées (apports – exports d'azote) n'a pas montré de corrélation probante (figure 5). Une fois encore, le faible nombre de parcelles échantillonnées ne permet pas d'aller plus loin dans les conclusions.

Même avec une faible balance, les reliquats peuvent être élevés. La balance azotée reste un indicateur de « bonnes pratiques de fertilisation » et ne représente pas exactement le stock d'azote dans le sol après la moisson. D'autres facteurs ont un impact sur le résultat du REH, notamment l'historique de la parcelle et la présence (en qualité) d'une CIPAN ou de repousses de colza.

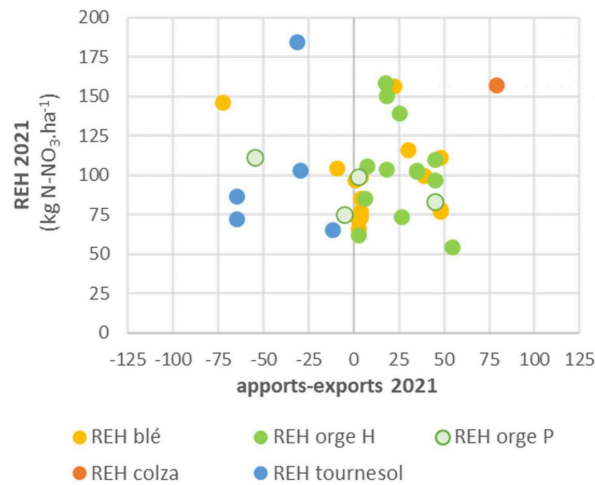


Figure 5. REH en fonction de la balance azotée 2021 ($\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$), pour les sols prélevés à 2 ou 3 horizons.

Quelques conclusions peuvent toutefois être tirées, mais restent très générales :

- L'objectif de $50 \text{ kg N}_{\text{min}}\cdot\text{ha}^{-1}$ n'est quasiment jamais atteint dans les sols profonds.
- Les REH sont souvent faibles après une récolte de maïs (notamment maïs grain irrigué) ou de tournesol, dans ce cas, certainement dû à la dégradation des résidus qui consomme l'azote du sol.
- Les parcelles cultivées en agriculture biologique montrent des résultats dans la moyenne des valeurs.
- Les couverts végétaux, lorsqu'ils sont bien implantés, permettent de limiter la valeur des reliquats. L'azote en jeu (REH + N absorbé par le couvert) est parfois très important.
- Les retournements de prairies permanentes sont visibles plusieurs années après. Concernant les prairies temporaires, l'arrière-effet est marqué (REH élevés) un à deux ans après le retournement.

Analyse pluriannuelle des résultats

Avec six campagnes de prélèvements, une analyse pluriannuelle a été faite à l'échelle de la parcelle, faute de pistes pour le faire à l'échelle des BAC. Une comparaison des résultats pour trois parcelles est présentée graphiquement (figure 6), en précisant les successions culturales.

L'analyse de l'évolution des REH par parcelle permet de comparer des données issues de caractéristiques similaires (même agriculteur, même paramétrage de sol, même taux de cailloux, etc.). La comparaison reste délicate puisque les prélèvements n'ont pas toujours été faits aux dates optimales à l'image de l'année 2019 où le drainage avait déjà commencé environ un mois avant l'échantillonnage des sols (figure 2).

■ REH-2015 ■ REH-2016 ■ REH-2017 ■ REH-2018 ■ REH-2019 □ 2020 non mesuré ■ REH-2021

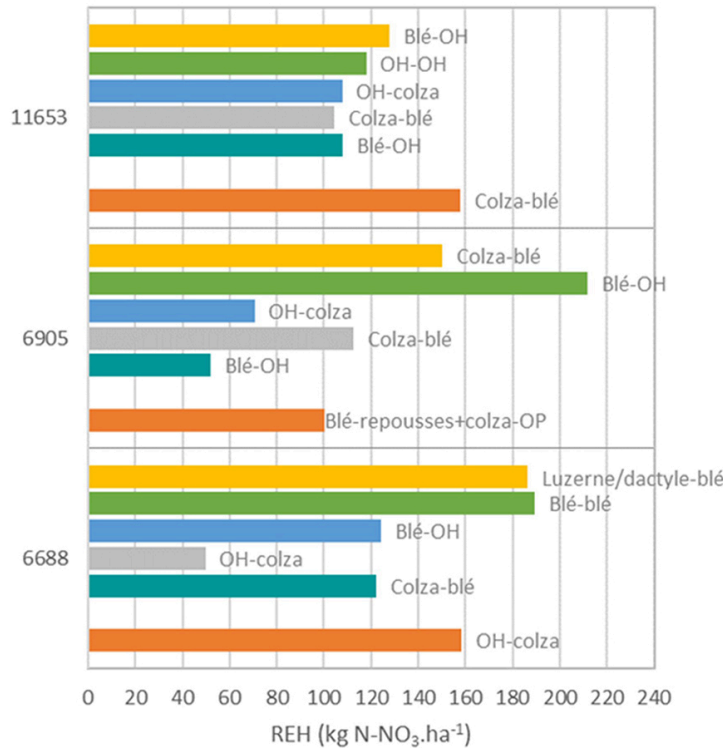


Figure 6. Présentation des résultats REH pluriannuels des parcelles d'une même exploitation (profondeur prélevée : 90 cm).

Plus que la rotation, ce sont les successions de cultures et l'historique récent (retournement de prairie, rendement objectif non atteint, apport de matière organique...) qui semblent expliquer les variations interannuelles d'une même parcelle. Cependant, il reste difficile de dégager de réelles tendances ou même d'expliquer certaines données.

À noter qu'aucune succession ne parvient à atteindre l'objectif de 50 kg N_{min}.ha⁻¹ sur 90 cm.

Discussion

Un observatoire des pressions azotées

Les mesures permettent d'observer des tendances et de conclure sur la pression azotée dans chaque BAC, comme en témoigne la figure 7. Ce graphique permet entre-autres d'illustrer l'effet climatique (comparaison entre 2018 et 2021 par exemple). 2019 est une année où les prélèvements ont été réalisés après une période de drainage, ce qui peut expliquer les résultats moins élevés.

Le contexte pédologique influence également les résultats entre BAC (Surgy comporte beaucoup de sols à 1 horizon et Fontainerie des sols à 3 horizons). Pour réellement évaluer la pression azotée dans les BAC, il faudrait pondérer les résultats en fonction des paramètres {successions de culture – type de sol – surfaces dans le BAC}.

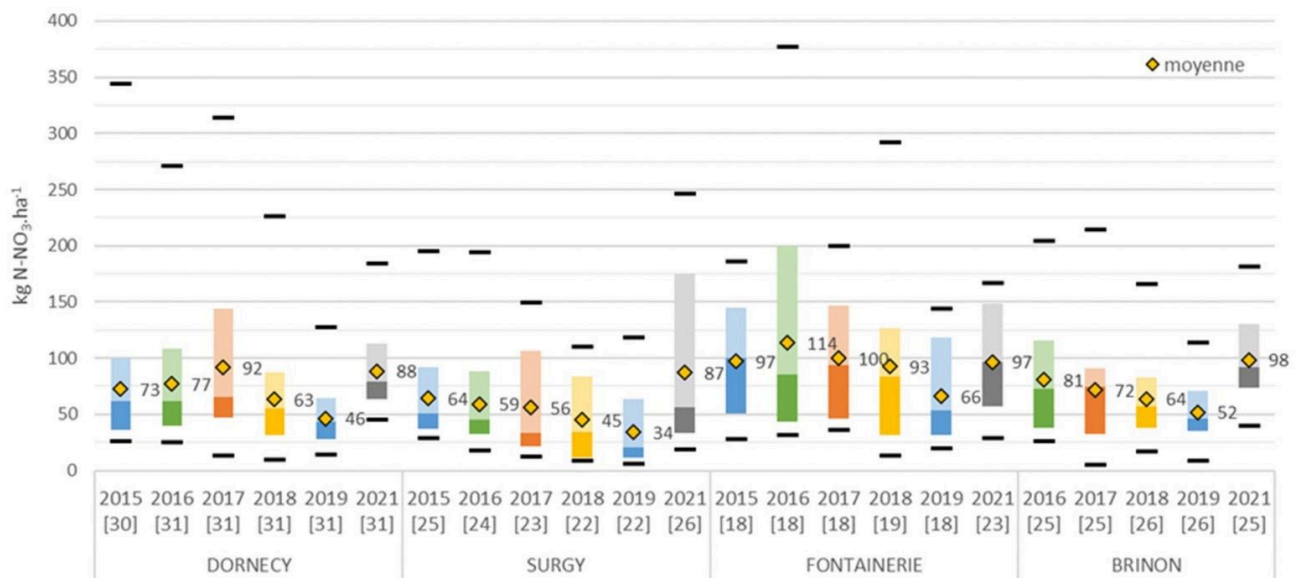


Figure 7. Évolution des valeurs de REH par année et par BAC. Le nombre de valeurs utilisées est indiqué entre crochets.

Ces histogrammes ne sont pas des « boîtes à moustaches » classiques : dans la partie colorée se trouvent 70 % des valeurs (centiles 0,15 et 0,85).

Sur le BAC de Dornecy, où toutes les parcelles cultivées sont prélevées, on peut approcher plus précisément cette pression azotée. La part d'azote minéral entraînée par lixiviation est calculée avec le modèle de Burns sur base :

- des REH mesurés,
- des lames drainantes estimées par parcelle,
- de l'assolement et
- de la pluviométrie depuis la date du prélèvement REH.

Ces pertes sont calculées par parcelle et converties en concentration en nitrate de l'eau qui percole pendant l'hiver. Par extrapolation, en pondérant par les surfaces des parcelles, on peut calculer la concentration moyenne à l'échelle du BAC (tableau 1). Pour les surfaces non cultivées, les concentrations moyennes en nitrate retenues sont :

- 2 mg.L⁻¹ sous forêt,
- 19 mg.L⁻¹ sous prairie permanente
- nulle sous les zones non agricoles.

Tableau 1. Estimation des pertes sous-racinaires à partir des mesures de REH et des calculs de lame drainante sur le BAC de Dornecy. Les valeurs moyennes sont pondérées par les surfaces de chaque parcelle.

Campagne	Lame drainante sous parcelles cultivées entre REH et fin drainage (mm)	Pertes moyennes sous les parcelles cultivées (kg N.ha ⁻¹)	Concentration moyenne de l'eau sous-racinaire (parcelles cultivées) (mg NO ₃ .L ⁻¹)	Concentration moyenne de l'eau qui a percolé à l'échelle du BAC (mg NO ₃ .L ⁻¹)
2015-2016	100	22	94	59
2016-2017	257	21	78	57
2017-2018	215	49	100	68
2018-2019	89	12	56	53
2019-2020*	219	27	54	39
2020-2021	non mesuré	non mesuré	non mesuré	non mesuré
2021-2022	313	58	83	57

*REH mesurés après une période de drainage

Les résultats obtenus renseignent sur les transferts potentiels durant l'hiver qui succède à chaque campagne de prélèvements. Les pics hivernaux observés au captage de Dornecy (figure 8), liés à la pluviométrie, semblent confirmer la pression observée. D'après les calculs, l'eau qui percole sous le BAC a une teneur en nitrate proche de 60 mg.L⁻¹ (pics observés ces dernières années au captage). Toutefois, même s'il a été montré que les transferts sont rapides, l'eau percolée n'est pas celle qui est prélevée au captage de façon simultanée dans le temps : il serait intéressant d'étudier les flux saisonniers et la circulation de l'eau à l'échelle du BAC pour estimer l'âge du nitrate mesuré au captage.

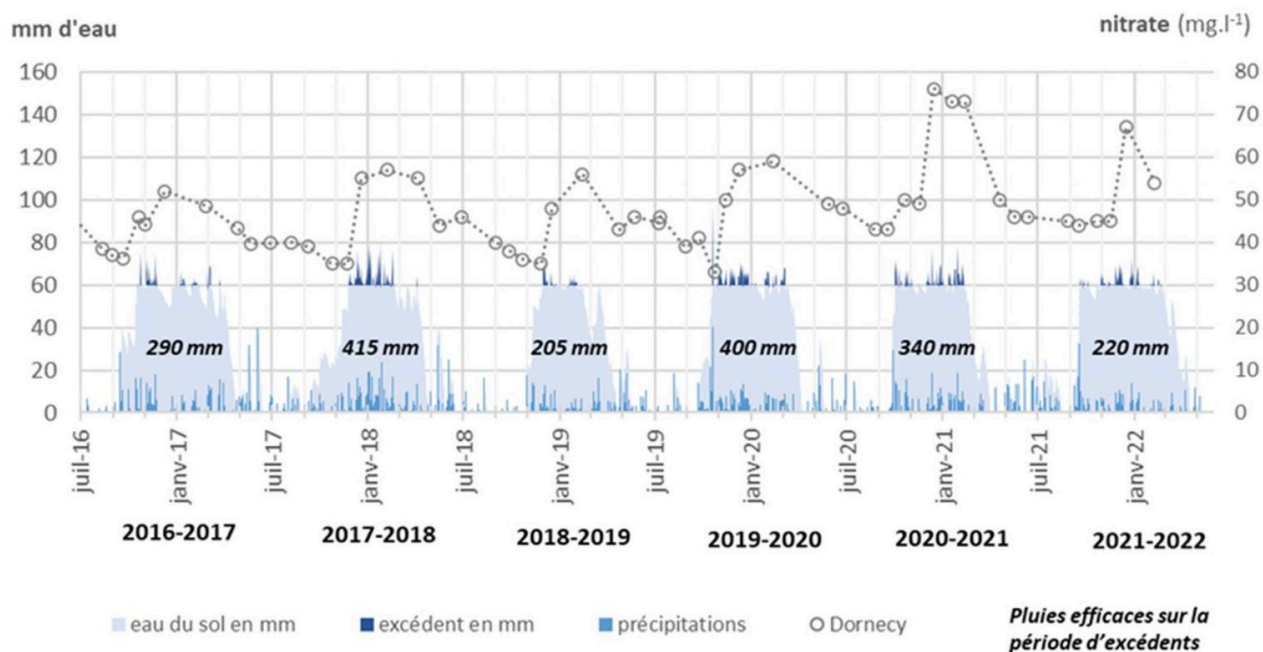


Figure 8. Excédents hydriques évalués sur un sol de réserve utile 60 mm implanté en céréales d'hiver et évolution des taux de nitrate au captage de Dornecy, entre 2016 et 2022.

Aussi, les mesures de REH servent d'observatoire de cette pression azotée dans les BAC. Les résultats sont partagés dans des documents de synthèse envoyés aux agriculteurs ainsi qu'aux partenaires de l'animation dans les BAC et présentés lors des comités de pilotage présidés par les collectivités.

Une faible mobilisation autour de cet indicateur

Si l'une des ambitions de départ était d'utiliser les REH comme base de réflexion avec les agriculteurs sur leurs pratiques culturales et donc un outil d'animation sur les BAC, il s'avère que la mobilisation n'est pas toujours au rendez-vous. En effet, les agriculteurs sont peu partie prenante du dispositif : à son lancement, ils ont été sollicités et rencontrés individuellement pour choisir les parcelles à intégrer dans l'échantillonnage. Chaque année, un point téléphonique ou en présentiel est fait pour collecter les informations relatives aux assolements et pratiques agricoles mises en œuvre avant l'échantillonnage des parcelles. À l'issue de chaque campagne, les agriculteurs reçoivent leurs résultats par courrier ou mail avec un bulletin de synthèse générale (2 pages). L'objectif était aussi et surtout de les rencontrer individuellement pour échanger sur les résultats, leurs pratiques, éclairer les résultats surprenants, etc. Cependant, par manque de temps, de motivation ou à cause du contexte sanitaire, ces rendez-vous n'ont pas été systématiques ces dernières années.

Par ailleurs, peu de moments collectifs ont pu être organisés :

- une première réunion après la première campagne (partage des résultats et échanges avec les sept agriculteurs qui s'étaient déplacés) ;
- une seconde, début 2018, où les questions du lien entre les pratiques, les fuites de nitrate et la qualité de l'eau ont été abordées.

Intéresser les agriculteurs : « jeu des devinettes »

En 2022, une nouvelle façon de présenter les résultats aux agriculteurs a été testée. Précédemment, les rendez-vous individuels consistaient en une présentation directe des résultats de l'année, resitués dans le panel des mesures sur les BAC (sous forme graphique) et enfin, les résultats pluriannuels des parcelles de chaque agriculteur.

Pour éviter que l'agriculteur ne soit passif dans la restitution de ces éléments, un « jeu » lui est proposé : il est invité à positionner des étiquettes indiquant des valeurs de REH sur une carte représentant ses parcelles dans le BAC (figure 9). Parmi ces étiquettes se trouvent deux intrus (en général des valeurs mesurées sur le même secteur).

Ce moment de réflexion permet à chaque agriculteur de retracer l'itinéraire technique de ses parcelles et d'argumenter ses choix. Avec l'animatrice, il retourne ensuite les étiquettes pour vérifier ses réponses. Au verso, une estimation des pertes d'azote est indiquée, apportant encore un élément de dialogue.

Cette animation a suscité plus d'engagement, d'échanges et de questionnements que les « formats » précédents.

Il faudrait éprouver davantage cette méthodologie mais les quelques agriculteurs s'étant prêtés au jeu s'y sont pliés volontiers, amenant des questionnements intéressants. Parfois, les échanges se sont faits par téléphone : là-aussi, plutôt que d'indiquer directement les résultats, l'animatrice demande « à votre avis, quelle quantité d'azote aviez-vous dans telle ou telle parcelle en entrée d'hiver ? ». Cela suscite davantage de réflexions et questions.

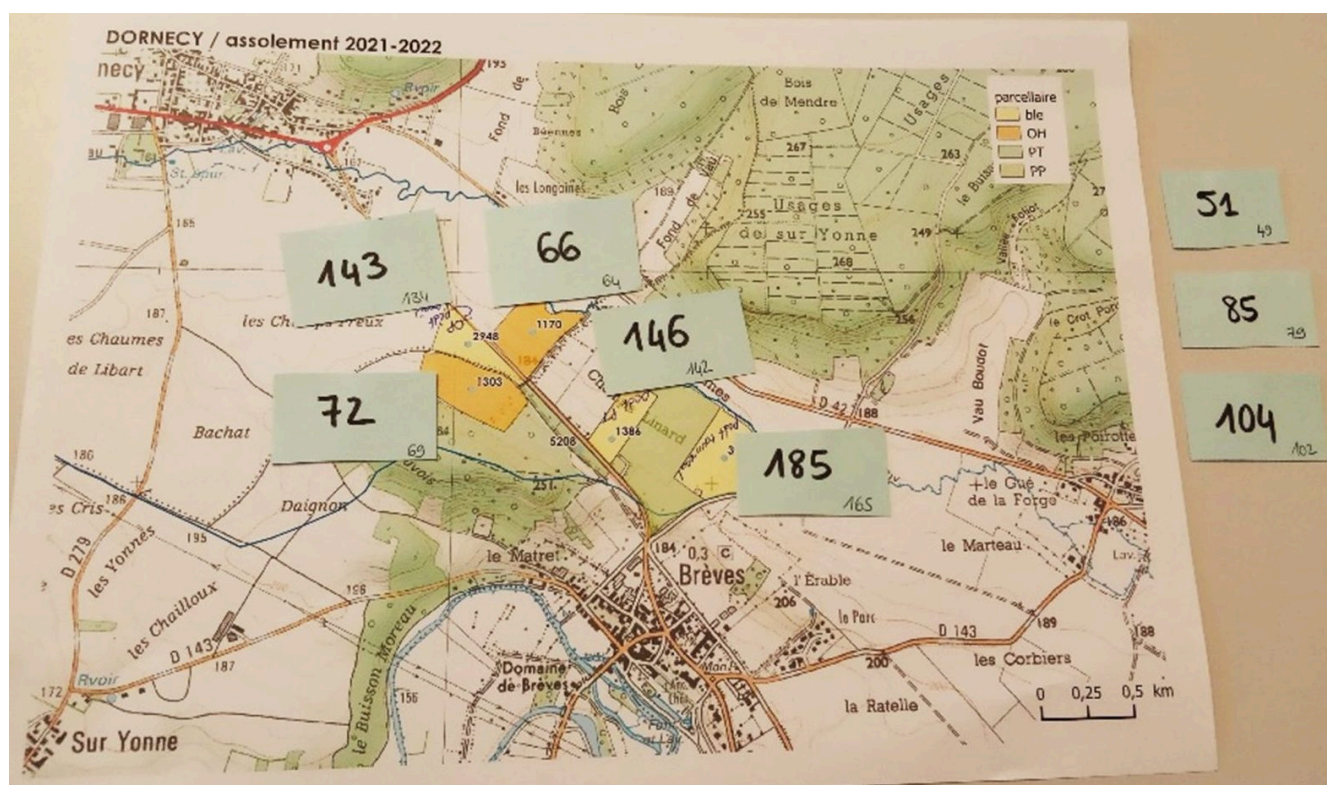


Figure 9. Exercice de positionnement par l'agriculteur de résultats des REH sur ses parcelles.

Conclusion

Les mesures de REH réalisées dans des parcelles cultivées des BAC permettent d'évaluer la pression azotée et d'estimer les marges de manœuvre de gestion de l'azote au regard des pratiques des agriculteurs. La comparaison des résultats et leur interprétation dans l'espace et dans le temps reste difficile sur ce territoire étant donné la variabilité (parfois importante) des taux de cailloux et les profondeurs de sols qui varient de 20 à 90 cm. Sur ce sujet, la question de l'usage des REH sur les sols superficiels reste posée.

Si les résultats peuvent interpeller les agriculteurs, il est toutefois difficile de répondre à la question des leviers actionnables pour limiter cette quantité d'azote dans les sols à l'entrée de l'hiver. Les agriculteurs se disent tributaires du climat (notamment pour la réussite de leurs couverts) et n'envisagent pas de changement de pratiques pour tenter de limiter cette quantité dans leurs sols. Ils accordent davantage d'importance aux RSH ; il n'est d'ailleurs pas rare qu'un agriculteur soit satisfait lorsque la valeur de son REH est élevée (gage pour lui d'un bon stock d'azote dans son sol, confusion avec le RSH...). L'objectif de $50 \text{ kg N}_{\text{min}} \cdot \text{ha}^{-1}$ n'est pas un but recherché par les agriculteurs, bien que rappelé régulièrement en comités de pilotage ou dans les documents de synthèse.

Aussi, le REH, indicateur de pression, soulève encore beaucoup de questions sur son utilisation pour mobiliser autour d'un projet de reconquête de la qualité de l'eau. Comment dépasser le sentiment d'impuissance sur les résultats obtenus ? Comment l'analyse des données permet d'identifier les « succès » et leurs causes ? Faut-il se concentrer uniquement sur les pratiques et/ou successions « à risque » (et

comment les identifier ?) ? Aujourd'hui se pose la question de la meilleure façon d'aborder la gestion de l'azote pour limiter les pertes azotées sous les parcelles des BAC. Le REH reste un outil intéressant pour travailler sur des résultats concrets et mesurables chaque année.

Bibliographie

Burns I.G., 1976. Equations to predict the leaching of nitrate uniformly incorporated to a known depth or uniformly distributed throughout a soil profile. *Journal of Agricultural Science*, 86, 305-313.

About the Author

Lison Delsalle
MAIRIE DE CLAMECY

Le référentiel APL en Wallonie

MARC DE TOFFOLI; CHRISTOPHE VANDENBERGHE; ET RICHARD LAMBERT

Résumé

Depuis 2002, la Wallonie définit des références en termes de reliquats d'azote nitrique dans le sol en automne : les références APL (azote potentiellement lessivable). Celles-ci permettent d'établir la (non-) conformité des mesures APL effectuées lors du contrôle annuel organisé par le SPW (Service Public de Wallonie) en zone vulnérable ainsi que lors d'actions volontaires d'agriculteurs encadrés par PROTECT'eau. Ces références sont déterminées annuellement afin de refléter la variabilité découlant des conditions culturales, climatiques et autres, qui influencent le reliquat azoté. Cette mission est dévolue à Gembloux Agro-Bio Tech et l'UCLouvain, deux équipes scientifiques partenaires de PROTECT'eau.

Le référentiel APL repose sur un réseau de fermes majoritairement réparties sur la zone vulnérable et représentatives des contextes pédoclimatiques rencontrés. Les agriculteurs de ce réseau s'engagent à respecter le PGDA (Programme de Gestion Durable de l'Azote en agriculture – transposition en Wallonie de la Directive Nitrates) et à communiquer aux équipes scientifiques les pratiques culturales mises en œuvre. Les équipes scientifiques fournissent gratuitement un encadrement à ces agriculteurs.

Ce réseau de fermes de référence est diversifié : polyculture-élevage, spécialisation laitière/viandeuse, grandes cultures, agriculture conventionnelle/biologique, labour/non labour. Ce réseau s'est étoffé au fil des ans, suite notamment aux extensions des zones vulnérables et à la diversification des modes de production.

Les cultures sont réparties en huit classes APL : (1) betteraves, (2) céréales non suivies d'une culture d'automne, (3) céréales suivies d'une culture d'automne & chicorées, (4) maïs, (5) pommes de terre, (6) colza, (7) légumes et (8) prairies. Pour établir les références, chaque classe doit être représentée par un nombre minimum de parcelles échantillonnées. Les mesures sont effectuées à deux reprises (au cours de la deuxième quinzaine d'octobre et de la première quinzaine de décembre) dans chaque parcelle afin de prendre en compte l'évolution du stock d'azote nitrique pendant la période de contrôle APL qui débute le 15 octobre et se termine le 20 décembre. La médiane des observations d'une classe constitue la référence. Le seuil de non-conformité est établi en ajoutant un pourcentage de la médiane au centile 66, afin de tenir compte de l'imprécision inhérente à la mesure.

Grâce au suivi de l'APL dans près de 300 parcelles de 51 agriculteurs, ce réseau fournit des références fiables et représentatives d'une bonne gestion de l'azote, permettant *in fine* d'évaluer la qualité de cette gestion pour l'ensemble des agriculteurs wallons.

Introduction/historique

De 1997 à 2001, le projet pilote appelé Prop'eau-sable s'est attaché à étudier la gestion de l'azote avec un groupe de dix agriculteurs situés sur la zone vulnérable des Sables bruxelliens (Lambert et al., 2002). L'APL (reliquat d'azote sous forme nitrique dans le sol mesuré en novembre) figurait parmi les indicateurs sélectionnés (bilan d'azote de l'exploitation, bilan d'azote à la parcelle) lors de cette recherche. Les moyens mis en œuvre (conseils de fertilisation, analyses d'engrais de ferme...) pour l'encadrement de ces fermes pilotes ont permis d'améliorer la gestion globale de l'azote et par conséquent de diminuer l'APL mesuré sur les différentes cultures et prairies. Ce projet a jeté les bases du système de références APL qui s'est concrétisé par la suite dans le Survey Surfaces Agricole¹ mis en place en 2002.

Depuis 2000, la structure PROTECT'eau est chargée de la mise en œuvre du Programme de Gestion Durable de l'Azote en agriculture (PGDA²). Parmi les missions dévolues aux membres scientifiques de cette structure, et plus particulièrement aux universités de l'UCLouvain et de l'ULiège Gembloux Agro-Bio-Tech, l'établissement des références annuelles d'APL constitue un élément central dans le dispositif de contrôle d'une gestion durable de l'azote par les agriculteurs de Wallonie.

Les fermes de référence

Le référentiel APL repose sur un réseau de fermes majoritairement réparties sur la zone vulnérable et représentatives des contextes pédoclimatiques rencontrés (figure 1). Ce réseau comprend actuellement 51 exploitations agricoles dans lesquelles 250 à 300 parcelles sont sélectionnées pour le Survey Surfaces Agricoles (SSA). Sur ces parcelles, les principes d'une fertilisation raisonnée sont appliqués. Les types de productions animales et les rotations présentes dans le réseau sont représentatives de celles présentes sur l'ensemble de la Wallonie et plus particulièrement de la zone vulnérable. Une majorité des exploitations est en polyculture – élevage, le taux de liaison au sol (LS³) moyen est de l'ordre de 0,8 ; ce qui signifie que les apports d'azote sous forme de matière organique se situent à 80 % du maximum légal. D'un côté, l'agriculteur 'de référence' s'engage, volontairement et pour une durée indéterminée, à respecter le PGDA et à transmettre toutes les informations nécessaires au partenaire scientifique et en retour, celui-ci s'engage à fournir un service gratuit sur les matières ayant trait à la gestion de l'azote (conseils de fertilisation, gestion des engrais de ferme, de l'interculture...). Une nécessaire relation de confiance est ainsi établie entre les deux parties. L'anonymat de l'agriculteur et des données récoltées envers l'administration ou le public est par ailleurs garanti par les partenaires scientifiques.

En début de saison culturale, des parcelles présélectionnées pour le SSA font l'objet d'un conseil de fertilisation azotée établi avec une méthode (bilan prévisionnel) et des outils (mesure du reliquat azoté en sortie d'hiver) accessibles à tout agriculteur. En cours de saison, des analyses d'engrais de ferme (lisier,

1. Survey Surfaces Agricoles : réseau de points représentatifs au moyen duquel sont établies des valeurs de références annuelles d'azote potentiellement lessivable (Moniteur Belge, 2013).
2. Le PGDA est la transposition en Wallonie de la Directive 91/676/CEE, aussi appelée Directive Nitrates.
3. Le LS est la fraction exprimant, pour une exploitation agricole, le rapport sur une année entre les flux d'azote organique et les quantités maximales d'azote organique pouvant être épandues sur l'ensemble des prairies et des terres arables de l'exploitation (SPW, 2014).

fumier, compost...), voire de fourrages, sont réalisées à la demande ou lorsqu'un agriculteur vient d'être intégré au réseau.

En fin de saison culturale, les agriculteurs transmettent aux partenaires scientifiques toutes les informations requises en rapport avec la gestion de l'azote sur les parcelles échantillonnées : précédent cultural, dates et quantités de fertilisants (minéraux et organiques), rendement de la culture, charge de pâturage, gestion de l'interculture, culture suivante, etc. Le partenaire scientifique peut alors juger si le PGDA a bien été respecté :

- un apport annuel en azote organique (par parcelle) de maximum $230 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$,
- au cours de la rotation, un apport moyen (par parcelle) en azote organique inférieur à $115 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$,
- les périodes d'épandage,
- les dates d'implantation et destruction des cultures intermédiaires pièges à nitrate (CIPAN), etc.

En fin d'hiver et une fois les références établies, un débriefing est organisé par les partenaires scientifiques afin de présenter les résultats aux agriculteurs. C'est l'occasion de discuter des pratiques de fertilisation, des rendements obtenus en relation avec les conditions de l'année et de manière générale d'échanger en toute simplicité entre agriculteurs et scientifiques.

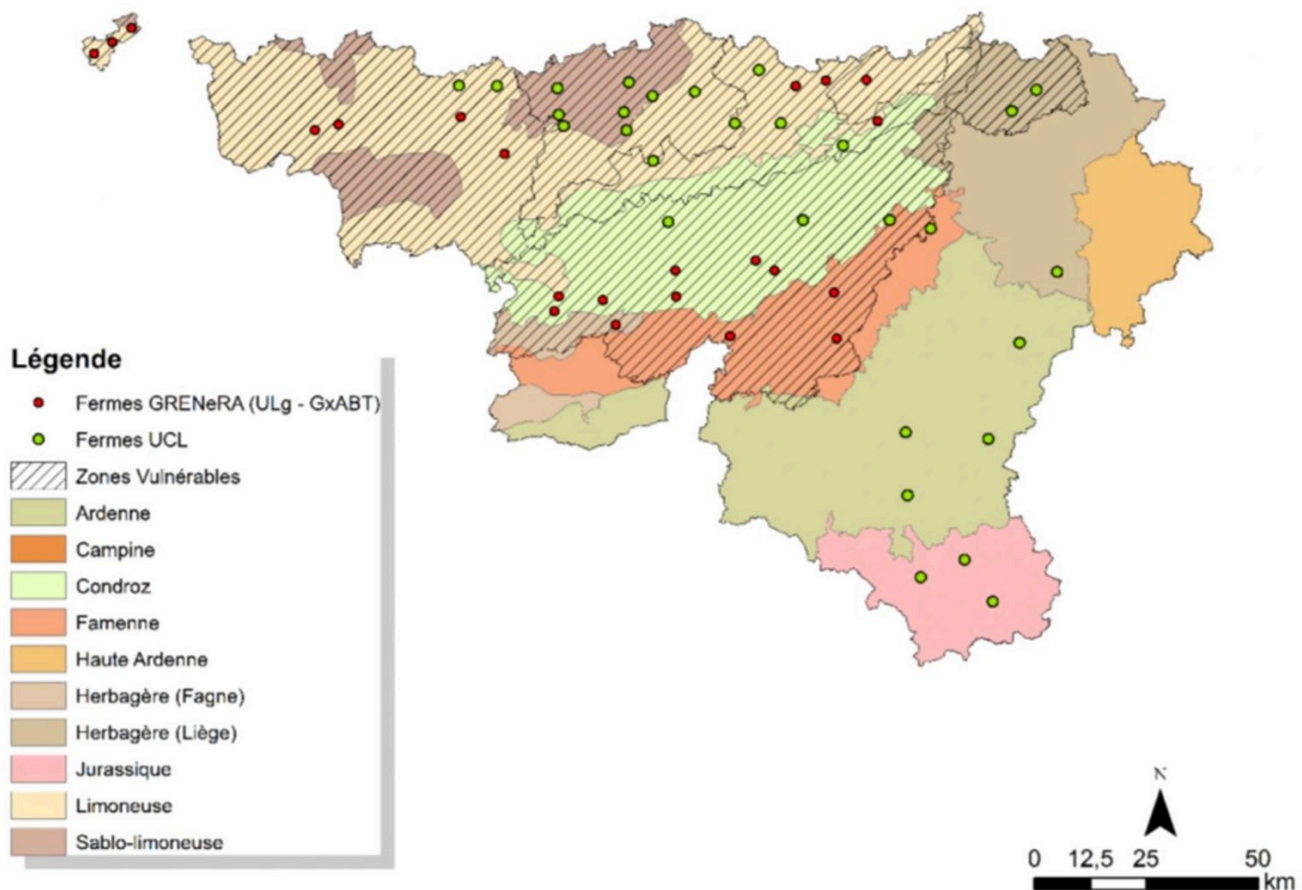


Figure 1. Localisation des fermes de référence du Survey Surfaces Agricoles en Wallonie.

Méthodologie d'établissement des références

L'établissement des références APL est régi par un protocole dont la révision, au moins tous les quatre ans, est prévue par un arrêté ministériel (Moniteur belge, 2013). Il y est précisé que la référence reflète « les bonnes pratiques agricoles nécessaires à la protection des eaux contre la pollution par le nitrate à partir de sources agricoles ». L'APL est ainsi l'indicateur qui détermine la quantité d'azote nitrique qu'il est considéré comme agronomiquement « acceptable » de retrouver dans le sol pour une classe de culture donnée.

L'APL correspond à la quantité d'azote nitrique par hectare, mesurée sur une profondeur de 90 centimètres (en trois couches de 30 cm) en parcelle de culture et 30 centimètres en prairie. Ces mesures sont réalisées par les deux équipes scientifiques avec ponctuellement l'appui de laboratoires agréés conformément à l'arrêté du 13 février 2013 (Moniteur Belge, 2013).

L'échantillonnage consiste à prélever au minimum 15 carottes de sol par parcelle cultivée et 30 carottes en prairie. Le prélèvement couvre l'ensemble de la parcelle selon un parcours adapté à la forme de celle-ci, en évitant les bords de champ, les zones de redoublement d'apports azotés, les anciens emplacements de tas de fumier...

Les échantillons sont ensuite placés dans un récipient thermiquement isolé et ainsi conservés entre 1 et 4 °C pendant maximum cinq jours avant analyse.

Sept classes de cultures sont définies :

1. betteraves (*Beta vulgaris*),
2. céréales non suivies d'une culture principale implantée en automne,
3. céréales suivies d'une culture principale implantée en automne et chicorée (*Cichorium intybus*),
4. maïs (*Zea mays*),
5. pommes de terre (*Solanum tuberosum*),
6. colza (*Brassica napus*) et
7. légumes cultivés pour leurs feuilles, tiges ou fruits.

La huitième classe concerne les prairies pâturées, mixtes ou fauchées. Ces huit classes occupent plus de 95 % de la superficie agricole wallonne.

Pour établir une référence, il faut au minimum :

- 10 parcelles pour les classes 1 et 2,
- 30 parcelles pour la classe 8 et
- 20 parcelles pour les cinq autres.

La variabilité inter-parcellaire en termes de reliquats azotés est en effet plus élevée en prairie et plus faible en cultures de betteraves et céréales suivies d'une CIPAN. En pratique, ce nombre minimum par classe est largement dépassé lors des campagnes de prélèvement.

Afin de tenir compte de l'évolution du reliquat azoté dans le profil au cours de la période de prélèvement, l'ensemble des parcelles sélectionnées pour l'établissement des références est échantillonné au cours de deux périodes : dernière quinzaine d'octobre et première quinzaine de décembre (figure 2).

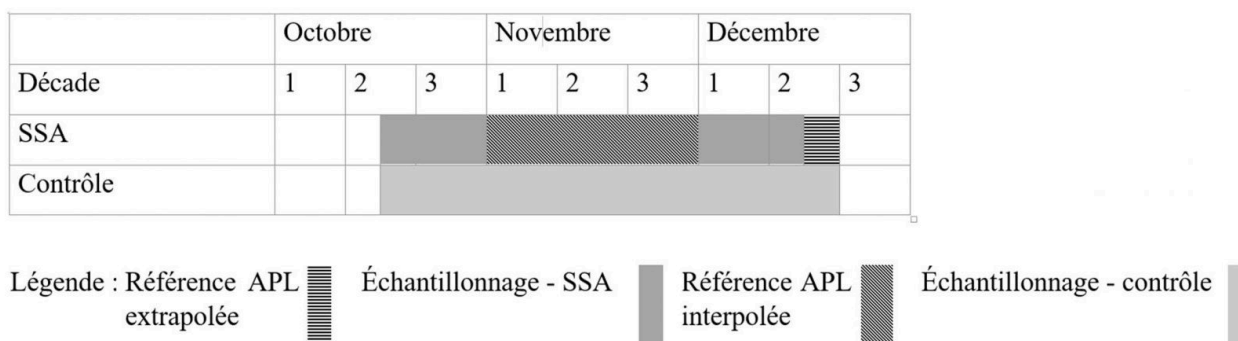


Figure 2. Calendrier d'échantillonnage dans les parcelles du SSA et du contrôle APL.

Une fois la campagne de prélèvements terminée, les résultats des analyses sont regroupés dans les huit classes d'APL décrites ci-dessus. Un traitement statistique permet d'éliminer les éventuelles valeurs aberrantes (test de Grubbs) et d'établir les minima et maxima mesurés, la médiane (= référence), l'écart type et le centile 66 des résultats. Ce dernier paramètre sert de base à la détermination du seuil de non-conformité.

Un groupe de travail⁴ dédié à l'établissement des références se réunit alors pour discuter des résultats et valider le pool de valeurs. La discussion est surtout ciblée sur les APL élevés afin d'en identifier la/les cause(s) dont l'éventuel non-respect de la réglementation entraînant l'exclusion de la valeur. Une décision identique sera prise si la fertilisation est supérieure d'au moins 30 kg N.ha⁻¹ et 20 % par rapport à une fertilisation raisonnée, sur base d'un conseil émis par un laboratoire agréé, ou jugée inadéquate par le groupe de travail.

Cet échange permet également de mettre en évidence, dans le rapport annuel, les éléments marquant de l'année ayant influencé les reliquats azotés : rendements généralement élevés ou au contraire déficitaires de telles ou telles cultures, difficultés climatiques ayant perturbé la mise en place des CIPAN, épandages tardifs d'engrais de ferme suite à des conditions météorologiques défavorables, etc.

Après validation par le groupe de travail et approbation par la Structure PROTECT'eau, les références APL sont communiquées au Service Public de Wallonie (SPW) qui les fait publier au Moniteur belge⁵ après signatures d'un arrêté ministériel par les ministres wallons de l'environnement et de l'agriculture.

Ce système de références constitue le socle du contrôle APL mis en place par le SPW, depuis 2008 (Wouez, 2022).

4. UCLouvain, Gembloux Agro-Bio Tech et PROTECT'eau

5. Le Moniteur belge est le journal officiel qui publie quotidiennement les nouvelles réglementations (lois, décrets, arrêtés...).

Résultats

La figure 3 illustre le niveau et l'évolution des références APL (médiane) des huit classes en 2021⁶. Les classes de betteraves, céréales non suivies d'une culture d'automne et prairies présentent des références assez basses. À l'inverse, les classes de pommes de terre, légumes présentent les références les plus élevées.

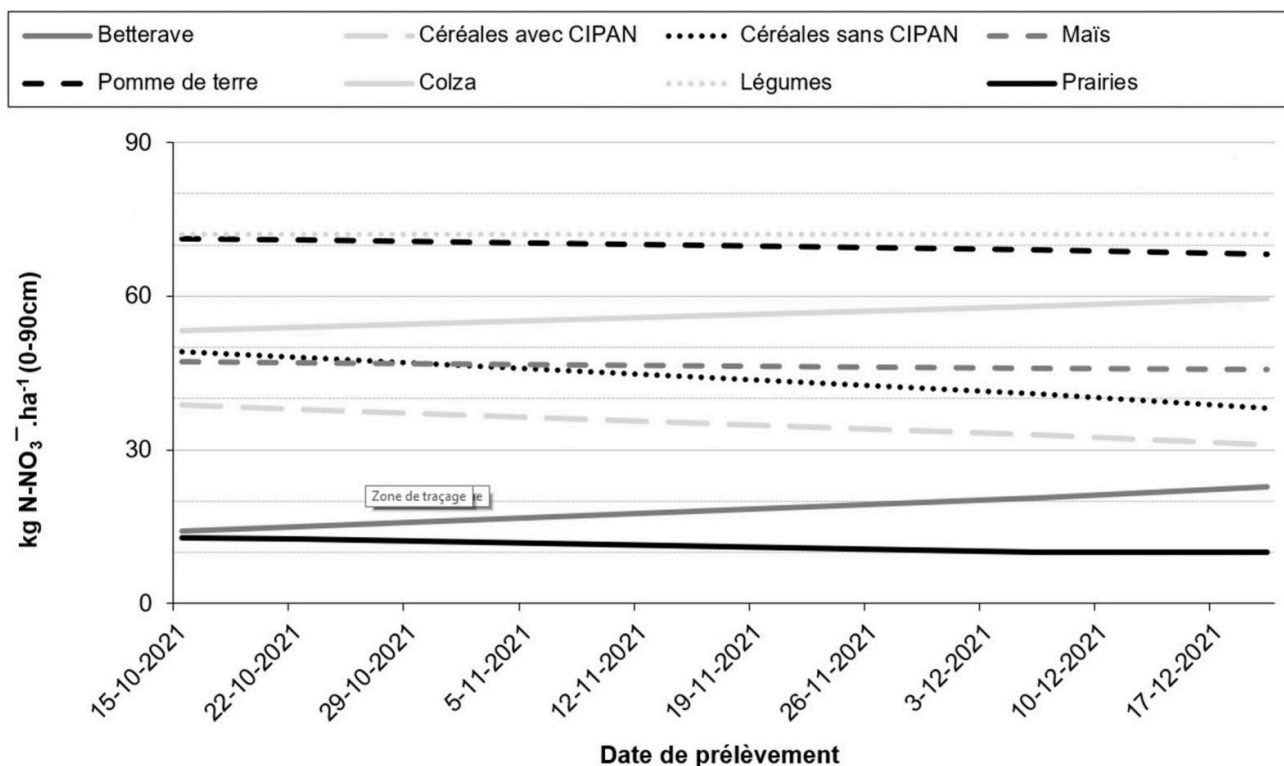


Figure 3. Représentation graphique des références (médianes) établies en 2021 pour les huit classes d'APL

La présentation des résultats par classe de culture permet de visualiser l'évolution du reliquat dans le SSA entre les deux périodes d'échantillonnage (figure 3).

Le seuil de non-conformité est établi en ajoutant un pourcentage de la médiane au centile 66, afin de tenir compte de l'imprécision inhérente à la mesure du reliquat azoté :

- en terres arables, cette incertitude est estimée à 19,8 % de la médiane (Courtois, 2006) avec un minimum de 15 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹ ;
- en prairie, elle est estimée à 23,8 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹.

6. Les références des années 2008 à 2021 sont accessibles sur le site web www.grenera.be (partie bibliothèque\rapports d'activités (PGDA))

Un résultat peut ainsi être qualifié de bon, satisfaisant, limite ou non conforme suivant qu'il est inférieur à la médiane, entre la médiane et le centile 66, entre le centile 66 et le seuil de conformité ou supérieur à celui-ci (figure 4). Cette méthodologie de classement implique *de facto* que certaines valeurs APL 'de référence' soient non conformes ; ce qui reste cohérent avec la tolérance, lors du contrôle APL, d'une parcelle sur trois non conforme (Wouez, 2022).

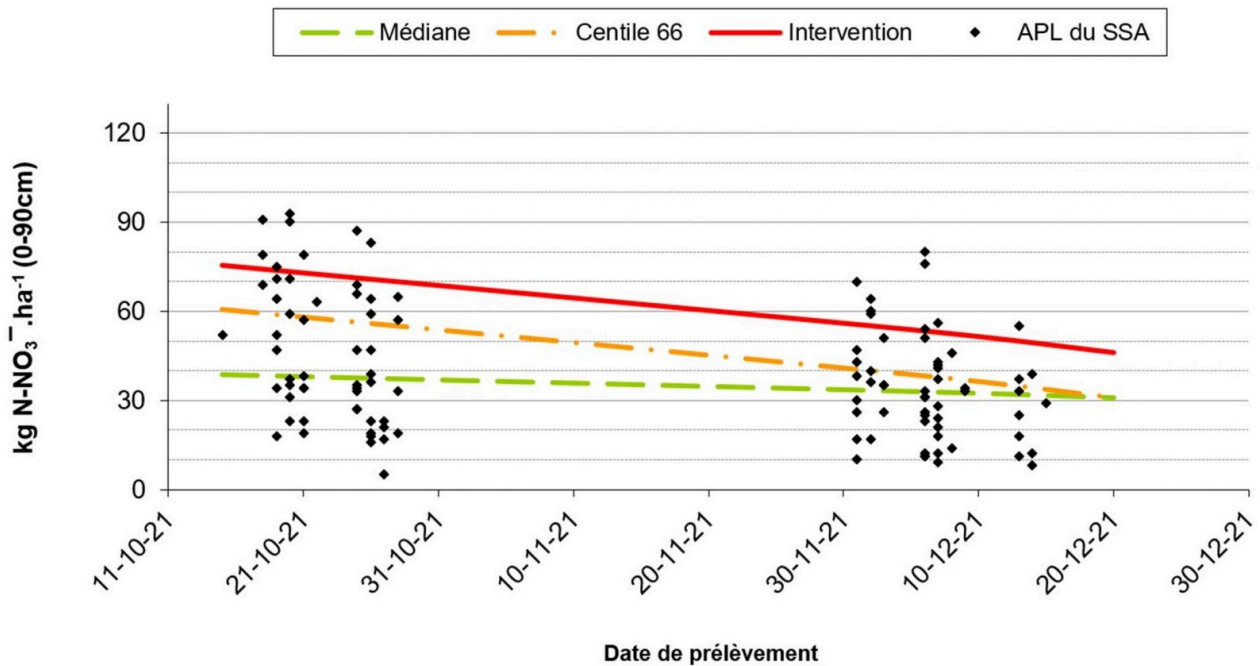


Figure 4. Droites établies pour la classe « céréales non suivies d'une culture 'principale' semée en automne » à partir des observations réalisées dans les fermes de référence en 2021.

La répartition de l'azote nitrique dans le profil à chaque période de prélèvement (figure 5) donne une information sur les processus dynamiques qui concernent l'azote minéral (accumulation, mobilisation, transfert...).

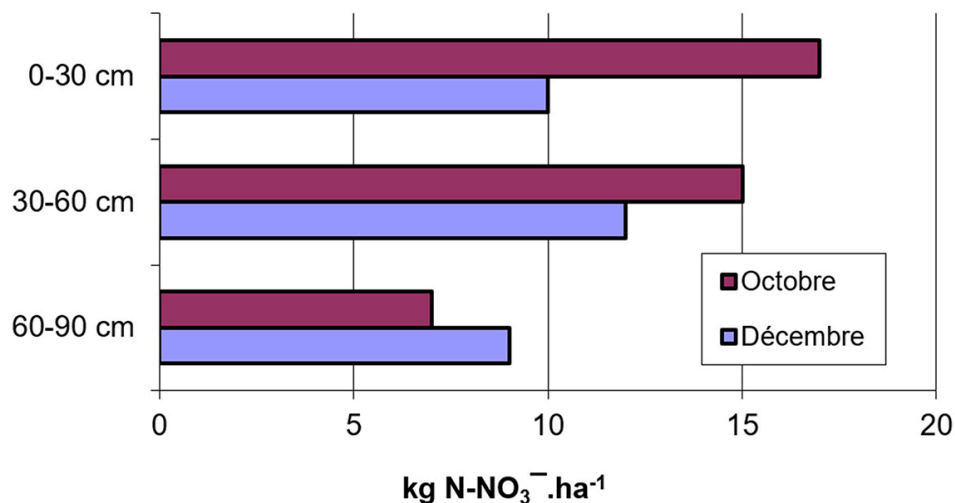


Figure 5. Évolution du profil médian de l'APL dans la classe « céréales non suivies d'une culture 'principale' semée en automne » en 2021.

Les facteurs influençant la quantité et la répartition de l'azote nitrique dans le profil sont nombreux : la croissance d'un couvert (cultures, repousses, CIPAN, prairie...), la lixiviation suite aux précipitations, la minéralisation de la matière organique du sol ou des résidus, l'apport d'engrais de ferme... Dans l'exemple de la figure 4, on observe une diminution de la quantité d'azote nitrique dans les couches 0-30 cm et 30-60 cm suite au prélèvement d'azote par les CIPAN, en croissance entre les deux périodes d'échantillonnage. Si certaines classes présentent de manière récurrente une tendance à la diminution de l'APL entre les deux périodes (classes 2 et 8), d'autres ont une tendance à l'augmentation (classe 1 – betterave) ou varient en fonction des conditions météorologiques de l'année.

Ce facteur « météorologique annuel » impacte significativement le seuil de non-conformité de chaque classe. À titre d'exemple, la figure 6 illustre les seuils de non-conformité les plus faibles (2016) et les plus élevés (2018) observés depuis 2008 pour le maïs. Sachant que les exploitations agricoles et les outils de conseils de fertilisation sont restés identiques, le seul facteur de variation est bien le climat de l'année.

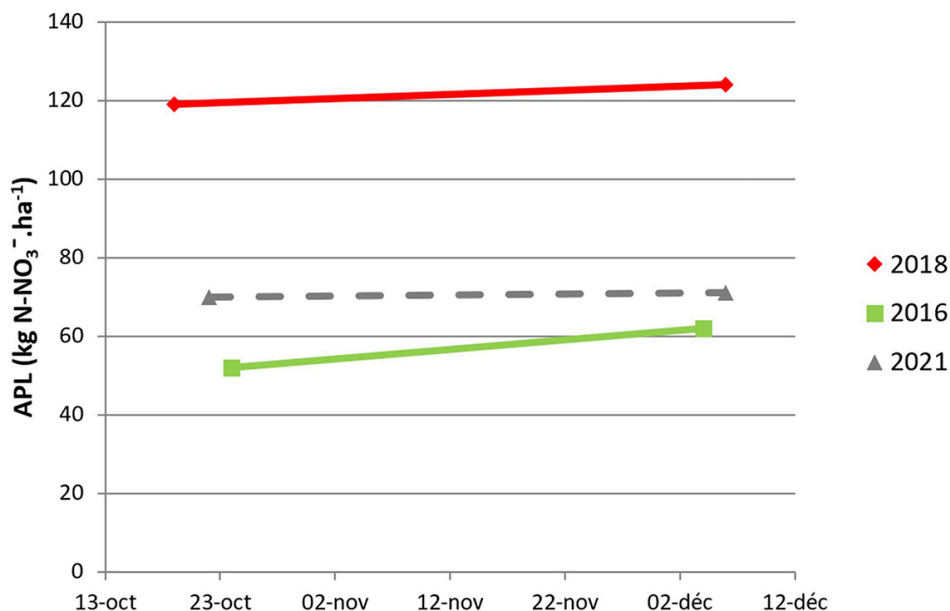


Figure 6. Extrema observés depuis 2008 et valeur 2021 du seuil d'intervention pour la classe 4 (maïs).

Contrôle

Depuis 2008, les agriculteurs situés en zone vulnérable sont susceptibles d'être contrôlés quant au niveau d'APL de leurs parcelles. Le SPW sélectionne ainsi chaque année trois parcelles dans 5 % des exploitations pour y mesurer l'APL. Lorsque le contrôle aboutit à déclarer que l'exploitation est non conforme, elle sera intégrée obligatoirement dans un programme d'observation pouvant déboucher, faute d'amélioration, sur des amendes proportionnelles à la superficie de l'exploitation (Wouez, 2022).

Conclusion

Les références APL permettent chaque année d'établir un seuil de conformité pour les principales cultures et prairies rencontrées dans les zones vulnérables de Wallonie. En effet, grâce aux observations d'APL dans un peu moins de 300 parcelles gérées par une cinquantaine d'exploitations agricoles volontaires encadrées par deux partenaires scientifiques de PROTECT'eau, le réseau fournit des références annuelles fiables et représentatives d'une bonne gestion de l'azote. Elles permettent *in fine* d'évaluer l'ensemble des agriculteurs wallons quant à la qualité de leur gestion de l'azote et à l'impact potentiel de leurs pratiques sur la ressource en eau (Vandenberghe et al., 2022 ; Lefébure et al., 2022).

La méthodologie utilisée pour déterminer un objectif de stock d'azote nitrique dans le sol au début de la période de lixiviation du nitrate a atteint un niveau de maturité suffisant pour affirmer que le système est à présent éprouvé, efficace et fiable. Le PGDA comprend donc non seulement une réglementation mettant

en œuvre des obligations de moyens, mais également, grâce aux références APL, un système performant permettant de juger les pratiques mises en œuvre par les agriculteurs.

Bibliographie

Courtois P., 2006. *Observatoire de la gestion raisonnée de la fertilisation en grandes cultures et de la qualité des terres cultivées en Région wallonne*. Convention Région wallonne 2739/1. *Rapport final (10/05/2004-31/12/2006)* Gembloux, Belgique : Centre wallon de Recherches Agronomiques, 47 p.

Lambert R., Van Bol V., Maljean J-F., Peeters A., 2002. "Prop'eau-sable". *Recherche-action en vue de la préparation et de la mise en œuvre du plan d'action de la zone des sables bruxelliens en application de la directive européenne CEE/91/676*. *Rapport final d'activités*. Louvain-la-Neuve, Belgique : Université catholique de Louvain. 107p. https://www.researchgate.net/publication/235245884_Prop'eau-sable_Recherche-action_en_vue_de_la_preparation_et_de_la_mise_en_oeuvre_du_plan_d'action_de_la_zone_des_sables_bruuxelliens_en_application_de_la_directive_europeenne_CEE91676_nitrates_Rapport_/stats

Lefébure K., Bachelart F., Colinet G., Vandenberghe C., 2022. L'APL, un outil d'encadrement et d'évaluation de la pression agricole pour restaurer la qualité de l'eau du bassin versant d'Arquennes. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Moniteur Belge, 2013. Arrêté ministériel portant certaines dispositions d'exécution relatives aux techniques de mesure de l'azote potentiellement lessivable et au « survey surfaces agricoles » en application du chapitre IV de la partie réglementaire du Code de l'Environnement constituant le Code de l'Eau. Publication du M.B. du 13.03.2013.

Service Public de Wallonie, 2014. Arrêté du Gouvernement wallon modifiant le Livre II du Code de l'Environnement, contenant le Code de l'Eau en ce qui concerne la gestion durable de l'azote en agriculture. Moniteur belge, 2014, p. 72057 - 72079.

Vandenberghe C., Bachelart F., Colinet G., Lefébure K., 2022. Le lysimètre, un outil d'évaluation de l'APL en tant qu'indicateur environnemental. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Wouez D., 2022, L'APL wallon, un outil de contrôle et d'encadrement. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Remerciements

Les travaux qui ont permis la rédaction de cet article ont été soutenus par la Wallonie et la Société Publique de Gestion de l'Eau.

About the Authors

Marc De Toffoli

EARTH AND LIFE INSTITUTE (UCLouvain)

Christophe Vandenberghe

GEMBLOUX AGRO-BIO TECH (ULIÈGE)

Richard Lambert

EARTH AND LIFE INSTITUTE (UCLouvain)

L'exemple breton d'un réseau de mesure de REH utilisé comme outil et indicateur pour diminuer les fuites de nitrate

DANIEL HANOCQ ET ANNE GUÉZENGAR

Résumé

Pour lutter contre la prolifération des algues vertes dans certaines baies bretonnes, et en partant du principe que la réduction des flux d'azote minéral rejoignant ces baies pouvait être un facteur de maîtrise du phénomène, un programme de prévention agricole a été mis en place comportant notamment des campagnes de mesures de reliquats d'azote en entrée d'hiver (REH).

Une méthode d'interprétation des résultats a été mise au point pour cibler au mieux les mauvaises pratiques de gestion de l'azote. Un réseau de parcelles de référence permet chaque année de situer le niveau attendu de reliquat selon la situation agronomique et de fixer une marge de tolérance. Une note est alors attribuée à chaque parcelle analysée.

Depuis 2016, en agrégeant les notes par exploitation sur quatre campagnes d'analyses, il est possible de déterminer quelles sont les exploitations qui doivent rester dans le dispositif et bénéficier d'un conseil et celles qui peuvent en sortir.

Une évolution clairement favorable en a découlé sur les indicateurs ayant trait à l'azote mais elle est jugée insuffisante au regard des échouages d'ulves encore observés.

Contexte

Huit baies du littoral breton sont propices aux proliférations d'algues vertes du fait de leur configuration et des flux de nutriments qui les alimentent. La problématique des marées vertes, qui avait connu un pic considérable au début des années 1990, était en diminution depuis, de même que les quantités de nitrate transférées dans le milieu aquatique. Alors même que les indicateurs « nitrate » régionaux étaient à leur niveau le plus bas depuis la fin des années 1980, une soudaine recrudescence est apparue en 2007, 2008 et 2009 (figure 1 – sources : CEVA¹, AELB², DDASS³, DREAL⁴).

1. CEVA : Centre d'étude et de valorisation des algues

2. AELB : Agence de l'eau Loire – Bretagne

3. DDASS : Direction départementale des affaires sanitaires et sociales

4. DREAL : Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement

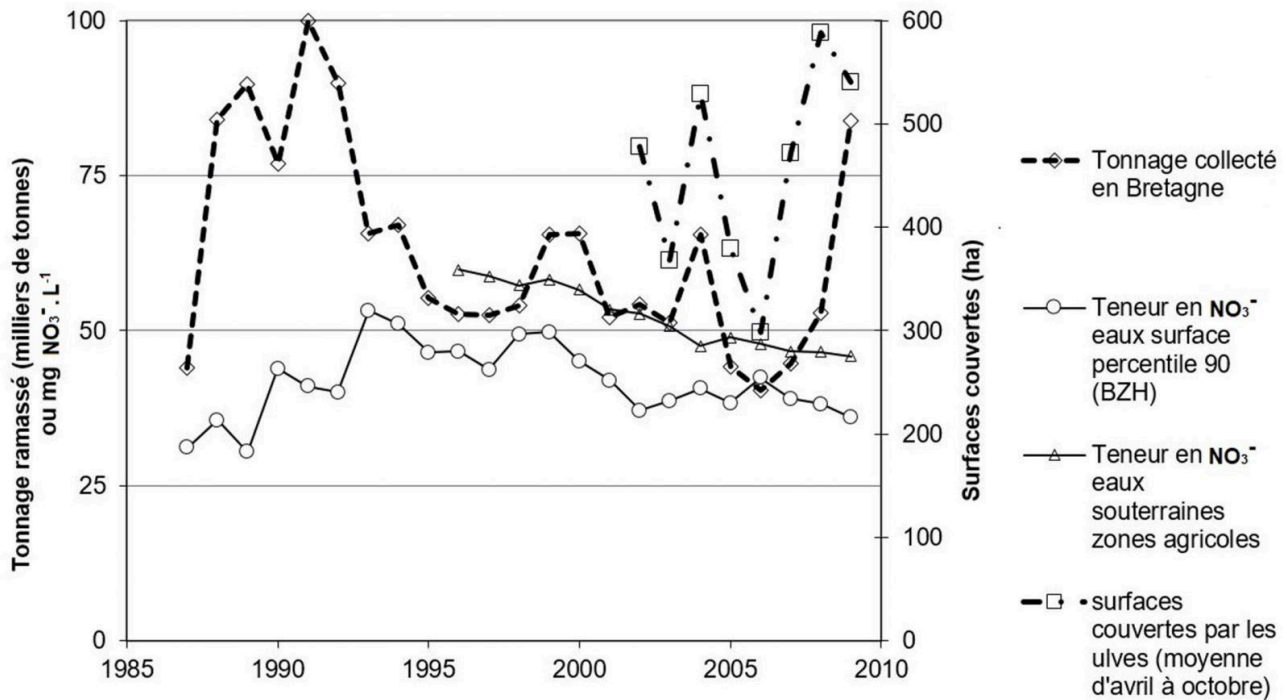


Figure. 1. Évolution conjointe de divers indicateurs régionaux de pollution nitrique et de prolifération algale entre 1987 et 2009.

Après la mort d'un cheval sur une plage couverte d'algues vertes (2009) et la tempête médiatique qui s'en est suivie, un grand plan de lutte gouvernemental contre les algues vertes a alors été mis en place sous l'égide de la Direction Régionale de l'Agriculture avec un budget de 134 M€ sur 5 ans. Parmi cinq grands axes d'actions, figure celui de la « prévention agricole ».

L'IFREMER⁵ et le CEVA ont mis en avant la possibilité de limiter la croissance algale en limitant les flux d'azote minéral alimentant les baies concernées (Menesguen & Piriou, 1995). Une relation assez étroite semble en effet apparaître entre ces flux d'azote de mai à août et les surfaces couvertes par les marées vertes en été (figure 2).

5. IFREMER : Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer

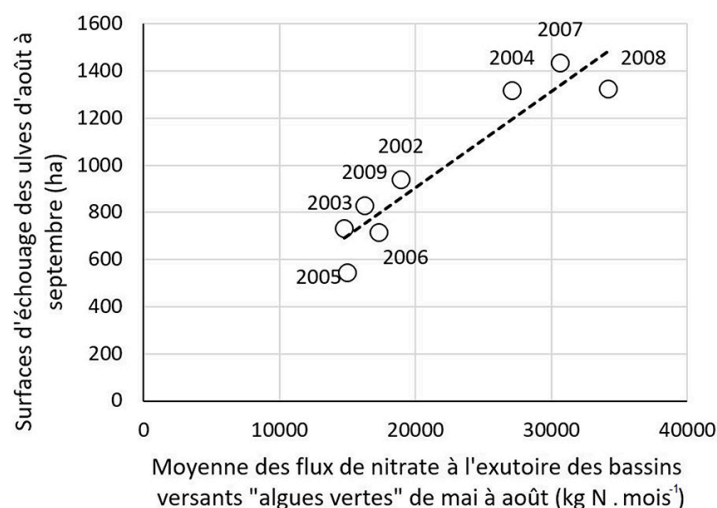


Figure 2. Rôle possible de facteur limitant des flux de nitrate (somme des huit baies) sur la prolifération algale (somme régionale) (Source : CEVA).

Dès lors, dans le cadre de ce plan de lutte contre les algues vertes (PLAV), une grande opération de mesures de reliquats d'azote dans le sol en fin de culture a été décidée de façon à sensibiliser les agriculteurs sur les améliorations nécessaires dans leurs pratiques de gestion de l'azote et cibler de manière pédagogique ceux qui devaient le plus progresser. Après discussions, le comité technique a choisi de pratiquer des reliquats « début drainage » (RDD) ou « entrée hiver » (REH), indicateur le plus fiable et le moins soumis aux difficultés de prélèvement tout en renseignant à la fois sur les pratiques de fertilisation azotée, de gestion de l'interculture et le risque potentiel de fuites d'azote vers l'eau.

Ces campagnes d'analyses de reliquats ont perduré de 2010 à 2021 mais selon deux phases distinctes :

- de 2010 à 2015, les prélèvements ont été faits de façon exhaustive : en moyenne trois mesures par exploitation cultivant sur les bassins versants « algues vertes » (BVAV) (6800 REH pour 2300 exploitations, soit environ un REH pour 27 ha sur les 1900 km² des bassins versants concernés),
- à partir de 2016, sur la base des résultats obtenus au cours du suivi 2010-2015, un ciblage a été réalisé sur les 20 % des exploitations devant progresser le plus, sur la base du nombre de mauvais résultats et de l'évolution constatée sur les six campagnes (figure 3) (1400 REH pour 480 exploitations).

		Tendance d'évolution des résultats		
		40 % meilleurs	moyens	25 % moins bons
Moyenne des résultats par exploitation	50 % meilleurs	80 % des exploitations sorties du dispositif		
	moyens			20 % des exploitations ciblées comme devant progresser
	25 % moins bons			

Figure 3. Mode de sélection des exploitations suivies après 2015 et devant progresser le plus.

D'une manière générale, les REH ont été mesurés à part égale sur ou après trois types de cultures : céréale, prairie et maïs (*Zea mays*) représentant respectivement 26 %, 39 % et 27 % de la surface agricole bretonne en 2015.

Choix du type de reliquat : le REH

Une mesure du stock d'azote minéral (nitrique) dans le sol est une photographie d'un paramètre très variable dans le temps, tant en quantité (figure 4) qu'en répartition dans le profil.

Le choix de la période de prélèvement est donc primordial quant à l'interprétation qu'on peut en faire.

L'option d'un reliquat « post absorption » (RPA sur la figure 4) a d'emblée été avancée. Un RPA est en théorie plus proche du solde du bilan de l'azote sur la culture et semble permettre un diagnostic plus fiable de la qualité des pratiques de fertilisation.

Cependant, le RPA présente bien des inconvénients dont les principaux sont des conditions de prélèvement difficiles dans des sols souvent très secs et avec une culture encore en place dans le cas du maïs, ce qui peut souvent induire une forte imprécision de la mesure comme décrit plus loin. En outre il n'a pas de signification pour les prairies, notamment en climat très océanique comme celui de la Bretagne.

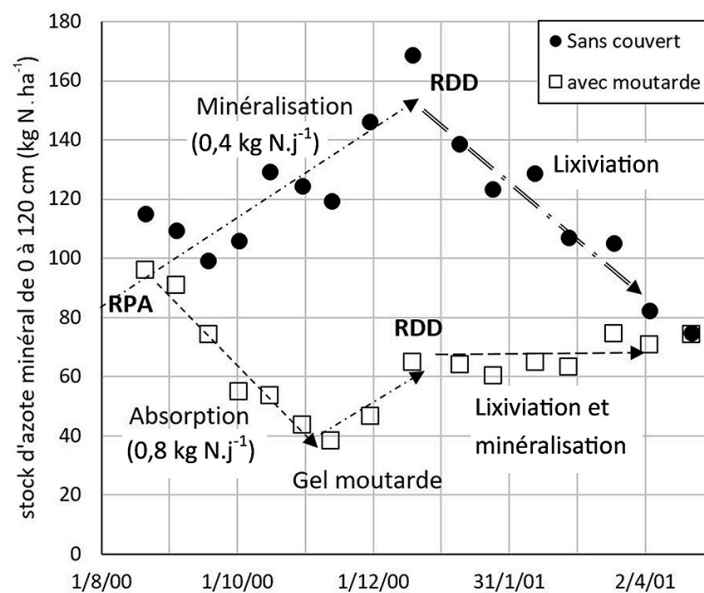


Figure 4. Exemple d'évolution des stocks d'azote minéral dans le sol sur la durée d'une interculture (après moisson d'escourgeon) selon l'occupation du sol et phénomènes majoritaires possibles en cause. (INRA Reims 2000-2002).

Les arguments les plus décisifs qui ont fait opter pour le RDD (sur la figure 4), ou REH, sont :

- la bonne gestion de l'azote sur une exploitation agricole et la maîtrise du risque environnemental qui y est associé ne se limite pas au seul ajustement de la fertilisation azotée ; la gestion de l'interculture est au moins aussi déterminante en la matière, et
- une meilleure sensibilisation des acteurs suppose que l'indicateur mesuré soit au plus proche du risque de fuites d'azote et donc du début du drainage. C'est bien la notion « d'azote potentiellement lessivable » (APL) développée en Wallonie (Wouez, 2022) dans la même finalité. Un RPA élevé serait moins pédagogique dans la mesure où l'agriculteur pourrait se dire que le couvert végétal ou la décomposition de résidus à C/N élevé viendra corriger substantiellement celui-ci.

La difficulté majeure d'une mesure de reliquat d'azote nitrique dans le sol est son imprécision. Rien que sur le dosage en laboratoire, un écart de 15 % est toléré lors des contrôles inter laboratoires. Il faut encore y ajouter l'incertitude liée au prélèvement réalisé jusqu'à 90 cm (si possible) dans un milieu foncièrement hétérogène, tant horizontalement dans la parcelle que verticalement dans le profil. La qualité du prélèvement est donc essentielle et un prélèvement de qualité ne peut être réalisé que dans un sol suffisamment humide.

Les observations réalisées en 2011 (année où le drainage a été particulièrement tardif) dans le cadre du PLAV montrent (figure 5) que l'écart type peut varier du simple au double selon l'humidité du sol. En particulier la variabilité devient énorme lorsque l'humidité descend en dessous de 10 à 12 %, situation fréquemment rencontrée pour des RPA. La variabilité devient minimale lorsque l'humidité approche de la capacité au champ, cas très fréquent pour des REH.

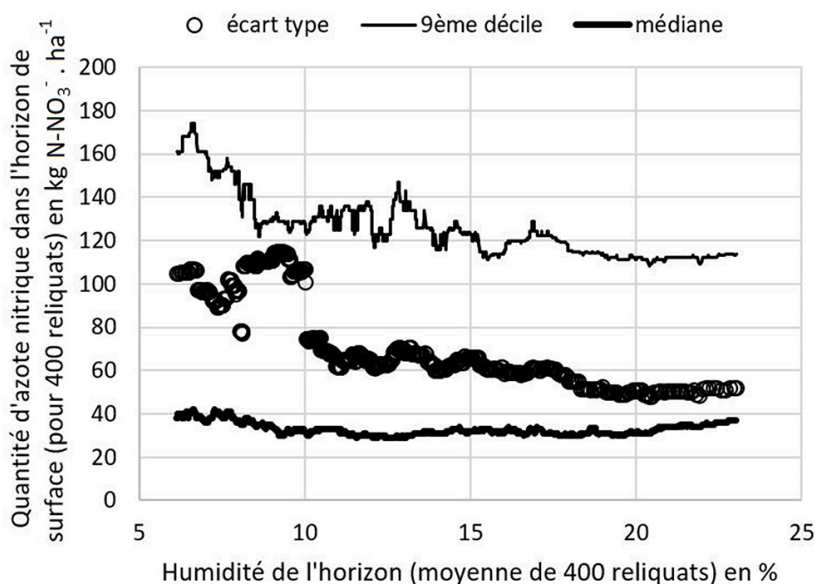


Figure. 5. Variation des statistiques d'un échantillon mobile de 400 REH (horizon de surface) en fonction de l'humidité du sol lors du prélèvement (2760 REH mesurés en 2011 dans les bassins versants des baies « algues vertes » avant le début du drainage).

Une correction nécessaire de l'effet de la date de prélèvement pour une campagne s'étalant sur plusieurs semaines

L'exemple présenté à la figure 4 illustre l'effet majeur de la date de prélèvement au cours d'un automne-hiver sur le résultat de la mesure de reliquat. Or, des campagnes de mesures d'environ 7000 REH s'étendent nécessairement sur plusieurs semaines (quasiment deux mois en pratique) en sachant que les prélèvements ne sont pas réalisés par temps de forte pluie et plus rarement, par temps de gel.

Si on veut comparer les REH à un seuil quelconque, il est donc nécessaire de « ramener » les résultats à une date unique, évaluée chaque année comme étant celle la plus proche du début du drainage.

Des modèles agronomiques classiques sont appliqués sur la base du modèle de Burns (1976) pour la lixiviation, des jours normalisés pour la minéralisation et des sommes de températures pour la croissance des couverts et leur absorption d'azote. À chaque reliquat sont affectées des données météorologiques par triangulation à partir d'une vingtaine de stations. Sur un réseau de parcelles de référence, les prélèvements sont répétés trois ou quatre fois au cours de la campagne, ce qui permet de vérifier la cohérence des corrections appliquées.

La figure 6 illustre deux exemples de correction possible selon l'occupation du sol.

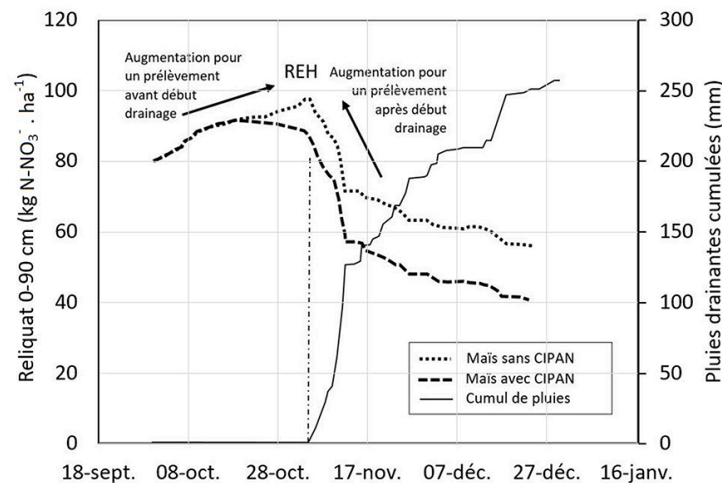


Figure 6. Exemple de modélisation de l'évolution des reliquats en fonction du temps selon les conditions météorologiques et l'humidité du sol pour deux parcelles de maïs suivi ou non d'un couvert végétal.

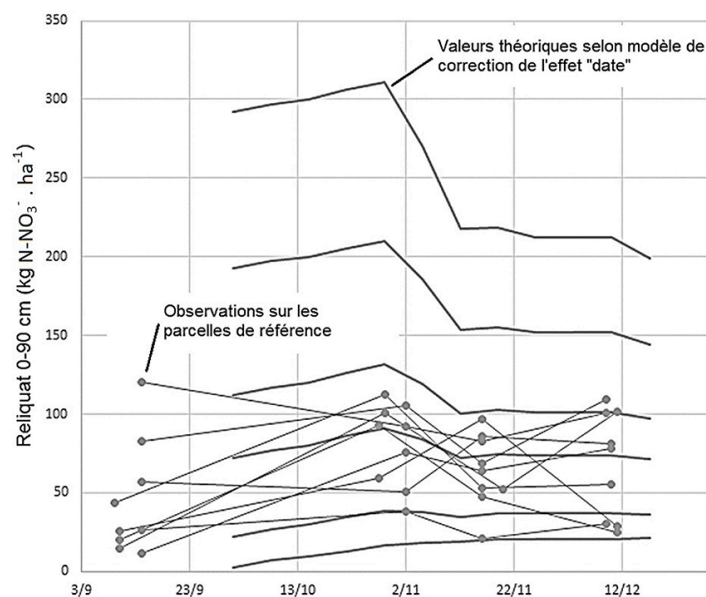


Figure 7. Exemple de cohérence observée entre le modèle d'évolution des reliquats avec la date et les observations pratiquées sur les parcelles de référence (pour le secteur de la baie de St Brieuc, après une culture de maïs sans couvert végétal et pour un potentiel de minéralisation moyen).

Comme expliqué précédemment (§ Contexte), dans la seconde phase des campagnes de REH (à partir de 2016), les prélèvements ont été réalisés sur un nombre restreint d'exploitations ciblées (20 %) et il a été possible de les pratiquer en une seule semaine pour chacun des trois types de cultures, soit sur trois semaines au total, (moyennant le prélèvement de deux couches au lieu de trois). Dès lors, aucune correction de l'effet de la date de prélèvement n'a plus été faite.

Mode d'interprétation des résultats

Il existe de nombreux facteurs qui influent sur le stock d'azote minéral du sol mais tous ne sont pas liés aux pratiques de l'agriculteur en matière de gestion d'azote. On ne peut donc pas interpréter le résultat en valeur absolue sans le resituer dans les éléments de contexte qui vont le déterminer.

La figure 8 illustre en premier lieu les effets « culture » et « année » qui sont en interaction. En effet, si 2013 peut être considéré comme une année à forts REH pour les trois types de cultures suivies et que les prairies présentent des REH plus faibles globalement que les grandes cultures, les hiérarchies ne sont pas toujours les mêmes. Par exemple, 2012 est plutôt une année à forts REH pour les céréales et à faibles REH pour les maïs qui se retrouvent ainsi globalement plus faibles que les valeurs observées après céréale et quasiment au même niveau que les prairies.

Ces effets « année » sont liés à des séquences climatiques spécifiques tout au long du cycle de la culture et après sa récolte. De plus, ces séquences climatiques n'ont pas les mêmes effets selon les situations

agronomiques particulières (succession de cultures, capacité de rétention en eau du sol...) et présentent d'ailleurs des variations géographiques à l'échelle de la Bretagne pour une année donnée.

En outre, si les REH sous prairies sont plutôt plus faibles, l'intervalle entre le 9^{ème} décile et la médiane est en moyenne du même ordre de grandeur pour tous les types de cultures (respectivement 66, 88 et 74 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹ pour les céréales, les maïs et les prairies). Ce constat semble indiquer des marges de progrès potentielles du même ordre en termes de réduction de fuites d'azote.

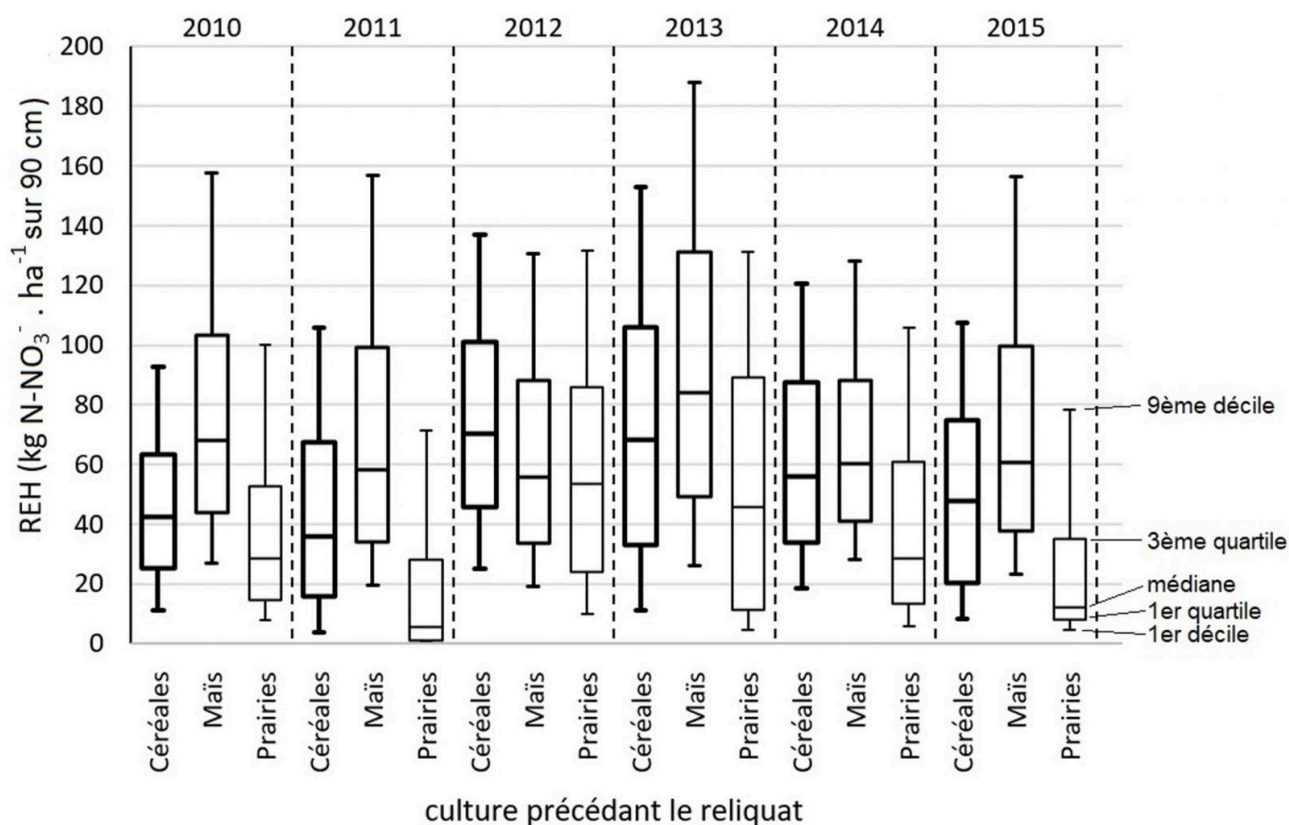


Figure 8. Répartition des REH mesurés selon les cultures et les années (PLAV, 35000 mesures durant 6 ans)

D'autres facteurs d'ordre agronomique peuvent encore faire varier le REH indépendamment des pratiques de gestion de l'azote de l'agriculteur tels que le précédent cultural ou des caractéristiques de succession de cultures ou encore le mode d'exploitation des prairies.

De la même façon, les conditions de minéralisation de fin de cycle liées à l'humidité du sol en été notamment, peuvent impacter fortement le niveau de REH et même de RPA, comme observé en 2011 et 2012 sur 163 parcelles dont l'équilibre de fertilisation a été vérifié (figure 9).

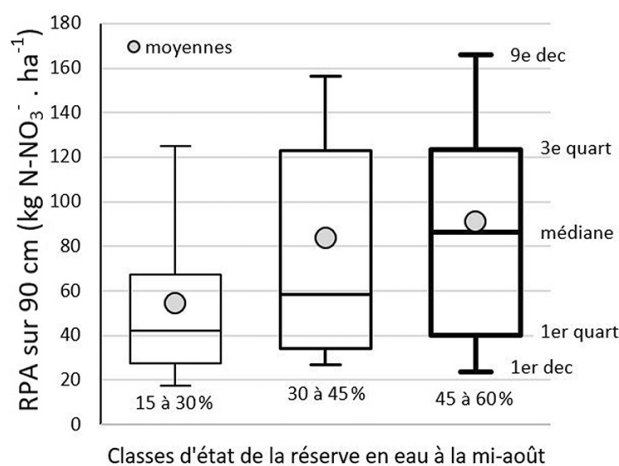


Figure 9. Impact de l'humidité du sol (%) en fin de cycle (mi-août) sur le niveau de RPA mesuré début septembre dans 163 parcelles de maïs des bassins versants « algues vertes » en 2011 et 2012.

Ainsi, de façon à pouvoir discerner le mieux possible la part des variations de REH découlant des pratiques de gestion de l'azote de celle liée à d'autres causes, nous établissons chaque année, pour chaque type de culture, une typologie de situations agronomiques avec les REH « attendus » correspondants. Ces REH « attendus » sont calculés à partir d'observations. Les différentes classes de la typologie sont établies chaque année en fonction des facteurs les plus influents non dépendants des pratiques de gestion de l'azote. La médiane des REH de chacune des classes est estimée sur la base de l'ensemble des REH mesurés. Une fois les écarts entre classes établis, les REH « attendus » sont fixés de telle sorte que la médiane globale corresponde à celle des parcelles de référence.

Par exemple, à l'entrée d'hiver 2021, le REH attendu après un maïs variait de 31 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹ sur deux horizons (pour un précédent maïs grain en 2020 dans une rotation de grandes cultures et avec un niveau de pluviométrie estivale faible) à 133 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹ (pour un précédent prairie pâturée dans une rotation avec prairies et un niveau de pluviométrie estivale fort).

Le REH de chaque parcelle est alors comparé au REH attendu correspondant à sa situation agronomique et selon l'écart observé, une note est attribuée : A, B, C ou D en 2010 et A/B, C ou D par la suite.

L'établissement des seuils à partir desquels l'écart est suffisamment élevé pour attribuer une note C ou D est assez délicat, compte tenu notamment de la marge d'erreur conséquente qui peut exister sur une mesure de REH. En effet, l'opération ayant un objectif essentiellement pédagogique, il faut minimiser le risque d'attribuer une mauvaise note à une parcelle sur laquelle les pratiques de gestion de l'azote étaient bonnes (« faux positif ») et *a contrario* d'attribuer une bonne note à une parcelle où la gestion de l'azote a été mauvaise (« faux négatif »).

Pour ce faire, il a été mis en place un réseau de parcelles dites « de référence » choisies dans des exploitations où les pratiques de gestion de l'azote sont correctes (plan de fumure et couverture des sols).

Les REH mesurés sur ces parcelles permettent :

- de valider et d'ajuster les niveaux de REH attendus selon la typologie des situations agronomiques et
- d'évaluer un niveau admissible d'écart au REH attendu au-delà duquel une mauvaise note est attribuée.

Par convention, au-delà du 8ème décile des écarts observés pour les parcelles de référence, il est attribué un C et au-delà du 9ème décile, un D.

Ainsi, par construction, 10 % des parcelles de référence ont un C et 10 % ont un D (figure 10). Les seuils définis de la sorte sont bien sûr variables selon les années mais d'une manière assez régulière, un C est attribué pour un écart au REH « attendu » (médiane des reliquats observés pour une situation agronomique donnée) dépassant 20-25 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹ et un D pour un écart dépassant 40-50 kg NO₃⁻.ha⁻¹.

L'intérêt de la démarche est :

- de pouvoir soupçonner de mauvaises pratiques malgré un REH relativement bas lorsque la situation agronomique laisse prévoir un REH faible (risque de « faux négatif ») et
- d'éviter d'attribuer une mauvaise note systématiquement lorsque la situation agronomique est propice à un REH assez élevé, en dehors de mauvaises pratiques de gestion de l'azote évidemment (risque de « faux positif »).

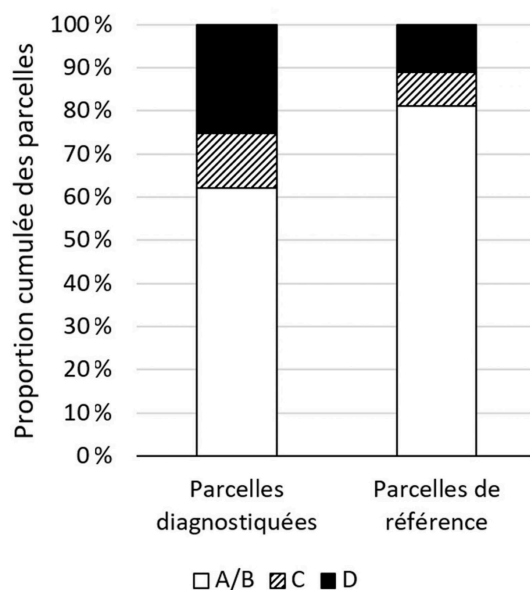


Figure 10. Exemple de proportions de notes attribuées aux REH des parcelles en maïs en 2016 pour les deux réseaux de parcelles.

Les différences modérées observées entre les deux réseaux pour ce qui concerne la proportion de mauvaises notes s'expliquent par le fait que la majorité des exploitations diagnostiquées ont des pratiques de gestion de l'azote correctes.

Calcul d'un indicateur de risque environnemental (IRE)

S'il est un indicateur partiel de l'azote potentiellement lixiviable, le REH ne permet pas une évaluation du risque environnemental identique dans toutes les situations agronomiques. Par exemple, un faible REH suivi d'un sol nu ou d'une céréale d'hiver peut correspondre à plus de fuites d'azote en hiver qu'un REH plus élevé sous une prairie ou un couvert qui pourra absorber de l'azote en quantité pendant la période de drainage.

En outre, il est apparu nécessaire de pouvoir sensibiliser les praticiens au-delà des seules pratiques de gestion de l'azote (caractérisées par la note A/B, C ou D), y compris dans leurs choix de système de cultures.

En utilisant l'outil SYST'N® (Parnaudeau et al., 2012), la quantité d'azote lixivié est calculée pour chaque parcelle (Parnaudeau et Guézangar, 2022) sur la base :

- des REH mesurés,
- des données météorologiques de l'année jusqu'au moment du calcul et
- des normales climatiques ensuite pour aller jusqu'à la fin du drainage (début avril).

Pour qualifier cet indicateur, trois classes (bon, moyen, mauvais) sont proposées par rapport à deux seuils fixés de manière absolue : 40 et 80 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹.

L'IRE présente donc le gros avantage d'être le meilleur indicateur possible des flux d'azote perdus (qui sont directement mis en cause dans la problématique de prolifération algale).

Sa valeur en tant qu'indicateur de bonnes pratiques est assez discutable pour plusieurs raisons.

En premier lieu, il est très sensible aux conditions climatiques. En effet, l'effet année est encore plus considérable que pour le REH et au contraire du REH, comme l'IRE dépend des données climatiques de l'année il n'est pas possible de le « gommer » dans l'interprétation.

De plus, sur un secteur géographique aussi vaste que l'ensemble des bassins versants « algues vertes », l'effet du gradient climatique gêne beaucoup les comparaisons entre agriculteurs. Le facteur prépondérant (variation du simple au double) qui détermine la proportion de bons et de mauvais résultats est d'abord la longitude (figure 11).

Il est à noter d'ailleurs que la teneur en nitrate des eaux de drainage varierait en sens totalement inverse. En effet, au-delà de 100 mm de lame drainante, la concentration en nitrate diminue quand augmente la lame drainante. Parallèlement, le flux d'azote transféré vers le milieu aquatique augmente.

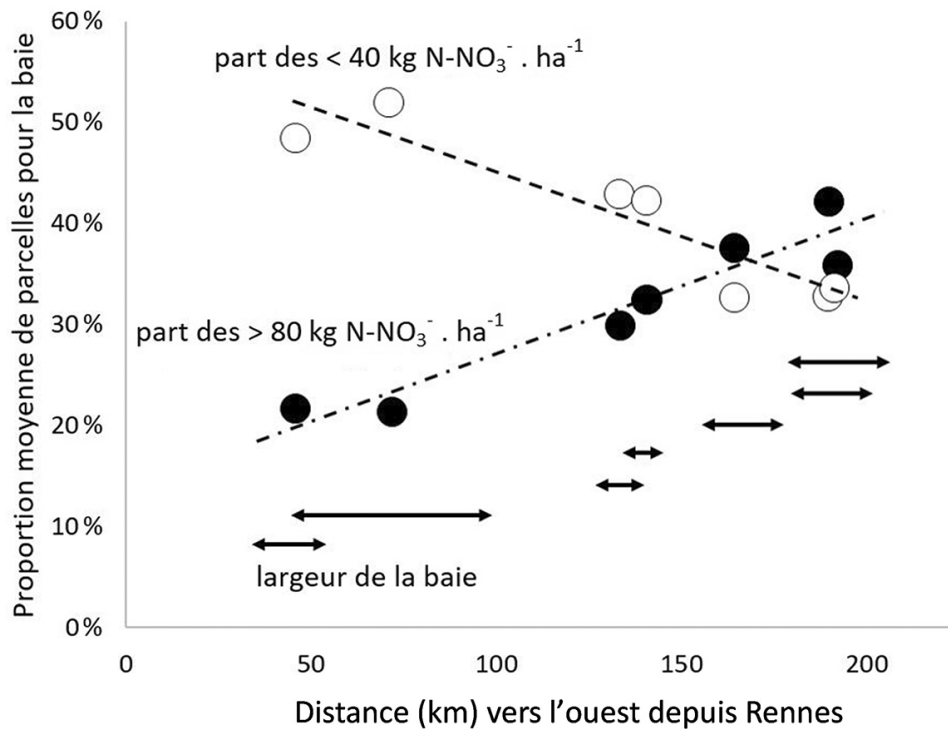


Figure 11. Illustration de l'impact du facteur géographique sur la proportion moyenne de valeurs d'IRE faibles ou élevées par bassin versant « algues vertes ». 32000 IRE sur huit campagnes de mesures.

En outre, s'il était utilisé pour comparer entre eux l'ensemble des agriculteurs, l'IRE pourrait venir perturber l'intérêt pédagogique de la notation du REH puisque à l'ouest de la Bretagne moins de la moitié des parcelles bien notées (A/B) présentent un IRE faible (< 40) alors qu'à peine plus de la moitié des parcelles les plus à l'est présentent un IRE fort (> 80) lorsqu'elles sont mal notées (C ou D).

L'indicateur IRE est donc à interpréter de manière très locale et son intérêt pédagogique au regard des pratiques de gestion de l'azote réside essentiellement dans l'objectivation du capital perdu avec les fuites d'azote, ce qui peut amener un agriculteur à réfléchir, au-delà de ses pratiques de fertilisation, à son système de culture.

Cependant, compte tenu notamment du temps de calcul important requis, Le maître d'ouvrage (DRAAF) n'a plus souhaité calculer l'IRE au cours des dernières années du dispositif.

Résultats

Le résultat attendu de cette opération est difficile à évaluer puisqu'il consiste en des changements de pratiques chez les agriculteurs ayant les moins bons résultats.

Si on observe l'évolution interannuelle des REH mesurés, aucune tendance sensible ne se dessine, comme le montre la figure 8, compte tenu notamment de la forte variabilité interannuelle de cet indicateur. Cela est encore plus vrai pour l'IRE.

Le mode d'interprétation des résultats décrit plus haut qui consiste en l'analyse de l'écart entre le REH mesuré et la valeur « attendue » de celui-ci selon une typologie de situations agronomiques déterminée annuellement révèle toutefois une évolution très favorable (figure 12).

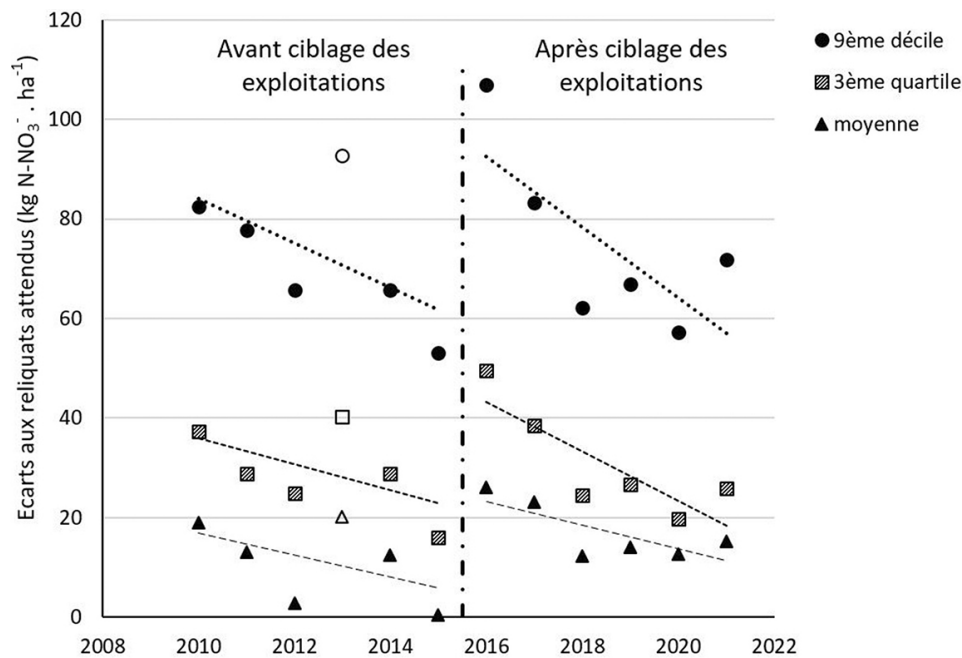


Figure 12. Écarts observés entre REH mesurés et REH attendus (42500 REH mesurés dans le PLAV).

Malgré l'année 2013 assez atypique, on constate, avec et sans ciblage des exploitations, une tendance nette à la baisse des moyennes des écarts et *a fortiori* des percentiles élevés de ces écarts au fil des années.

On constate en outre, que l'interprétation des REH selon cette méthode a permis à partir de 2016 de cibler efficacement les exploitations qui avaient le plus besoin de progresser.

L'évolution des teneurs en nitrate dans les cours d'eau des BVAV est également soumise à des aléas climatiques et des effets « année » notamment liés aux hauteurs de nappes et aux flux d'eau annuels. Nous avons cependant tenté (figure 13) d'observer une tendance par comparaison à l'évolution de la moyenne du réseau de contrôle et de surveillance (RCS⁶). La question est : le PLAV appliqué sur ces territoires spécifiques conduit-il à une différenciation de l'évolution des teneurs en nitrate de leur cours d'eau par rapport au reste de la Bretagne ?

6. Le réseau de contrôle et de surveillance de l'agence de bassin Loire-Bretagne (RCS) consiste en 865 stations où est prélevée de l'eau (de surface ou souterraine) plusieurs fois par an pour l'analyse d'un grand nombre de paramètres. Une centaine de stations correspond à des cours d'eau bretons pour lesquels nous nous intéressons ici au paramètre « nitrate ».

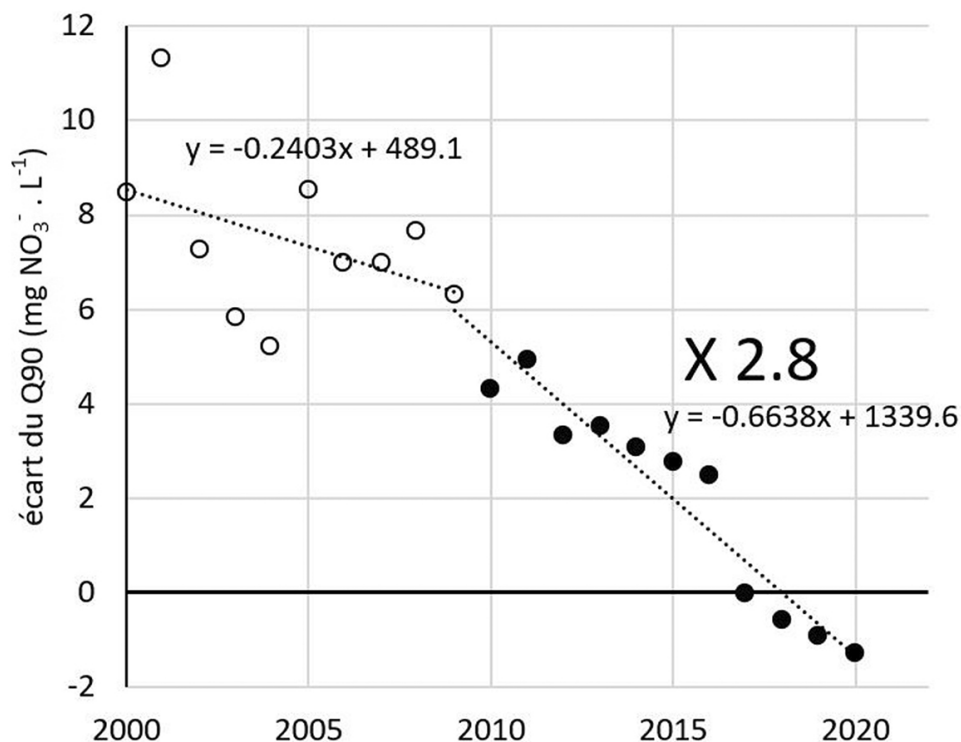


Figure 13. Écarts entre la moyenne des cours d'eau des BVAV où ont été conduites les campagnes de REH et celle de l'ensemble du RCS pour le quantile 90 des teneurs en nitrate qui est l'indicateur usuellement retenu pour évaluer la pollution des cours d'eau par le nitrate.

La moyenne des teneurs en nitrate des cours d'eau des BVAV (entre 6 et 8 mg.L⁻¹ au-dessus du RCS, évoluant de manière irrégulière plutôt positivement entre 2000 et 2009) a subi une évolution accélérée à partir de 2009 en se rapprochant de la moyenne RCS (au rythme de 2 mg.L⁻¹ tous les trois ans) pour passer nettement en dessous à partir de 2018.

L'évolution au niveau de la croissance algale n'a hélas pas suivi partout puisque leur prolifération reste problématique en plusieurs endroits dont la baie de St Brieuc. En effet, la corrélation positive assez étroite mise en évidence jusqu'en 2009 ne s'est plus vraiment vérifiée par la suite pour des flux d'azote variant pourtant du simple au double selon les années (figure 14).

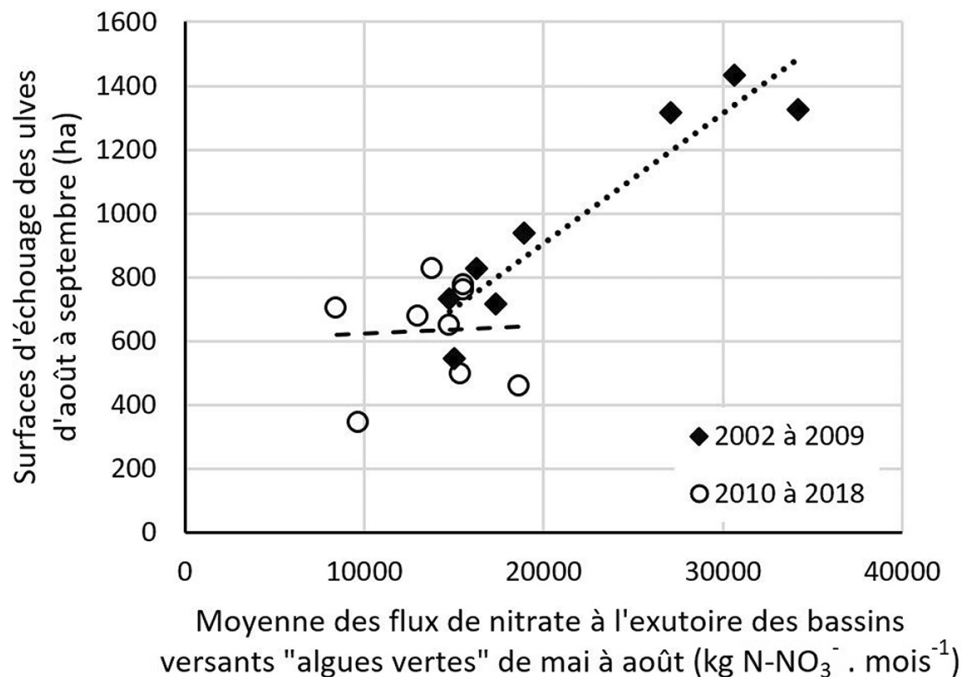


Figure 14. Corrélation observée entre flux de nitrate (somme des huit baies) et la prolifération algale (somme régionale) de 2002 à 2009 et absence de corrélation à partir de 2010. (Source : CEVA, DREAL).

Sans remettre réellement en cause la tendance globale entre flux d'azote printemps / été et prolifération des ulves, ces résultats illustrent bien la multi causalité des marées vertes et suggèrent que le seul levier de la limitation des flux d'azote est probablement insuffisant pour régler le problème.

Bibliographie

Burns I.G., 1976. Equations to predict the leaching of nitrate uniformly incorporated to a known depth or uniformly distributed throughout a soil profile. *Journal of Agricultural Science*, 86, 305-313.

Menesguen A. et Piriou J.Y., 1995. Nitrogen loadings and macroalgal (*Ulva* sp.) mass accumulation in Brittany (France). *Ophelia*, 42, 227-237

Parnaudeau V., Reau R., Dubrulle P., 2012. SYST'N : un outil pour développer le diagnostic et l'évaluation des pertes d'azote dans les systèmes de cultures : le logiciel Syst'N. *Innovations Agronomiques*, 21, 59-70. <http://www6.inra.fr/ciag/Revue/Volume-21-Septembre-2012>

Parnaudeau V., Guézengar A., 2022. De la mesure du reliquat à l'estimation de la lixiviation du nitrate sous les parcelles agricoles dans les baies « algues vertes » de Bretagne. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Wouez D., 2022. L'APL wallon, un outil de contrôle et d'encadrement. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

About the Authors

Daniel Hanocq

CHAMBRE RÉGIONALE D'AGRICULTURE DE BRETAGNE

Anne Guézengar

CHAMBRE RÉGIONALE D'AGRICULTURE DE BRETAGNE

Retour sur sept années de suivi du REH dans la région de Compiègne

VINCENT PERRIN

Résumé

Dans la région de Compiègne (Oise, Hauts de France), 240 exploitations agricoles sont réparties sur deux bassins d'alimentation de captage (BAC) de 24 584 ha de SAU (sur 36 323 ha) qui alimentent environ 60 000 personnes en eau potable.

Le contexte pédologique local présente des sols limoneux (60 %), de craie du Sénonien affleurante avec des zones de failles (25 %) et quelques formations tertiaires. La production agricole est composée pour moitié de céréales et un sixième de cultures industrielles (pomme de terre ou betterave). Il y a très peu d'élevage et *a fortiori*, peu de prairies.

Un suivi des reliquats entrée hiver (REH) a été intégré à un plan d'actions en 2012 et mis en œuvre concrètement à partir de 2014 avec le soutien d'un bureau d'étude pour l'animation. Entre 120 et 171 parcelles sont suivies annuellement pour une centaine d'agriculteurs.

Dans un premier temps, les REH ont été comparés à la moyenne sur l'AAC, par type de culture. Toutefois, hormis observer que les pratiques de fertilisation et la météo ("exceptionnelle" tous les ans) étaient les facteurs qui avaient le plus d'impact sur les REH, il y avait peu de plus-value.

En 2018, une collaboration avec l'INRAE a permis une valorisation supplémentaire des REH par l'estimation (modèle de BURNS) de la lixiviation du nitrate sur base de la pluviométrie, de l'évapotranspiration, du coefficient de couverture des sols et du type de sol (réserve utile - RU). Cette valorisation a permis de déterminer une valeur guide de REH (objectif pour l'ensemble de l'AAC) et un REH objectif par catégorie de RU en fonction de sa représentativité sur les AAC.

Plus récemment, un second travail avec l'INRAE articulé autour des "couples" de cultures précédent-suivant (dynamique des REH en fonction des couples) a mis en évidence quelques cultures/pratiques à risque, communiquées aux agriculteurs pour qu'ils s'approprient ces constats (observés dans leurs parcelles) et les valorisent afin de diminuer leur empreinte sur la qualité de l'eau.

Introduction

Les captages de Baugy et l'Hospice constituent les principales ressources en eau de l'Agglomération de la Région de Compiègne (ARC, 22 communes, 85 000 habitants, dans l'Oise, Hauts de France). Chaque captage est constitué de deux puits qui ont prélevé 3 900 000 m³ d'eau en 2021 (répartis à part égale entre Baugy et l'Hospice). Ces captages sont stratégiques pour l'alimentation de la population en eau potable puisqu'il n'en

existe pas d'autres aussi productifs sur le territoire (forêt domaniale classée zone Natura 2000, rivière Oise soumise à des risques de pollutions chimiques industrielles en amont hydraulique de Compiègne).

Ces captages subissent depuis plus de 25 ans des pollutions diffuses d'origine agricole (nitrate et pesticides). Des concentrations en nitrate de l'ordre de 40-48 mg.L⁻¹ sont relevées au captage de Baugy, en augmentation de 20 unités au cours des trente dernières années (figure 1) et aux alentours de 25 mg.L⁻¹ au captage de l'Hospice.



Figure 1. Évolution de la concentration en nitrate aux captages de Baugy (F1 & F2).

Pour ce captage, les puits étant situés en rive gauche de l'Oise, la concentration est influencée par la proximité de la rivière (dont la concentration en nitrate est de l'ordre de 22 mg.L⁻¹) qui joue un rôle de barrage/dilution (un piézomètre en rive droite présente les mêmes concentrations en nitrate que les puits de Baugy) ; le captage de l'Hospice est alimenté pour 60 % par les alluvions de l'Oise (SAFEGE, 2009). La forêt domaniale de Compiègne joue également un rôle de « dilution » pour les contaminations d'origine agricole observées au captage de l'Hospice puisqu'elle occupe 49 % de la superficie de ce BAC (figure 2).

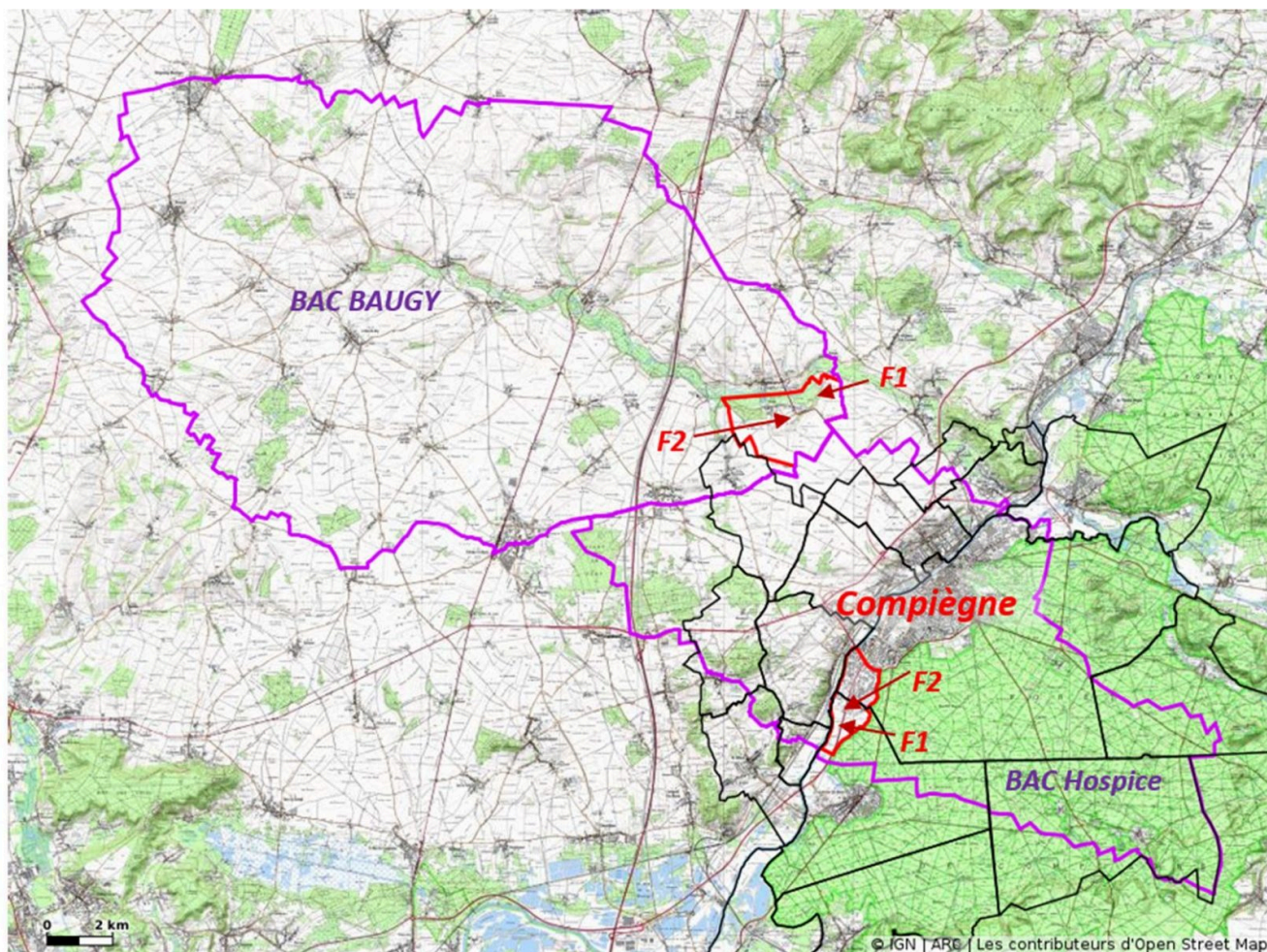


Figure 2. Carte des BAC de Baugy (F1 & F2) et de l'Hospice (F1 & F2).

Dans le cadre de sa politique environnementale, l'État a demandé un classement des captages de l'ARC au titre l'article 21 de la loi sur l'eau et des milieux aquatiques du 30 décembre 2006. Ce classement impose la réalisation d'une étude du BAC et la définition de zones vulnérables intrinsèques à ce territoire. L'ARC a réalisé cette étude de BAC en 2009.

Les deux BAC couvrent 36.323 ha dont 24.584 ha de SAU (soit 68 % des BAC) pour 200 exploitations agricoles mais avec des disparités sur chaque BAC (tableau 1).

Tableau 1. Occupation du sol dans les BAC des captages de Baugy et de l'Hospice (source : Corine Land Cover, 2006)

Occupation du sol	Captages de Baugy	Captages de l'Hospice
Zones agricoles	87,4 %	33,6 %
Forêt et zones semi-naturelles	6,4 %	48,5 %
Surfaces artificialisées	6,2 %	16,8 %
Masses d'eau		1,1 %

Le contexte pédologique local présente des sols limoneux (60 %), de craie du Sénonien affleurante avec des zones de failles (25 %) et quelques formations tertiaires.

La production agricole est composée (figure 3) pour moitié de céréales et un sixième de cultures industrielles telles que la pomme de terre (*Solanum tuberosum*) ou la betterave (*Beta vulgaris*). Il y a très peu d'élevage et *a fortiori*, peu de prairies. Le paysage du BAC du captage de Baugy est également peu boisé et principalement constitué « *d'open field* » avec très peu de haies.

Étant donné la surface importante des BAC, 36.323 ha et la position excentrée de la ville de Compiègne, la problématique de qualité d'eau peut ne pas intéresser certains exploitants agricoles plus éloignés puisque 30 km séparent la ville de Compiègne du point le plus éloigné sur le BAC de Baugy (figure 2).

En 2012, des arrêtés de délimitation et de plans d'actions ont été pris pour ces BAC. Depuis lors, l'ARC et ses partenaires mènent des actions pour entre autres, amener les agriculteurs à améliorer leurs pratiques en matière d'usage des produits phytosanitaires et de fertilisants azotés.

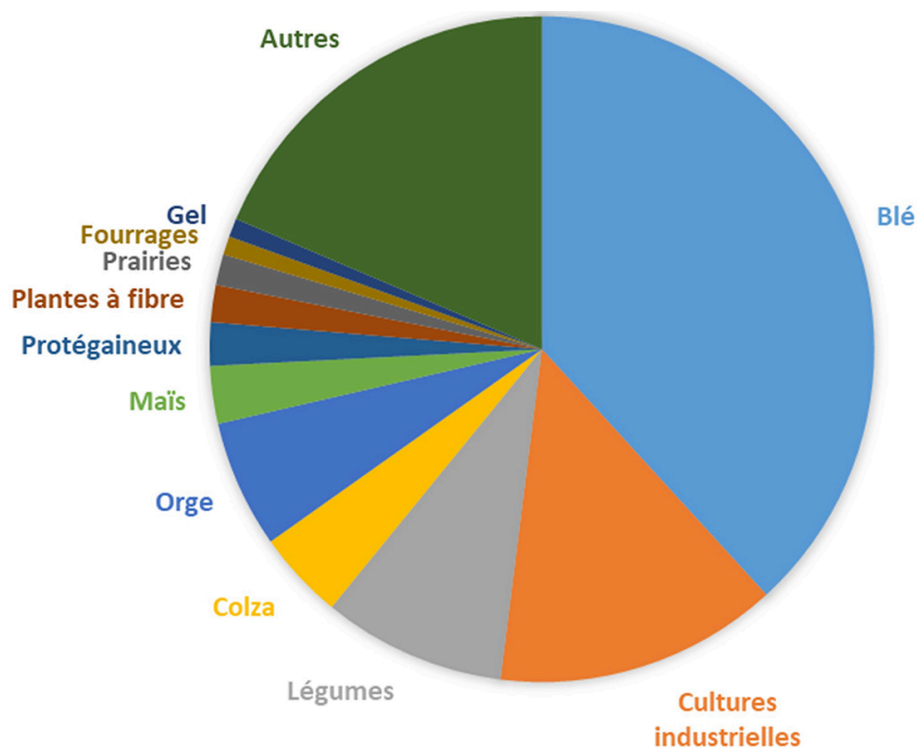


Figure 3. Assolement dans les BAC de Baugy et l'Hospice (Registre Parcellaire Graphique 2019).

Premier contrat azote

Dans ce cadre, un premier « contrat azote » a été rédigé avec l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN) et la Chambre d'Agriculture de l'Oise pour sensibiliser et accompagner des agriculteurs volontaires dans ce type d'actions.

Les arrêtés « plan d'actions » des BAC fixent un objectif de 66 % des agriculteurs des BAC engagés pour au moins une parcelle dans ce contrat azote. Ils visent également à mieux maîtriser la fertilisation azotée et à maximiser les couverts d'interculture (100 % de la SAU couverte) pour avoir une eau de qualité aux captages. Le contrat azote consiste en la réalisation d'une analyse de sol initial (pour définir sa texture), puis d'un Reliquat Entrée Hiver (REH) et d'un Reliquat Sortie Hiver (RSH) lié à un conseil de fertilisation afin d'améliorer les pratiques et optimiser les apports.

Les parcelles suivies sont principalement des sols profonds type limons argileux ou limon moyens. Quelques parcelles présentent une structure plus sableuse. Les analyses ont également permis de connaître le taux de matières organiques du sol (la profondeur et la charge caillouteuse sont renseignées par l'agriculteur).

Ce premier contrat, d'une durée de trois ans (de 2015 à 2017), impliquait la signature d'un contrat papier par l'agriculteur pour le suivi d'une parcelle (REH, RSH et conseil de fertilisation annuel) et par la collectivité pour le suivi de l'animation (rédaction de rapports de synthèses et rendez-vous individuel annuel pour

1. Exprimé en kg Nmin.ha-1 (Nmin = N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺)

présenter les résultats). Le contrat était complété d'une annexe d'une quinzaine de pages relatives aux obligations réglementaires (Programme d'actions régional issu de la Directive Nitrate, obligation de fractionnement des apports...) qui 'alourdissait' le contrat en lui-même et qui a pu rebuter certains agriculteurs à s'engager dans la démarche.

L'ARC, avec le soutien financier de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, a confié l'animation du contrat azote au bureau d'études SEDE ENVIRONNEMENT. Pour les missions de terrain et le suivi des dossiers, SEDE n'a déployé qu'une seule personne, un agronome et responsable 'épandages' au sein de sa structure. Le travail du bureau d'études était de :

1. contractualiser (via des rencontres individuelles sur chaque ferme) avec un maximum d'agriculteurs ;
2. réaliser l'analyse des données, notamment les REH ;
3. tirer des conclusions à l'échelle des BAC, en fonction du type de culture et de tout paramètre permettant d'orienter des conclusions ou des pistes d'amélioration pour les agriculteurs.

En parallèle, la mesure du RSH réalisée sur la même parcelle « REH » devait permettre aux agriculteurs d'adapter leurs apports azotés en fonction de la valeur de RSH et des conseils en fertilisation apportés par le laboratoire, conseils le plus souvent respectés ... mais pas toujours : « je connais ma parcelle, je sais qu'elle peut faire des très bons rendements si je mets un peu plus d'azote ».

Le rendu des résultats des analyses de reliquats aux agriculteurs était réalisé par le bureau d'études lors d'entretiens annuels individuels.

En 2015, une réunion d'information collective pour restituer les résultats des REH a été organisée mais peu d'agriculteurs y ont participé ; ce qui est généralement le cas quel que soit le sujet proposé (agriculture biologique, MAEC, contrat azote). Ce format a donc été abandonné.

En parallèle, SEDE ENVIRONNEMENT a également réalisé une synthèse annuelle reprenant les principaux enseignements des résultats d'analyse de sol. Un format synthétique de quatre pages a été transmis chaque année aux agriculteurs dans le courant du mois de juin.

Au cours de ces trois années, les échantillons de sol ont été prélevés par un prestataire indépendant basé dans la Somme (80) et analysés par le laboratoire GALYS.

Ces trois premières années de contrat ont permis d'engager dans la démarche 99 agriculteurs parmi les 240 agriculteurs possédant au moins une parcelle sur les BAC, pour 121 parcelles (1303 ha suivies). Les parcelles suivies ont été proposées par les agriculteurs pour diverses motivations (bénéficiaire d'un RSH et du conseil fertilisation associé gratuitement, suivre une parcelle peu productive ou en zone sensible...). Le contrat a permis de les sensibiliser à la problématique de pollution des ressources en eau par le nitrate et d'apporter un conseil de fertilisation adapté au potentiel de rendement défini par l'exploitant (et validé par le conseil sur la base de la moyenne de rendement des trois dernières années).

Les synthèses réalisées permettent de suivre l'évolution des REH (tableau 2) chaque année en tenant compte des cultures, du type de sol et de la fertilisation réalisée.

Entre 2015 à 2017, aucune diminution de la pression nitrate n'a été observée en début d'hiver : la moyenne des REH pour les parcelles suivies a évolué de 85 kg N_{min}.ha⁻¹ en 2015 à 105 kg N_{min}.ha⁻¹ en 2017. Les éléments explicatifs avancés par le bureau d'études étaient les suivants : trois années météorologiques exceptionnelles conduisant à de faibles rendements et donc un moindre prélèvement d'azote, REH élevés

sur les parcelles de légumineuses et de colza. Ces constats ont été transmis aux agriculteurs, ce qui a permis à l'ARC de créer du lien avec eux et de se familiariser avec la thématique « reliquats ».

L'appui d'un bureau d'étude a également permis de faire vivre la thématique qualité de l'eau en particulier sur le nitrate.

Tableau 2. REH ($\text{kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$) entre 2014 et 2020 en fonction du précédent.

Culture précédente	Reliquat Entrée Hiver (REH)							Moyenne	Effectifs
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020		
Betteraves sucrières	65	81	58	80	61	53	153	83	165
Blé d'hiver		84	114	106	71	72	124	93	412
Colza d'hiver	116	96	172	110	104	109	145	125	68
Féverole	131	115						127	4
Haricots verts	191					150	334	206	4
Lin fibre	83			116	123	119	187	148	13
Luzerne		45				58	225	138	4
Maïs ensilage	119	95	66	284	142	100	147	126	26
Maïs grain	72	114	110	116	69	115	159	105	47
Oignons				196	147		247	197	3
Orge de printemps		64	104	101	94	68	146	90	26
Orge d'hiver		76	128	81	41	69	168	88	25
Pois	167	114	149	103	138	137	176	150	52
Pomme de terre	96		81	120	130	116	203	128	30
Ray-grass				56	41	36	47	45	4
Moyenne annuelle	103	85	109	105	80	78	147	101	971

Second contrat azote

En 2017, l'ARC a souhaité renforcer l'animation captage avec le recrutement d'un animateur à temps plein dont les missions consistent à mettre en place et suivre des actions visant à préserver la ressource en eau, dont le contrat azote, et à mobiliser plus d'exploitants agricoles sur ce contrat en vue d'atteindre les 66 % d'agriculteurs engagés.

Dans le respect d'une procédure de marché public, le bureau d'études GEONORD a été retenu pour accompagner l'animateur dans ses missions. Il s'est appuyé, après un appel d'offres, sur le même prestataire qui réalisait les prélèvements lors du 1er contrat azote et sur le laboratoire AUREA pour les analyses de sol.

Comme lors du premier contrat, une analyse de sol préalable a été réalisée afin de caractériser le sol, notamment pour les plans de fumures prévisionnels.

GEONORD a déployé une équipe de quatre personnes pour rencontrer individuellement le plus grand nombre possible d'agriculteurs (163) et les inciter à s'engager dans ce second contrat azote. Ainsi, 88 des 99 agriculteurs précédemment engagés ont poursuivis l'action. Onze agriculteurs abandonnant pour diverses raisons : cessation d'activité, manque d'intérêt pour les reliquats notamment.

GEONORD a pu contractualiser avec 39 nouveaux agriculteurs pour un total de 171 parcelles, soit 1 837 ha suivis (7,6 % de la SAU). Pour les nouvelles parcelles engagées, le bureau d'étude a incité les agriculteurs à choisir des parcelles dans les zones de priorité 1 et 2 des BAC qui sont potentiellement les plus sensibles à la lixiviation du nitrate (figure 4).

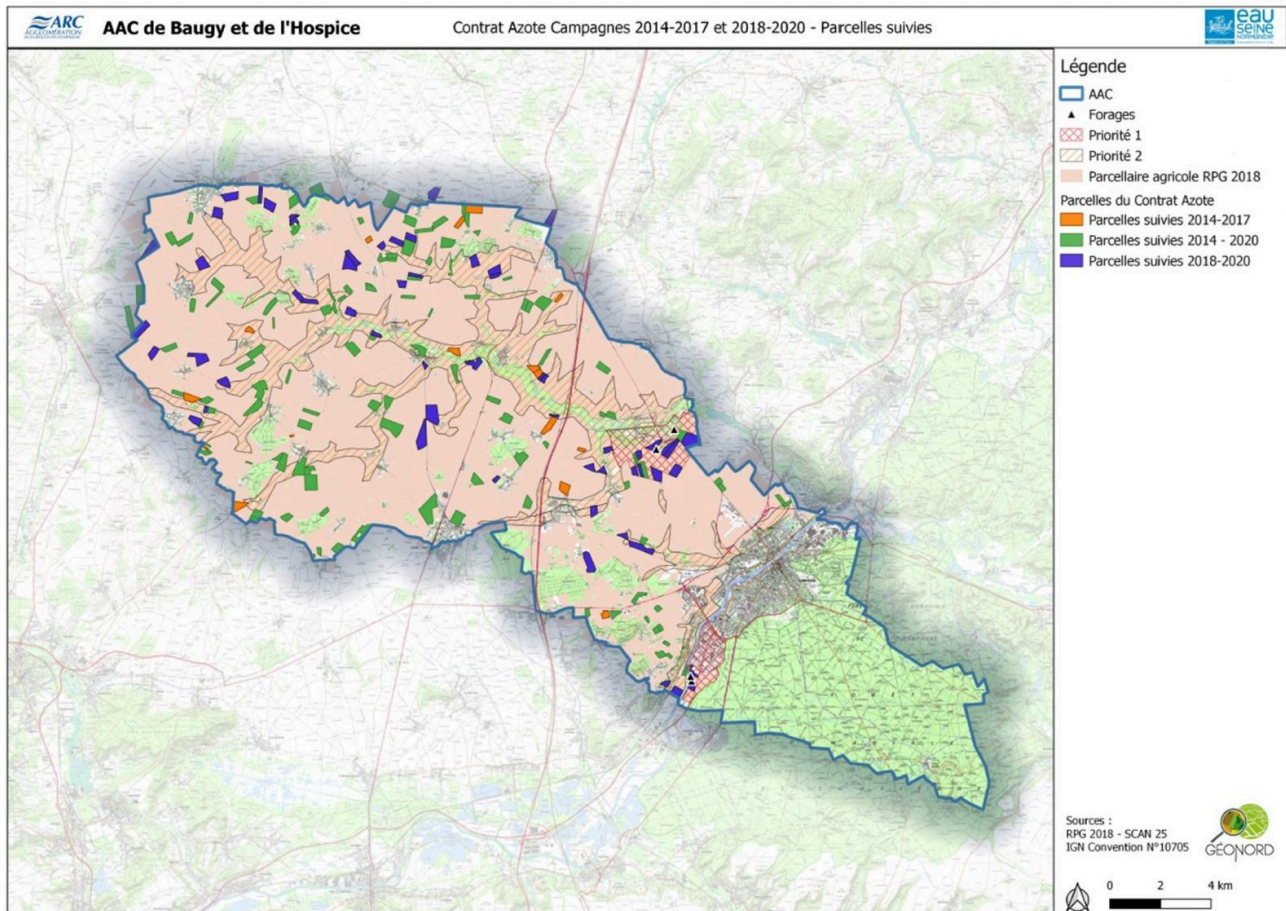


Figure 4. Localisation des parcelles sous contrat azote.

Dès 2018, des discussions avec le chargé de mission de GEONORD et une réunion organisée par l'INRAE sur la gestion dynamique des BAC (qui a rassemblé de nombreux animateurs du bassin Seine Normandie) ont orienté le contrat azote vers la fixation d'une valeur guide de REH à l'échelle du BAC via le modèle de BURNS (1976). L'objectif étant de fixer une valeur « charnière » de REH synonyme d'une concentration en nitrate de $37,5 \text{ mg.L}^{-1}$ aux captages (correspondant à 75 % du seuil de potabilité de 50 mg.L^{-1} , seuil de déclenchement des actions de prévention). L'AESN a souhaité que cette valeur « charnière » soit diffusée aux agriculteurs dans le cadre du financement du contrat azote. Ainsi, sur base des données météorologiques (pluviométrie

et évapotranspiration) des dix dernières années, des types de sols et de la couverture des sols, il a pu être déterminé, en calculant la lame drainante (du 1er novembre au 31 mars) par année et par type de sol, une valeur guide « charnière » de REH de 50 kg N_{min}.ha⁻¹ à l'échelle des deux BAC, quelle que soit la culture en place ou le type de sol. D'emblée, cet objectif se situe bien en deçà des valeurs moyennes constatées sur les BAC depuis le début du suivi (tableau 1).

La question de la diffusion de cette valeur guide de REH aux exploitants agricoles a donc été soulevée, au vu de l'historique parfois conflictuel avec la profession agricole depuis le début des années 2010 sur le territoire (en raison des volontés d'aménagement des collectivités : SCOT, PLU... et également de conflits sur la répartition des usages de l'eau entre les différents usagers, irrigants et collectivités sur un territoire soumis à des tensions quantitatives sur la ressource en eau dans une Zone de Répartition des Eaux).

Dans un premier temps, la collectivité a fait le choix de ne pas diffuser cette valeur guide. Toutefois, il semblait compliqué de dialoguer avec les agriculteurs sur la thématique azote si on ne fixait pas d'objectif. Certes, il y avait un objectif d'atteindre 37,5 mg.L⁻¹ de nitrate aux captages, mais comment transmettre cette ambition aux agriculteurs qui prétendent avoir des pratiques plus vertueuses que par le passé ?

Aussi, finalement, la décision a été prise de communiquer cet objectif d'un REH moyen de 50 kg N_{min}.ha⁻¹ pour l'ensemble des parcelles du BAC mais également de sensibiliser encore plus les agriculteurs à la thématique. Cette valeur moyenne était à nuancer, à la parcelle, en fonction du précédent cultural.

En parallèle et pour compléter le travail de sensibilisation initié par l'ARC au cours de la période du premier contrat, GEONORD a réalisé des entretiens individuels avec les exploitants afin de collecter les informations sur leurs pratiques de fertilisation, rendements et gestion de l'interculture. Ces informations ont permis la rédaction de synthèses par parcelle (sous forme de fiches remises à chaque agriculteur impliqué dans le contrat) avec les résultats des mesures de reliquats azotés et une estimation de l'azote nitrique lixivié (exemple anonymisé en figure 5).

Proposée par GEONORD, cette fiche présente les caractéristiques de la parcelle, son historique cultural, la fertilisation appliquée, le rendement obtenu, l'éventuelle interculture mise en place et les résultats des mesures REH et RSH. Elle propose également à l'exploitant des indicateurs : sensibilité du sol à la lixiviation, lame d'eau drainante et capacité d'absorption automnale par le couvert ou culture en place. Cette fiche parcellaire est accompagnée d'une notice explicative. Le but est d'apporter un regard *a posteriori* sur la stratégie mise en œuvre, en tenant compte des caractéristiques de la parcelle et en proposant une estimation des pertes azotées par lixiviation évaluée avec le modèle de Burns (1976). GEONORD s'est également attelé à illustrer l'impact du type de sol et du précédent cultural sur la valeur de REH mesurée. En effet, il y a une forte variabilité de la réserve utile du sol (entre 50 et 220 mm) dans l'échantillon de parcelles suivies et certaines cultures laissent un REH important quand d'autres laissent peu d'azote après récolte (tableau 2).

Référence Parcelle :

Fiche éditée le

17/04/2019

Exploitation :

Parcelle :

Surface : 12 ha

Succession : Pommes de terre conso (précoce) - BLE

Données parcellaire

Localisation :
Classe de RU retenue : 160 mm
Type de sol : LIMONS MOYENS

Profondeur : 60 à 90 cm
Pierrosité : 0%

Taux Matière Organique : 1,3%

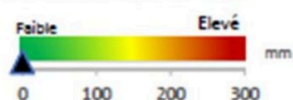


Sensibilité au lessivage :



Lame drainante : 0 mm

Période : Hiver 2018 - 2019



Date estimée début lessivage :

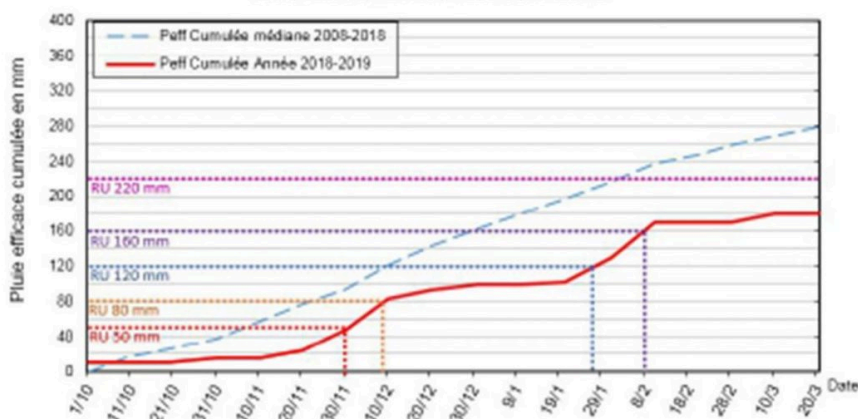
10-déc.

Observations :

L'été et l'automne 2018 ont été également sec sur le Nord de la France. A partir du mois de décembre, les pluies ont été plus présentes avec des températures douces. Après un début relativement doux, le mois de janvier 2019 a été marqué par un retour de la fraîcheur accompagnés d'épisodes neigeux.

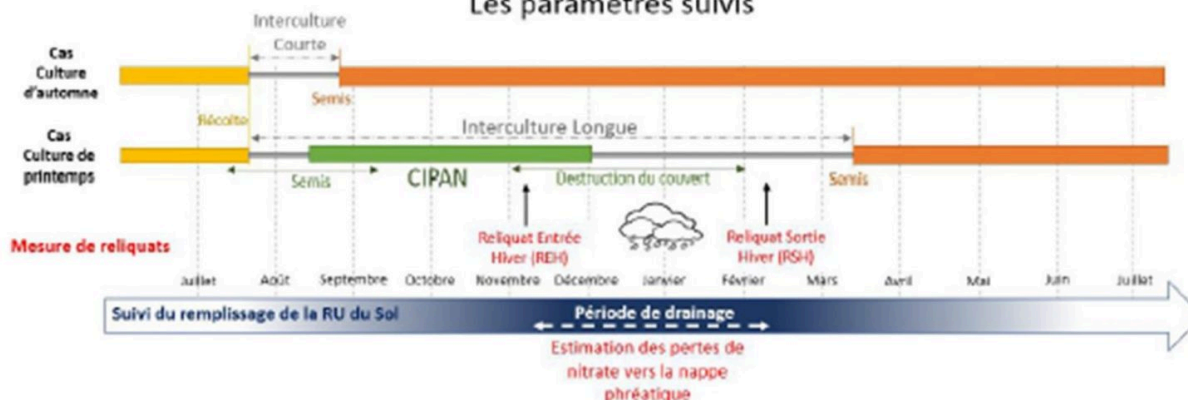
Cumul de pluies efficaces

Station météo - MARGNY-LES-COMPIEGNE



Principe

Les paramètres suivis



Historique parcellaire

Année Culturelle	Succession	Couvert en interculture	Apport MO	en kg N / ha	
				REH	RSH
2015 - 2016	Blé d'hiver - betteraves	oui	nr	52	75
2016 - 2017	betteraves - BLE		nr	51	78
2017 - 2018	BLE - Pommes de terre conso (précoce)	oui	oui	73	42
2018 - 2019	Pommes de terre conso (précoce) - BLE	oui	oui	88	62

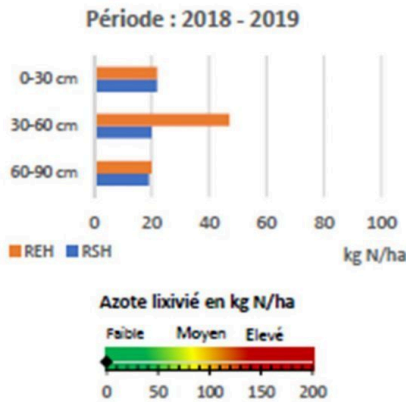
Référence Parcelle :

Fiche éditée le

17/04/2019

Estimation des pertes de nitrates : 2018 - 2019

Succession : Pommes de terre conso (précoce) - BLE



	REH Nov 18	RSH Fév 19
0-30 cm	22	22
30-60 cm	47	20
60-90 cm	20	19
N Total en kg N/ha	88	62

Références pour se situer par rapport aux résultats sur le BAC

	REH	RSH	Nb Valeur
Pommes de terre conso (précoce) - BLE	88	62	1
LIMONS MOYENS	83	55	55
Moyenne			

Lame drainante : 0 mm d'eau
Quantité de nitrates lixiviée : 0 kg N/ha

Fertilisation Précédent 2018

Culture : Pommes de terre conso (précoce)
Variété : Taisiya

		Objectifs et prévisionnel	Réalisé
Rendement		70 t	70 t
Besoin de la culture		255 kg N/ha	
Dose N minéral	Conseil RSH	94 kg N/ha	201 kg N/ha
	Conseil OAD		

Fractionnement des apports : 3

Interculture courte

Culture suivante : BLE

Couvert :

Date d'implantation :

Type :

Date de destruction :

Gestion des résidus de récolte : Pailles enfouies

Mode de destruction :

Apport de matière organique :

Quantité apportée :

Développement du couvert ou culture: faible (<1 T MS)

Teneur en N :

Capacité absorption du couvert : faible

Période apport :



Azote efficace sur le couvert :

Azote efficace pour la culture :

Objectifs principaux des couverts pour l'exploitant

Règlementation / Intérêt pour la culture

Actions prévues pour optimiser la gestion de l'azote:

OAD -> Farmstar / Reliquats

Figure 5. Exemple de synthèse parcellaire.

Fin du contrat azote

Le contrat azote en partenariat avec l'AESN a pris fin en 2020 avec la réalisation d'une dernière campagne de mesure REH à l'automne 2020.

L'AESN n'a pas souhaité poursuivre le financement des campagnes de mesure de reliquat sur le territoire au-delà des six années d'animation sur ce thème. En effet, à l'échelle du territoire de l'ARC et des BAC de Baugy et l'Hospice, le contrat azote est couteux (50 000 € par an, subventionné à 80 % par l'AESN) et les résultats sur la qualité de l'eau aux captages non visibles (les temps de transfert dans les sols et la nappe pouvant atteindre 60 ans). L'AESN considère néanmoins que ce programme a permis aux agriculteurs de s'intéresser à la problématique et est donc plutôt perçu comme une action de communication. L'AESN souhaite donc orienter l'action et les financements vers d'autres territoires.

Toutefois, au vu de l'énergie déployée pour contractualiser avec les agriculteurs des BAC, de l'argent investi dans cette thématique et des avancées dans le traitement des données, l'ARC a pris la décision de poursuivre les mesures de REH avec les agriculteurs précédemment engagés afin de maintenir le lien entre ces derniers et la collectivité pour la reconquête de la qualité de l'eau. Pour des raisons de coût, les mesures de RSH ont été arrêtées. En effet, ces dernières n'étaient pas directement « valorisées » pour la protection de l'eau mais utilisées par les agriculteurs pour la réalisation du Plan de Fumure Prévisionnel, une obligation du PAN².

Des contacts ont donc été repris avec les 127 agriculteurs précédemment engagés afin de savoir s'ils étaient toujours volontaires pour poursuivre la démarche de suivi des REH sur la ou les mêmes parcelles. Sur les 127 agriculteurs, trois n'ont pas souhaité poursuivre le suivi par manque d'intérêt.

En 2021 (suite à de nombreux reports depuis début 2020 en raison des contraintes sanitaires liées à l'épidémie de COVID), l'animateur captages a réalisé une présentation collective aux agriculteurs des résultats des campagnes de mesure des reliquats effectuées depuis plusieurs années. Cette synthèse a été enrichie d'un travail réalisé par l'INRAE afin de la redynamiser pour atteindre l'objectif (37,5 mg.L⁻¹) de qualité d'eau aux captages.

La chargée de missions de l'INRAE a également réalisé un classement des parcelles suivies dans le cadre du contrat azote afin de déterminer si, à l'échelle de leur rotation, les parcelles suivies engendrent une concentration en nitrate dans l'eau de percolation conforme à l'objectif de 37,5 mg.L⁻¹. Ce travail a permis de déterminer que même si ponctuellement des parcelles atteignent cet objectif, aucune des 171 parcelles suivies n'est en situation de réussite à l'échelle de la rotation ; en cause, des problèmes de sur-fertilisation, de gestion des rotations culturales et de non réussite des couverts pièges à nitrate.

Ce diagnostic a ensuite permis de classer les parcelles en fonction de « l'azote en jeu moyen » (à l'échelle de la rotation) en l'extrapolant à tous les champs du BAC :

- « Azote en jeu moyen » faible pour 54 % des parcelles de l'AAC. La réussite des cultures pièges à nitrate suffirait à atteindre le REH objectif.
- « Azote en jeu moyen » élevé et irrégulier pour 5 % des parcelles. La sur-fertilisation et des cultures « riches en azote » fréquentes dans la rotation sont la cause de l'excès d'azote. La réussite du piégeage

2. Programme d'Actions National nitrates

3. projet QuEau Vadis qui consiste à analyser l'animation en place (plan d'actions, objectifs, acteurs, moyens déployés).

apparaît indispensable mais insuffisante pour résorber l'azote en excès. Il est nécessaire de limiter la fréquence et la cause de l'excès d'azote (sur-fertilisation de printemps, apport de matière organique en été et à l'automne, légumineuses non compensées par des cultures exigeantes en azote dans la rotation ou par des couverts).

- « Azote en jeu moyen » élevé et régulier pour 6 % des surfaces. L'activité de minéralisation importante du sol nécessite d'ajuster les pratiques agricoles. Pour ces champs, il est préférable de limiter fortement la fertilisation et les cultures riches en azote. Les cultures pièges à nitrate sont indispensables à l'automne pour absorber l'excès d'azote issu de la minéralisation des matières organiques.
- Pour les 35 % des surfaces restantes, il n'a pas été possible de les classer parce que les rotations ne le permettaient pas.

Concrètement, la réunion a eu lieu fin septembre 2021 et seuls deux exploitants agricoles se sont déplacés (en raison du démarrage de la campagne d'arrachage des pommes de terre). Ils ont semblé très réceptifs à la méthodologie et aux résultats présentés, notamment sur la valeur de REH objectif de $50 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ à l'échelle de la rotation ; leurs parcelles ont été prises comme exemple dans la présentation et la discussion. Un compte-rendu de cette réunion a été envoyé à l'ensemble des agriculteurs suivis, document qui a suscité quelques retours intéressés.

Il semble important d'organiser à nouveau des réunions collectives afin de créer de l'émulation autour de la thématique. Toutefois, étant donné la taille des BAC (24 000 ha), il sera plus judicieux de réaliser plusieurs réunions collectives dans différents lieux répartis géographiquement sur les BAC afin de faire venir le plus grand nombre.

En effet, la participation en février 2021, de l'animateur captage à une réunion « reliquats » organisée par l'animatrice du BAC de REIMS-FLECHAMBAUT à destination des 20 agriculteurs de son BAC, a montré qu'ils sont curieux de l'interprétation faite par l'animatrice et de la différence de résultats entre exploitations. La réflexion collective permet d'avancer et de se poser des questions.

Reste à trouver le bon format et le bon moment pour parler au plus grand nombre.

Synthèse et perspectives

Les sept années (2014-2020) de suivi REH sur les BAC de Baugy et l'Hospice n'ont pas généré, vu le temps de percolation en zone vadose, de résultats concrets sur l'amélioration de la qualité de l'eau.

Les pratiques des agriculteurs en termes de fertilisation ne semblent pas avoir évolué au cours de ces sept années. La recherche de l'optimum technique (maximiser les rendements) restant la norme au détriment de l'optimum technico-économique. Pour les CIPAN, leur importance est mieux comprise et leur implantation mieux maîtrisée (variété, mélanges d'espèces) mais leur 'réussite' reste un facteur clé à optimiser.

Ce suivi REH a permis d'évaluer la pression nitrate et a soulevé beaucoup de questionnements sur la façon d'améliorer les choses.

En outre, la connaissance du reliquat azoté en début de période de drainage s'avère être un bon outil pour établir et maintenir un lien avec les exploitants agricoles sur la protection de la ressource en eau (amélioration des pratiques agricoles pour atteindre un objectif de qualité).

Toutefois, il est difficile de mobiliser un aussi grand nombre d'exploitants (environ 200) sur un BAC aussi grand (24 000 ha). L'animation faite par un bureau d'étude est une action coûteuse (pour la collectivité et l'AESN) car très chronophage mais nécessaire.

La fixation auprès des agriculteurs d'un objectif de REH visant à améliorer la qualité de l'eau est essentielle pour « faire bouger les lignes ». Ces réflexions doivent également intégrer une logique économique pour les exploitants agricoles (l'azote lixivié est aussi une perte économique pour leur exploitation).

À l'avenir, l'ARC envisage d'associer des opérateurs économiques agricoles à la thématique. En effet, ces acteurs (Chambre d'Agriculture, Coopératives agricoles, papèteries, sucreries...) font également réaliser des mesures de reliquat azoté. Il sera intéressant de pouvoir partager ces données au sein d'une base de données commune afin d'enrichir les connaissances du territoire. De plus, impliquer les acteurs économiques permettra également de leur montrer qu'ils peuvent jouer un rôle dans la prévention de la lixiviation du nitrate (par exemple, la sensibilisation des coopératives agricoles pour une réussite plus régulière des semis de CIPAN).

Bibliographie

Burns I.G., 1976. Equations to predict the leaching of nitrate uniformly incorporated to a known depth or uniformly distributed throughout a soil profile. *Journal of Agricultural Science*, 86, 305-313.

SAFEGE, 2009. Etude des bassins d'alimentation des captages de Baugy et de l'Hospice.

About the Author

Vincent Perrin

AGGLOMÉRATION DE LA RÉGION DE COMPIÈGNE

Synthèse des échanges sur la thématique

La diversité des méthodes suivies pour traiter et interpréter les données a été approfondie dans cette quatrième session. Elle a permis d'ouvrir le champ des possibles en termes de pistes d'interprétation et de valorisation des données collectées.

Ainsi, différentes méthodes notamment de comparaison des résultats ont été discutées : (i) à partir de fermes de référence avec les exemples wallons et bretons, (ii) à partir d'une comparaison interannuelle de l'azote en jeu (quantité d'azote dans le sol et dans le couvert), ou encore (iii) en intercomparant les reliquats des agriculteurs suivis.

L'exemple wallon consiste à comparer les résultats d'APL issus des contrôles réglementaires à un référentiel d'APL, établi à partir de parcelles de référence échantillonnées à deux reprises (seconde quinzaine d'octobre et première quinzaine de décembre). L'analyse de la dynamique d'azote dans le sol entre ces deux dates, pour différentes classes de cultures, présente un intérêt pédagogique certain (ex : pente toujours décroissante derrière une céréale suivi d'un couvert, illustrant la capacité du couvert à absorber l'azote). Un autre atout de ces références est qu'elles permettent de prendre en compte les aléas climatiques annuels. La limite évoquée à cette méthode concerne l'écart qu'il peut y avoir pour certaines classes de cultures (la pomme de terre par exemple) entre l'évaluation agronomique des résultats (APL jugé satisfaisant par rapport au référentiel) et leur impact environnemental vis-à-vis de la qualité de l'eau (APL qui risque de générer de fortes pertes malgré tout).

La méthodologie suivie par les bretons pour construire le réseau de fermes de référence est similaire à celle des wallons. L'interprétation qui en est faite est néanmoins différente. Ces parcelles de référence vont permettre d'établir un REH attendu (notamment à partir des bonnes pratiques de fertilisation appliquées sur ces parcelles) et c'est l'écart entre le REH obtenu et le REH attendu qui fournira une note aux agriculteurs. L'objectif étant de mettre en évidence les agriculteurs qui ont systématiquement une mauvaise note, traduisant principalement des pratiques de surfertilisation. Même s'il est rappelé au cours des échanges qu'un REH élevé ne se traduit pas systématiquement par une surfertilisation (voire jamais sur certains territoires) et inversement, une surfertilisation peut être contrôlée par des couverts, laissant de faibles reliquats au début du drainage.

L'interprétation des données à partir d'un référentiel nécessite une quantité de parcelles suivies suffisantes pour établir des statistiques solides.

Une autre méthode d'interprétation des données, qui se prête au suivi long terme des parcelles de reliquats (plus de 6 ans) consiste à représenter la distribution annuelle du REH pour chaque culture de la rotation, sous forme de graphique radar. L'azote absorbé par le couvert est également représenté sur ce graphique, pour illustrer la notion d'azote en jeu au fil des cultures de la succession. L'objectif de REH est aussi représenté sur le graphique, pour rappeler la cible à atteindre et structurer les discussions avec les agriculteurs.

Une autre méthode consiste à comparer les résultats des agriculteurs entre eux, en relatif. Les objectifs de REH à atteindre sont souvent estimés à partir du modèle de Burns inversé. Certains des animateurs ne sont pas satisfaits par l'utilisation de Burns pour estimer le REH objectif, jugé trop imprécis. Néanmoins, les échanges ont mis en évidence que ce n'était pas grave si l'objectif fixé n'était pas précis pour les animateurs

de collectifs d'agriculteurs, l'essentiel étant de leur donner un cap. Ces objectifs de REH sont mis à jour chaque année par un des animateurs, traitement apprécié des agriculteurs car permettant d'interpréter les résultats vis-à-vis du climat de l'année.

Des restitutions collectives des résultats des campagnes de reliquats sont organisées chaque année mais mobilisent souvent peu d'agriculteurs. Les discussions à l'issue de cette session le traduisent notamment par les objectifs trop nombreux et différents recherchés par les animateurs : sensibiliser les agriculteurs, en engager un maximum dans le suivi des reliquats, animer un groupe, les accompagner dans le changement de pratiques, suivre l'évolution de la qualité de l'eau, etc. (se traduisant par l'expression « qui trop embrasse, mal étirent »). Ces échanges ont débouché sur la nécessité de centrer les objectifs de traitement de données sur l'objectif que se fixe l'animateur avec le groupe d'agriculteurs suivis, pour ne pas s'égarer et orienter l'interprétation des résultats vers l'objectif visé.

Par ailleurs, des conditions climatiques défavorables (sécheresse notamment) et des contextes pédologiques parfois variés induisent régulièrement des observations sur des épaisseurs variables (0-90 cm, 0-60 cm et 0-30 cm). Cette éventuelle diversité de situation complique singulièrement l'interprétation et la comparaison des résultats.

Face aux difficultés rencontrées dans l'interprétation des données, souvent corrélées à des difficultés à mobiliser les agriculteurs autour des résultats présentés, les échanges ont permis de faire émerger quelques pistes pour les contourner. Dans un premier temps, il est conseillé d'associer les mesures de REH à des mesures de biomasse et d'azote absorbé par les couverts d'interculture pour interpréter l'azote en jeu au début du drainage. Par ailleurs, il est conseillé de se concentrer sur l'interprétation des ordres de grandeurs obtenus et non pas sur les valeurs précises ; l'essentiel étant *in fine* de motiver les agriculteurs suivis à améliorer leurs pratiques pour réduire leur impact sur la qualité de l'eau, pas de chercher le résultat à la virgule près (surtout compte-tenu de l'incertitude associée). L'importance de communiquer sur l'objectif à atteindre est également soulignée, cet objectif permet de fournir un fil conducteur aux agriculteurs et les motive à s'investir. L'importance de la communication autour du délai de transfert avant d'observer un résultat à la nappe, ou sur l'impact de la lame drainante sur les concentrations en nitrate, est également soulignée, notamment auprès des acteurs qui gravitent autour des agriculteurs et de l'animateur. Il émerge également de ces discussions que ce sont les suivis de parcelles depuis plusieurs années et la relation de confiance qui se tisse entre agriculteurs et animateurs qui permettent une bonne interprétation des données.

CHAPITRE 5. ACCOMPAGNEMENT DES AGRICULTEURS AUTOUR DU REH/RDD/ APL

L'APL wallon, un outil de contrôle et d'encadrement

DIMITRI WOUEZ

Résumé

Les mesures de l'azote potentiellement lessivable (APL) sont réalisées et utilisées en Wallonie (Belgique) depuis 2008 comme outil de contrôle du respect du principe de raisonnement de la fertilisation. Ce contrôle, organisé par le Service Public de Wallonie, s'applique chaque année à 5 % des exploitations possédant des superficies agricoles en zone vulnérable.

PROTECT'eau encadre gratuitement les agriculteurs contrôlés qui sont non-conformes, mais également tout agriculteur qui désire être conseillé sur la gestion azotée de ses parcelles. PROTECT'eau utilise des mesures APL comme outil d'encadrement. Elles permettent en effet de « simuler » un contrôle et donc d'informer l'agriculteur sur des possibilités d'amélioration.

Associées à une mesure du reliquat en sortie d'hiver, ces résultats animent les réflexions sur la lixiviation du nitrate, la perte économique, l'impact environnemental et les solutions à mettre en place.

Parmi les 5 800 exploitations agricoles contrôlées depuis 2008, un millier ont été déclarées non conformes (au moins un résultat APL supérieur au seuil d'intervention défini sur base du référentiel APL). Elles entrent alors dans un programme d'observation dont elles ne peuvent sortir qu'à la suite de deux années de contrôles conformes consécutives. 65 % des exploitations du programme d'observation en sortent après deux ans, 7 % après trois ans et 6 % après quatre ans. Dix agriculteurs ont été sanctionnés par une amende (quatrième année non conforme). Aucun agriculteur ayant suivi les conseils de PROTECT'eau n'a reçu d'amende.

Dans la quasi-totalité des cas rencontrés, le respect de la réglementation, le raisonnement de la fertilisation et le soin à apporter à l'implantation des couvertures de sol (CIPAN) ont permis de corriger les situations initiales.

Historique

Les premières mesures de l'APL ont été réalisées en Wallonie dans le cadre d'un projet pilote Prop'eauSable conduit entre 1997 et 2001 par l'UCLouvain. Cette mesure y était définie comme un indicateur de la bonne gestion de l'azote sur les parcelles des exploitations agricoles étudiées (Lambert et al., 2002). Fort de ce constat, en 2002, le gouvernement wallon a élaboré un règlement (publié le 10 octobre 2002) relatif à la gestion durable de l'azote (PGDA) qui prévoit que les agriculteurs qui souhaitent s'engager dans

une démarche dérogatoire aux normes d'épandage d'azote organique¹ se soumettent volontairement à un contrôle APL et à un accompagnement par la Structure d'encadrement Nitrawal dans leur gestion de l'azote.

Les résultats APL étaient comparés à des valeurs de référence (De Toffoli et al., 2022). Ces résultats se devaient d'être satisfaisants et durables (évaluation au terme de quatre ans d'engagement) pour que l'agriculteur puisse bénéficier des valeurs dérogatoires. L'arrêté ministériel du 6 avril 2004 précisait comment devaient être qualifiés les résultats mesurés en fonction des références établies. Les parcelles de l'exploitation étaient réparties dans trois classes d'occupation du sol ; chaque classe comprenant des occupations de sol avec des valeurs attendues de reliquats similaires (tableau 1).

Tableau 1. Répartition des occupations de sol en classe APL.

Classe C1	Classe C2	Classe C3	Classe P
Valeur faible de reliquat	Valeur moyenne de reliquat	Valeur élevée de reliquat	
Betterave céréale avec CIPAN jachère prairie de fauche légume avec CIPAN lin avec CIPAN	Chicorée maïs avec sous semis de CIPAN céréale sans CIPAN	lin sans CIPAN maïs sans sous semis de CIPAN pomme de terre colza légume (simple et double culture)	Prairie pâturée

Le nombre et la ventilation (terre arable ou prairie exclusivement fauchée/prairie pâturée) des parcelles à échantillonner étaient établis selon le pourcentage de prairies pâturées dans l'exploitation. Une côte de gestion parcellaire de l'azote, était ensuite calculée pour chaque résultat. Cette côte variait en fonction de l'écart entre l'APL mesuré et la valeur de référence de la classe.

En 2007, le PGDA a été substantiellement adapté :

- suppression de la possibilité d'une démarche dérogatoire volontaire ;
- rehaussement des plafonds d'apports d'azote organique ;
- extension du contrôle APL à toutes les exploitations agricoles situées en zone vulnérable.

Ce contrôle a donc comme objectif de s'assurer que les principes de gestion raisonnée de l'azote (y compris la qualité de semis des CIPAN) sont respectés.

Les acteurs du contrôle et leurs rôles

Plusieurs acteurs sont impliqués aux différentes étapes du contrôle APL.

1. En culture : 130 kg N_{org}.ha⁻¹ au lieu de 80 kg N_{org}.ha⁻¹. En prairie : 230 kg N_{org}.ha⁻¹ au lieu de 210 kg N_{org}.ha⁻¹. A l'échelle de l'exploitation : 170 kg N_{org}.ha⁻¹. Aucun de ces plafonds ne peut être dépassé.

Les premiers concernés sont les agriculteurs qui ont au moins une partie de leur superficie agricole utile (SAU) en zone vulnérable.

Le contrôle APL est orchestré par le Service Public de Wallonie (SPW). Chaque année, 5 % des agriculteurs sont sélectionnés, essentiellement de manière aléatoire, pour être soumis au contrôle APL. Trois parcelles sont choisies chez chacun d'eux.

Des laboratoires agréés² sont alors mandatés afin d'effectuer les prélèvements et analyses de sol sur ces parcelles visées.

En parallèle, les instituts scientifiques membres de la Structure PROTECT'eau³, l'Université de Liège-Gembloux Agro-Bio Tech (ULg Gx ABT) et l'Université Catholique de Louvain – Earth & Life Institute « agronomy » (UCLouvain ELIa) suivent un réseau de fermes de référence. Ce réseau permet d'établir les droites de conformité qui établissent les limites à ne pas dépasser (De Toffoli et al., 2022).

Enfin, les conseillers de l'asbl PROTECT'eau assurent le suivi des agriculteurs qui le demandent. Ils les informent notamment sur les leviers agronomiques possibles pour les aider à obtenir des résultats APL conformes.

Modalités du contrôle APL

Les étapes clés

Quatre étapes clés ont lieu avant, pendant et après le contrôle APL.

1. Le SPW envoie un courrier début septembre aux agriculteurs sélectionnés, les prévenant du contrôle de trois de leurs parcelles (sans préciser lesquelles). Il transmet ensuite la liste de ces parcelles à des laboratoires mandatés pour faire réaliser les prélèvements de sol entre le 15 octobre et le 30 novembre.
2. Le laboratoire avertit l'agriculteur au minimum sept jours ouvrables avant la date de l'échantillonnage. La présence de ce dernier est utile pour constater le bon déroulement du prélèvement et localiser les éventuels emplacements de tas de compost pour ne pas y prélever d'échantillons de sol. Un procès-verbal est rédigé à l'issue de l'échantillonnage et l'agriculteur est invité à le signer.
3. Le laboratoire transmet les résultats des analyses à l'agriculteur et au SPW, au maximum dix jours ouvrables après l'échantillonnage.
4. Dans les cinq jours qui suivent la réception des résultats, l'agriculteur a la possibilité de commander à ses frais (35-70 €/parcelle), une contre-analyse pour une ou plusieurs parcelles à un laboratoire agréé. La contre-analyse doit avoir lieu endéans les 10 jours ouvrables après la demande et au plus tard le

2. Par le Service Public de Wallonie, sur base de ring-tests organisés trois fois par an.

3. Fin 2016, les deux organisations Nitrawal et Phytowal ont fusionné sous le nom de PROTECT'eau.

20 décembre. En cas de contre-analyse, le résultat le plus favorable à l'agriculteur est pris en compte par le SPW.

Conditions de conformité

Chaque année, les résultats des mesures APL sont comparés aux droites de conformité établies sur base des observations réalisées dans un réseau de fermes de référence (De Toffoli et al., 2022).

L'exploitation contrôlée est déclarée conforme dès lors que les deux conditions suivantes sont réunies :

- au moins deux des trois parcelles présentent un APL inférieur au seuil de non-conformité et
- aucune des parcelles ne présente une valeur qui excède de plus de 100 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹ et de plus de 100 % le seuil de non-conformité.

Depuis 2008 (début du contrôle APL), le taux de conformité moyen des exploitations contrôlées est de 83 % (Tableau 2).

Tableau 2. Taux de conformité annuel des exploitations contrôlées entre 2008 et 2021.

Année	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Taux de conformité	73	87	82	82	88	85	85	85	88	81	88	79	79	89

En cas de non-conformité

En cas de non-conformité, l'exploitation agricole entre dans un programme d'observation APL, au cours duquel le SPW fait échantillonner chaque année trois parcelles aux frais de l'agriculteur. En 2020, près de 300 exploitations (sur les 10 000 présentes en zone vulnérable) sont dans ce programme d'observation.

Programme d'observation

Parmi les 5 839 exploitations contrôlées (APL) depuis 2008, 1 004 sont entrées dans le programme d'observation (figure 1).

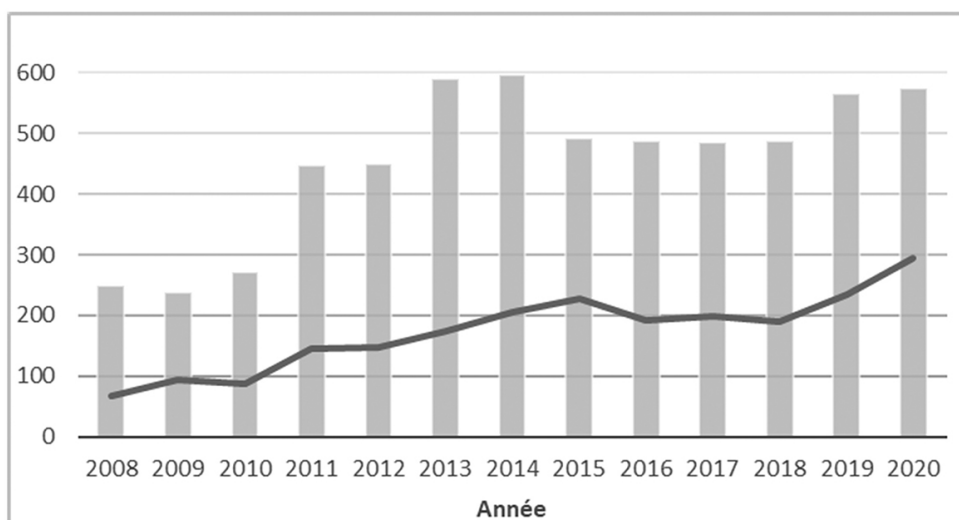


Figure 1. Nombre d'exploitations contrôlées par an (histogramme) et évolution du nombre d'agriculteurs en programme d'observation (courbe).

Pour sortir de ce programme, l'exploitation agricole doit être déclarée conforme deux années consécutives. Cette condition associée à un taux de conformité de l'ordre de 80 % au sein du programme d'observation conduit inéluctablement à une croissance du nombre d'agriculteurs dans le programme d'observation.

La figure 2 détaille la répartition des durées (en années) du programme d'observation. Ainsi, 65 % des exploitations entrées dans le programme y sont restées la durée minimale, à savoir 2 ans.

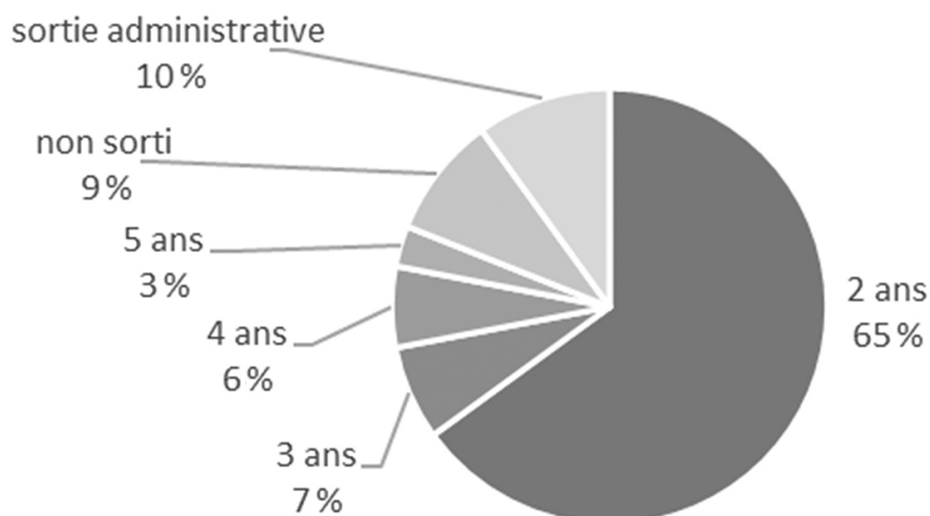


Figure 2. Distribution du temps de séjour en programme d'observation.

Chaque exploitation non conforme lors du premier contrôle APL est invitée par le SPW à solliciter l'encadrement de PROTECT'eau pour l'aider à améliorer sa gestion de l'azote et ainsi satisfaire au contrôle APL. 94 % des exploitations en programme d'observation demandent cet accompagnement.

Sanctions financières

Dès fin 2008, les sanctions liées à une non-conformité répétée ont été appliquées. A partir de l'entrée dans le programme d'observation, si l'exploitation est non conforme à trois reprises, même non consécutives, l'agriculteur devra payer une amende. Le montant de cette amende (au maximum 120 € à multiplier par la superficie (ha) de l'exploitation) est fixé selon la gravité de l'infraction évaluée par le fonctionnaire sanctionnateur.

Outil d'encadrement

L'APL est un outil largement utilisé par PROTECT'eau pour encadrer les agriculteurs, aussi bien dans une démarche volontaire d'amélioration que dans le programme d'observation.

Utilisation de l'APL dans le programme d'observation.

L'APL est un outil très didactique pour faire comprendre à l'agriculteur qu'une amélioration de pratiques est possible et nécessaire sur son exploitation. En effet, chaque année, environ 80 % des exploitations concernées (c'est-à-dire non conformes lors d'un premier contrôle) obtiennent des résultats conformes. L'agriculteur encadré fait donc moins bien qu'une très grande majorité d'exploitations. Considérant que sur toutes les autres exploitations contrôlées, il y en a forcément qui ressemblent à la sienne (même orientation technico-économique, même région agricole, mêmes cultures, même cheptel...) et qui sont conformes, les « arguments » de singularité de son exploitation sont donc peu recevables.

Pour faire prendre conscience de la nécessité d'améliorer les pratiques, il est intéressant d'associer la mesure APL à une mesure du reliquat en sortie d'hiver.

S'il est assez aisé pour PROTECT'eau de traduire la différence entre ces deux mesures en impact environnemental, l'agriculteur perçoit aussi également très rapidement l'impact économique de chaque kilogramme d'azote perdu.

D'une manière générale, la différence entre le résultat de la mesure APL de l'agriculteur et la valeur du seuil de conformité, renseigne aussi le conseiller PROTECT'eau sur les efforts à réaliser par l'agriculteur pour améliorer sa gestion de l'azote.

Utilisation de l'APL pour améliorer les pratiques d'agriculteurs volontaires.

L'APL est également un outil très utile pour tout agriculteur dans une démarche volontaire d'amélioration de pratiques :

- il s'agit du même outil (y compris méthode de qualification du résultat) que celui utilisé en cas de contrôle, il permet à l'agriculteur de simuler un contrôle sans risque de sanction. À l'issue de cet encadrement, il sera donc renseigné sur la qualité de sa gestion de l'azote et, le cas échéant, sur les pistes d'amélioration à développer ;
- l'indicateur mesuré fait appel à des notions connues pour les exploitants : chacun sait à quoi correspond un kilogramme d'azote et quelle est sa valeur économique ;
- l'APL permet de comparer des exploitations entre elles ;
- l'APL est peu marqué par les pratiques des années précédentes quand la gestion azotée de la parcelle est raisonnée. A l'exception d'un labour de prairie (De Toffoli et al., 2013) ou une sur-fertilisation organique très importante (Deneufbourg et al., 2010) qui peuvent se marquer dans les mesures APL sur plusieurs années, une légère sur-fertilisation minérale, un couvert d'interculture mal développé ou une minéralisation post récolte non prélevée ne sont « visibles » que l'année de leur constat ;
- la valeur de la mesure APL comparée au seuil de non-conformité permet de donner une image de la « gravité » de la situation et renseigne également sur la manière d'aborder la discussion avec l'agriculteur.

Diagnostic et solutions

Le diagnostic à poser sur une valeur APL non conforme doit prendre en considération tous les postes qui peuvent mener à un enrichissement en nitrate dans le sol en fin de saison.

Il est impossible d'approcher un diagnostic correct sans une discussion avec l'agriculteur sur la conduite de sa culture. Si l'information disponible est incorrecte ou partielle, la justesse du diagnostic est compromise. Chaque action qui influence l'absorption de l'azote par la plante (par exemple le soin pris au semis d'une CIPAN) ou la minéralisation de l'azote (par exemple un travail répété du sol après une récolte estivale) a un impact sur l'APL. Cette influence est fonction de l'intensité de l'action mais aussi de la culture en place. Ainsi, si la minéralisation post récolte a un impact important après une culture de lin, il est bien moins marqué après une culture récoltée tardivement comme une betterave. De même, les effets de l'enfouissement des résidus de culture d'un maïs grain ou d'un colza seront très différents.

Le tableau 3 illustre quelques causes possibles d'un APL élevé et les solutions à envisager pour améliorer la gestion de l'azote.

Tableau 3. Éléments explicatifs d'un APL élevé et piste d'amélioration.

Causes possibles d'un APL élevé	Solutions à envisager
Surfertilisation avec de la matière organique	Analyser les engrais de ferme utilisés. Calculer les quantités réellement épandues (pesée d'épandeur). Estimer leur effet fertilisant. Dresser un plan de fertilisation organique
Surfertilisation minérale	Recourir à tout outil de raisonnement de fertilisation minérale pour faire correspondre les apports aux besoins
Minéralisation post-récolte	Limiter le travail du sol en fréquence et en profondeur après la récolte. Prélever l'azote libéré après récolte (CIPAN ou culture d'hiver). Soigner l'implantation de cultures intermédiaires pièges à nitrate (choix des espèces, date de semis, techniques de semis, durée de végétation ...)
Accident cultural*	

*Un accident cultural (dégât de gibier, dégât climatique, ravageurs...) qui ne permet pas à la culture d'atteindre le rendement espéré sur base duquel la fertilisation a été calculée conduit à une sur-fertilisation imprévisible.

Conclusion

La mesure de l' APL d'une parcelle traduit la qualité de la gestion de l'azote pratiquée par l'agriculteur mais également un risque environnemental lié à la lixiviation du nitrate pendant la période hivernale (Vandenberghe et al., 2022). Cet indicateur présente de nombreux avantages qui facilitent sa bonne compréhension par le secteur agricole. Ainsi, chacun comprend aisément que la différence de valeur entre un APL et un reliquat sortie hiver correspond à une perte d'azote nitrique plus ou moins équivalente vers les nappes phréatiques. Toutefois, pour les agriculteurs, comme pour les organismes qui les conseillent, il est important d'identifier, parmi toutes les causes possibles, celles sur lesquelles il faut agir en priorité pour améliorer rapidement les résultats et ne pas tomber dans l'erreur de croire qu'un APL non conforme est obligatoirement dû à une sur-fertilisation ou à l'inverse qu'une fertilisation raisonnée est suffisante pour ne pas entrer dans le programme d'observation en cas de contrôle.

Par ailleurs, son usage dans le cadre d'un contrôle incite globalement les agriculteurs à mieux raisonner leur gestion de l'azote mais également à soigner le semis de leurs CIPAN puisque l'objectif de moyen (au moins 90 % de la superficie 'couvrable', c'est-à-dire une récolte d'été suivie d'un semis de printemps, doit être emblavée par une CIPAN) est complété par un objectif de résultat (APL conforme).

Bibliographie

De Toffoli M., Oost J.-F., Lambert R., 2013. Impact de la destruction de prairie sur le reliquat d'azote et la gestion de la fertilisation azotée. In : Vandenberghe C., Colinet G., Destain J.-P., Marcoen J.M. eds. 2^{ème} Atelier Nitrate-Eau. Évaluation du Programme de Gestion Durable de l'Azote. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 17(S1), 187-194 <https://popups.uliege.be/1780-4507/index.php?id=9664>

De Toffoli M., Vandenberghe C., Lambert R., 2022. Le référentiel APL en Wallonie. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Deneufbourg M., Vandenberghe C., Heens B., Bernaerdt R., Fonder N., Xanthoulis D., Marcoen J.M., 2010. Adaptation des pratiques agricoles en fonction des exigences de la Directive Nitrates et validation des résultats via le suivi lysimétrique de la lixiviation de l'azote nitrique. In : Vandenberghe C., Marcoen J.M. eds. *Atelier Nitrate-Eau. Évaluation du Programme de Gestion Durable de l'Azote*. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 14, 113-120. <https://hdl.handle.net/2268/32740>

Lambert R., Van Bol V., Maljean J.-F., Peeters A., 2002. "Prop'eau-sable". *Recherche-action en vue de la préparation et de la mise en œuvre du plan d'action de la zone des sables bruxelliens en application de la directive européenne CEE/91/676. Rapport final d'activités*. Louvain-la-Neuve, Belgique : Université catholique de Louvain.

Moniteur Belge, 2002. Arrêté du gouvernement wallon relatif à la gestion durable de l'azote en agriculture. Publication du M.B. du 29.11.2002.

Moniteur Belge, 2004. Arrêté ministériel portant certaines dispositions d'exécution relatives à la « démarche qualité » et au « survey surfaces agricoles » de l'arrêté du Gouvernement wallon du 10 octobre 2002 relatif à la gestion durable de l'azote en agriculture. Publication du M.B. du 23.06.2004.

Moniteur Belge, 2007. Arrêté du Gouvernement wallon modifiant le Livre II du Code de l'Environnement constituant le Code de l'Eau en ce qui concerne la gestion durable de l'azote en agriculture. Publication du M.B. du 07.03.2007

Vandenberghe C., Bachelart F., Colinet G., Lefébure K., 2022. Le lysimètre, un outil d'évaluation de l'APL en tant qu'indicateur environnemental. In : Vandenberghe C. & Delsalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Remerciements

Les travaux qui ont permis la rédaction de cet article ont été soutenus par la Wallonie et la Société Publique de Gestion de l'Eau.

About the Author

Dimitri Wouez
PROTECT'EAU

Définition d'un objectif de RDD sur une aire d'alimentation de captage d'eau potable à l'aide de Co-click'eau : illustration sur le bassin de l'Arnoult

RÉMY BALLOT; MAÏDER BARREIX; CLAIRE BERNARDIN; ET SOPHIE GOINEAU

Résumé

Le bassin versant de l'Arnoult est localisé au centre de la Charente-Maritime, dans l'Ouest de la France. Il comprend trois captages d'eau potable prioritaires *Grenelle* exploitant une eau souterraine, dégradée par le nitrate d'origine agricole.

En 2015, lors du renouvellement du plan d'actions volontaires Re-Sources visant à restaurer la qualité de l'eau, des scénarios ont été élaborés pour évaluer les impacts de changements de pratiques agricoles sur l'azote contenu dans les sols au début drainage (RDD). Ces scénarios ont été simulés grâce à la démarche Co-click'eau, discutés par le syndicat d'eau et les acteurs agricoles. L'un de ces scénarios a été mis en application à l'échelle du bassin versant (20 000 ha de SAU) dans l'objectif de restaurer la qualité de l'eau utilisée pour l'eau potable.

Les changements de pratiques subséquents ont été suivis en valorisant des registres parcellaires graphiques, des images satellite et en mettant en place un observatoire de pratiques et de RDD sur 200 parcelles.

À l'issue du plan d'actions quinquennal, la plupart des objectifs ont été atteints. L'évolution interannuelle des RDD constatée sur cinq campagnes et son impact sur la qualité de l'eau brute des captages restent à confirmer. Le plan d'actions a été renouvelé en 2022 pour une nouvelle période de cinq ans.

Introduction

Le nitrate constitue l'un des principaux contaminants des eaux souterraines. À l'échelle de la France, en 2017, toutes masses d'eau confondues, la concentration moyenne en nitrate était de 18 mg.L^{-1} , soit près du double d'une concentration naturelle dans les nappes (de l'ordre de 10 mg.L^{-1}). Si, au niveau national, une tendance à la baisse semble amorcée, la concentration en nitrate dépasse encore le seuil réglementaire de 50 mg.L^{-1} sur 4 % de la superficie des masses d'eau souterraines et elle reste en hausse sur près d'un quart du territoire (Ministère de la Transition Écologique, 2019).

En Charente-Maritime, les eaux souterraines exploitées par trois captages d'eau potable du bassin versant de l'Arnoult montrent des concentrations en nitrate dépassant le seuil réglementaire de 50 mg.L^{-1} . Un premier programme d'actions *Re-Sources*¹ a été déployé en 2010 pour restaurer la qualité de l'eau. Ce programme d'actions a été renouvelé en 2016, en mobilisant notamment la démarche *Co-click'eau* (Chantre et al., 2016). A partir de différents scénarios de territoire, un objectif de RDD a été défini comme indicateur mesurable de quantité d'azote potentiellement lixiviable. Des objectifs d'évolution des pratiques agricoles ont ensuite été recherchés pour tendre vers cet objectif de RDD. Cet article développe l'approche de scénarisation adoptée pour renouveler le plan d'actions du programme *Re-Sources*, ainsi que le bilan de sa mise en œuvre.

Le contexte du bassin de l'Arnoult

Ce bassin est un territoire céréalier de 400 exploitations agricoles et 20 000 ha de SAU en plein cœur de la Charente Maritime (figure 1).

Ces exploitations agricoles sont majoritairement spécialisées en grandes cultures destinées à l'exportation, via le port céréalier de La Rochelle. Les sols du territoire sont très hétérogènes. Les plateaux calcaires (« doucins » et « groisailles ») sont majoritairement cultivés en maïs (*Zea mays*) irrigué, tournesol (*Helianthus annuus*) et céréales. Dans les fonds de vallée tourbeuses et inondables (les « mottes »), le maïs est désormais préféré aux cultures légumières de plein champ, activité historique en déclin du fait de la pénibilité du travail, du vieillissement de la population agricole et du manque de compétitivité face à la production étrangère. L'activité d'élevage, également en recul, se caractérise par de petits ateliers bovins allaitants qui permettent de valoriser les prairies de marais, situées au pourtour du bassin de l'Arnoult.

Ce bassin versant comprend trois captages d'eau potable en nappe libre : les captages de Trizay « Bouil de Chambon », de La Clisse « La Roche » et « Château d'eau ». Le captage du « Bouil de Chambon » ($10\,000 \text{ m}^3.\text{j}^{-1}$) alimente une partie du littoral, dont l'Île d'Oléron. La teneur en nitrate de l'eau brute évolue de 40 à 80 mg.L^{-1} . Elle a connu une augmentation entre 2005 et 2015 pour ensuite se stabiliser au-dessus du seuil réglementaire de 50 mg.L^{-1} . Le captage de « La Roche » ($1\,500 \text{ m}^3.\text{j}^{-1}$) dessert 8 communes. La teneur en nitrate évolue entre 20 et 40 mg.L^{-1} , avec une augmentation des minimums constatée depuis 2018 (figure 2). Le captage « Château d'eau » est à l'arrêt, pour cause de dépassement régulier du seuil réglementaire de 50 mg.L^{-1} . Ces trois captages sont classés prioritaires au titre du Grenelle de l'environnement.

1. Programme régional (Nouvelle-Aquitaine) volontaire et multi partenarial, visant à sensibiliser l'ensemble des acteurs du territoire à la préservation de la ressource en eau destinée à la production d'eau potable.

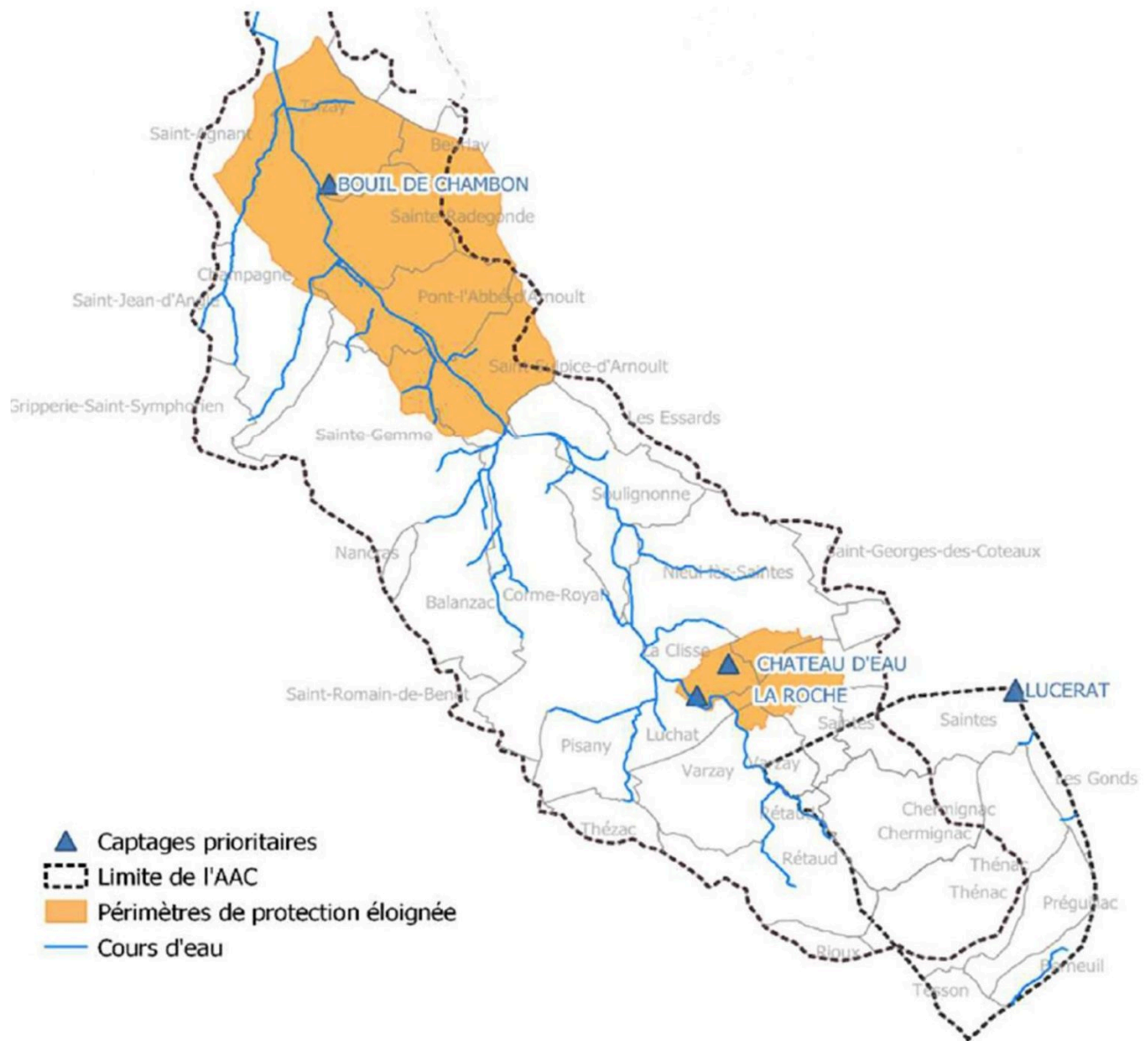


Figure 1. Bassin versant de l'Arnould (Charente-Maritime – Source : Eau17)

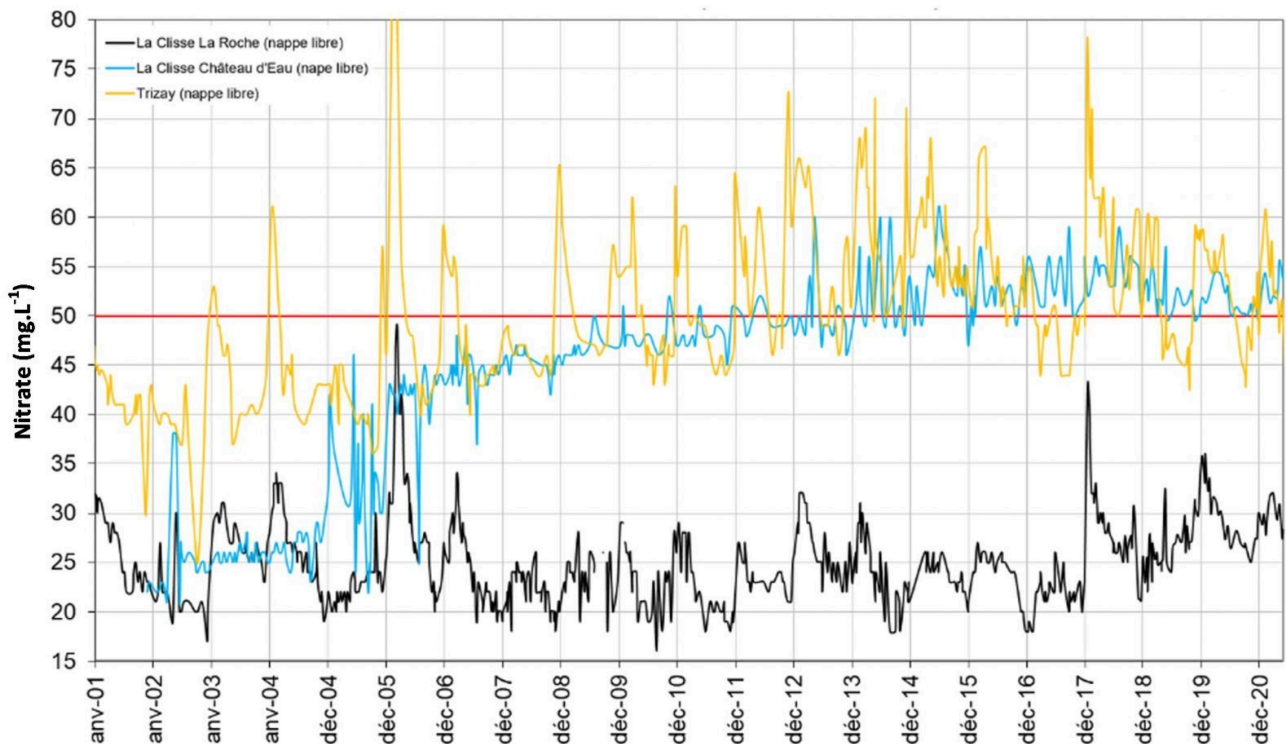


Figure 2. Évolution de la concentration en nitrate pour les captages de la Roche et du Château d'eau (La Clisse) et du Bouil de Chambon (Trizay) (Source : Eau17).

PHASE 1 : la démarche Co-click'eau pour définir les objectifs du programme

Co-click'eau

Co-click'eau est une démarche participative conçue et mise à disposition par INRAE pour appuyer les réflexions autour de l'agriculture à l'échelle de territoires. Elle repose sur la co-conception et l'évaluation multicritère de scénarios de territoire.

La mise en œuvre de la démarche passe par deux étapes :

1. description d'un ensemble de « situations culturelles », qui vont constituer des briques élémentaires mobilisables pour
2. explorer des scénarios, faisant varier la proportion de ces situations culturelles à l'échelle du territoire (figure 3).

Une situation culturelle correspond à un itinéraire technique type, pour une culture donnée, avec un contexte pédoclimatique et un mode de conduite (ces notions seront ultérieurement détaillées). Des indicateurs sont mobilisés pour caractériser chaque situation culturelle (impacts sur la ressource en eau, aspects technico-économiques...), de manière à traduire les préoccupations de l'ensemble des acteurs concernés.

Pour chaque scénario exploré, l'évolution de ces indicateurs est simulée, en moyennant leurs valeurs à l'échelle du territoire et en tenant compte de la surface attribuée à chaque situation culturelle. La réalisation de ces deux étapes passe par plusieurs ateliers visant à impliquer les acteurs concernés. Les scénarios simulés constituent des représentations simplifiées du territoire, qui n'explicitent pas les changements de situations culturelles à l'échelle des parcelles.

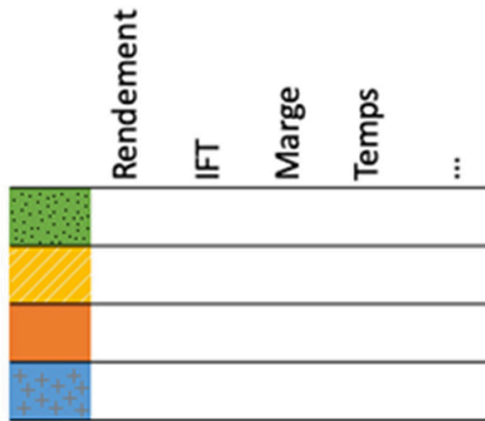
Ces simulations n'intègrent pas de modélisation hydrogéologique des flux de polluants : les indicateurs d'impact sur la ressource en eau se limitent à des indicateurs de pression ou de potentiel d'émission à la sortie du champ.

Depuis sa conception en 2010, *Co-click'eau* a été mise en œuvre sur une vingtaine de territoires et en particulier des Aires d'Alimentation de Captage (AAC), en appui à l'élaboration de plans d'actions visant à préserver la ressource en eau.

Ces territoires présentent une diversité importante en termes de tailles (d'une centaine à plusieurs dizaines de milliers d'hectares), d'orientations agricoles (grande culture, polyculture-élevage, viticulture...) et d'enjeux (phytosanitaire ou nitrate). Cette diversité de territoires s'est traduite par des mises en œuvre variées de la démarche (nombre d'ateliers, acteurs impliqués, indicateurs considérés...).

L'enjeu « nitrate » a initialement été abordé par des indicateurs simples de pression (dose d'azote apportée) ou d'équilibre (bilan azoté). Sur le bassin de l'Arnoult, cet enjeu a été abordé à travers un potentiel d'émission « à la sortie du champ », par l'estimation d'un RDD.

1^{er} atelier : Décrire une diversité d'ITK type et renseigner leurs performances



2^{ème} atelier : Explorer des scénarios à l'échelle du territoire, comme base de discussion

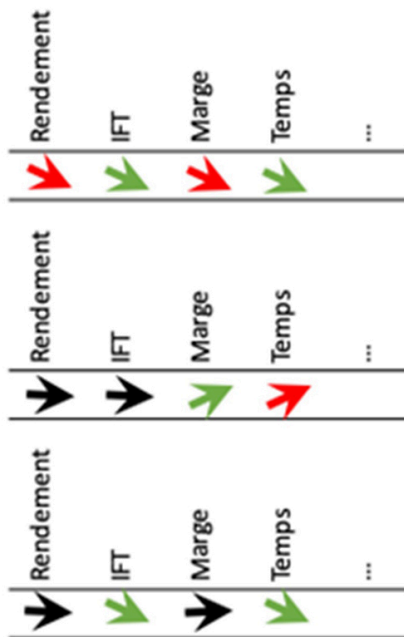


Figure 3. Étapes de mise en œuvre de la démarche Co-click'eau.

La démarche de scénarisation adoptée sur l'Arnoult

La mise en œuvre de *Co-click'eau* sur le bassin de l'Arnoult s'est déroulée entre l'été 2014 et le printemps 2015. Elle a précédé une concertation animée par l'Institut de Formation et Recherche en Éducation à l'Environnement (Ifrée) en vue du renouvellement du plan d'actions.

Après validation de la démarche par le comité de pilotage du territoire (partenaires techniques et financiers) et un travail préparatoire réalisé par Eau17 avec l'appui d'INRAE, la démarche a fait l'objet de cinq ateliers et de plusieurs rendez-vous individuels (figure 4).

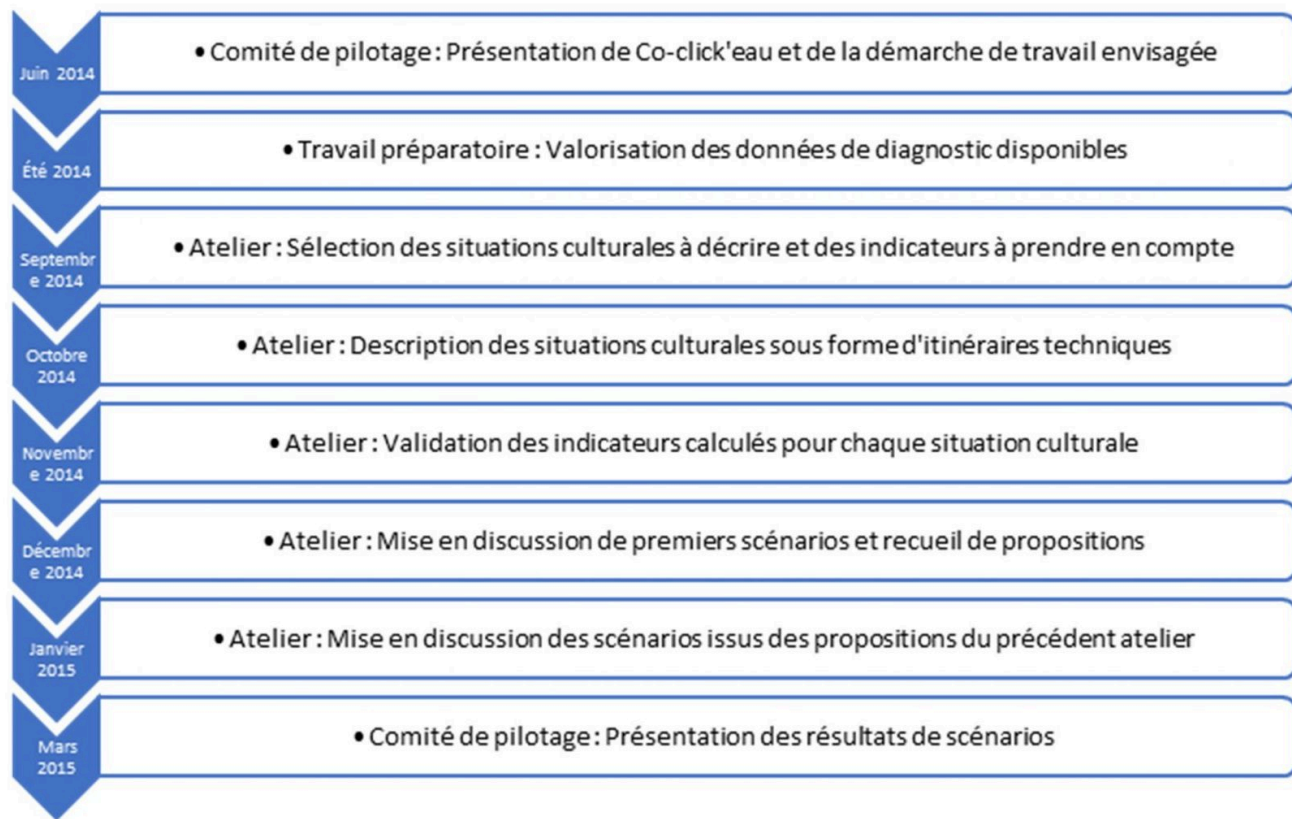


Figure 4. Déroulement de la démarche Co-click'eau sur le bassin de l'Arnoult.

Du fait de la grande taille du territoire et du nombre d'agriculteurs concernés, ceux-ci n'ont pas été impliqués directement dans les ateliers. Ces ateliers ont mobilisé un collectif d'une dizaine de personnes, essentiellement conseillers et techniciens issus de plusieurs structures (Chambre d'agriculture 17, Chambre régionale d'agriculture, GAB 17, Coopérative St Agnant, Coopérative Océalia, Coopérative de Beurlay, CORAB, Soufflet Agriculture, NACA, ETS Isidore, FD-CETA, ACPEL). Les sorties de ces cinq ateliers ont ensuite été partagées en comité de pilotage.

Sur la vingtaine d'indicateurs considérée, quatre indicateurs principaux seront développés dans cet article. Comme mentionné plus haut, le RDD permet d'aborder le potentiel de lixiviation de nitrate. Si le bassin de l'Arnoult est également concerné par la présence de résidus phytosanitaires aux captages, cet enjeu a été considéré comme secondaire lors de la conception du programme 2016-2020 : il a été abordé à travers l'Indice de Fréquence de Traitement (IFT), pour vérifier que les scénarios explorés ne conduisaient pas à une augmentation de la pression phytosanitaire. La marge semi-directe a été considérée pour objectiver l'impact des scénarios sur la rentabilité pour les agriculteurs, de même qu'un impact sur le temps de travail a été quantifié comme suit.

$$\begin{aligned}
 \text{RDD (Kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}) &= \text{Reliquat à la récolte} + \text{Apports d'azote à l'automne} \\
 &\quad + \text{Minéralisation résidus et humus à l'automne} \\
 &\quad - \text{Absorption culture suivante à l'automne} \\
 \text{Avec :} \\
 \text{Reliquat à la récolte} &= \text{Reliquat sortie hiver} + \text{Minéralisation humus au printemps} \\
 &\quad + \text{Restitution du précédent} \\
 &\quad + \text{Apports d'azote au printemps} - \text{Rendement} \times \text{Besoins unitaires} \\
 \text{IFT} &= \sum_{\text{traitements}} \frac{\text{dose appliquée}}{\text{dose homologuée}} \\
 \text{Marge semi-directe (€/ha)} &= \text{Produit brut} - \text{Charges opérationnelles} - \text{Charges de mécanisation} \\
 \text{Avec :} \\
 \text{Produit brut} &= \text{Rendement} \times \text{Prix de vente} \\
 \text{Charges opérationnelles} &= \sum_{\text{intrants}} \text{Quantité} \times \text{Coût unitaire} \\
 \text{Charges de mécanisation} &= \sum_{\text{interventions}} \text{Coût passage} \\
 \text{Temps de travail (h/ha)} &= \sum_{\text{interventions}} \frac{1}{\text{débit de chantier}}
 \end{aligned}$$

Au total, près de 300 situations culturales ont été décrites. Ces situations culturales correspondent à une vingtaine de cultures, incluant les cultures dominantes présentes sur le territoire (maïs, blé, tournesol...), mais aussi des cultures de diversification qui pourraient se développer, en AB notamment (luzerne, soja, sorgho, méteil...).

Par ailleurs, le RDD étant fonction des restitutions d'azote du précédent et de l'absorption à l'automne par la culture suivante (dans le cas de cultures semées fin d'été – début d'automne), les situations culturales ont été décrites sous forme de triplets de cultures, de manière à différencier les itinéraires techniques et valeurs d'indicateurs en fonction du précédent et du suivant.

Ces itinéraires techniques et valeurs d'indicateurs ont également été différenciés en tenant compte de cinq zones, croisant trois types de sol (doux, groissilles et mottes) et l'irrigabilité.

Ils ont aussi été différenciés selon plusieurs modes de conduite. Ces modes de conduite ont été distingués après l'analyse des diagnostics d'exploitations, qui mettait en lumière plusieurs constats constituant des pistes à explorer à travers les scénarios pour limiter les émissions de nitrate. Un premier constat était que, d'après les doses d'azote apportées, les pratiques de fertilisation semblaient raisonnées sur la base de

rendements potentiels, plutôt que sur la base de rendements atteignables régulièrement. De plus, la mise en place de cultures intermédiaires pièges à nitrate (CIPAN) était anecdotique en 2014, et les sols étaient laissés nus en intercultures longues. Les modes de conduite croisaient donc raisonnement de la fertilisation et couverture hivernale des sols, en distinguant un niveau « CIPAN réglementaires » et un niveau « CIPAN optimisées ». Le premier niveau correspondait à une CIPAN implantée à bas coût (moutarde semée à la volée) pour satisfaire l'obligation réglementaire, avec une réussite aléatoire et donc un potentiel de piégeage de nitrate limité. Le second niveau correspond à une CIPAN dont l'implantation a été soignée (mélange d'espèces implanté au semoir), et maintenu en place pendant l'hiver de manière à maximiser le piégeage de nitrate.

Un mode de conduite intégrant la reconception des systèmes de culture par l'introduction de cultures de diversification a également été décrit, de même qu'un mode de conduite correspondant au cahier des charges de l'agriculture biologique (absente du territoire en 2014).

En résumé, six modes de conduite ont été différenciés :

1. « Actuel »
2. « Fertilisation équilibrée »
3. « CIPAN réglementaire »
4. « CIPAN optimisée »
5. « Modification d'assolement »
6. « Agriculture biologique ».

Le tableau 1 présente, à titre d'exemple, quelques situations culturales intégrant du blé tendre (*Triticum aestivum*) décrites pour le territoire.

Tableau 1. Valeurs des indicateurs RDD, IFT, marge et temps de travail pour sept exemples de situations culturales décrites pour le bassin de l'Arnoult (zone Doucins non irrigable).

Précédent-Culture-Suivant	Mode	RDD (U _N)	IFT	Marge (€/ha)	Travail (h/ha)
Tournesol-Blé-Blé	Actuel	65	3,9	674	3,4
Tournesol-Blé-Colza	Actuel	15	3,9	674	3,4
Colza-Blé-Tournesol	Actuel	80	3,9	674	3,4
Prairie-Blé-Maïs	Actuel	137	3,9	674	3,4
Prairie-Blé-Maïs	CIPAN réglementaire	107	3,9	628	3,8
Prairie-Blé-Maïs	CIPAN optimisée	77	3,9	585	4,1

Les scénarios explorés

Les situations culturelles décrites, à l'échelle de la parcelle, ont permis d'explorer de nombreux scénarios à l'échelle du territoire au cours des deux ateliers dédiés à cette étape.

Lors du premier atelier, des scénarios « repères » simulant la mise en œuvre de chaque mode de conduite sur l'ensemble des surfaces concernées du territoire ont été discutés. Par exemple : que se passerait-il si des CIPAN « réglementaires » étaient mises en place lors de chaque interculture longue ? Des propositions ont émergé, ont été simulées entre les deux ateliers et mises en discussion lors du second. Les résultats de ces simulations sont présentés dans la figure 5.

Les participants ont proposé de simuler les conséquences de tendances déjà observées sur le territoire : déclin de l'élevage et restrictions sur les prélèvements d'eau pour l'irrigation. La première tendance a été simulée par une substitution des surfaces en prairies temporaires par des cultures annuelles et la diminution du maïs ensilage, sans changement dans les itinéraires techniques. Cette simulation met en évidence une augmentation non souhaitable des indicateurs RDD et surtout IFT. La seconde tendance a été simulée par une substitution de 20 % des surfaces en maïs irrigué par du maïs sans irrigation ou des céréales à paille d'hiver. Cette tendance a mis en évidence une dégradation de la marge, liée à la contribution importante du maïs irrigué aux résultats économiques des exploitations du territoire.

L'animatrice a ensuite proposé deux stratégies de préservation de la ressource en eau. La première consiste en des changements modérés sur l'ensemble du territoire, c'est-à-dire le respect de l'obligation de couverture hivernale des sols et le raisonnement de la fertilisation azotée sur la base d'objectifs de rendements régulièrement atteignables. La seconde consiste en des changements plus importants limités aux périmètres de protection éloignée des captages, soit environ un tiers de la SAU du territoire. Ces deux stratégies convergent vers une réduction de RDD de l'ordre de 20 %.

Le scénario retenu par les participants et présenté en comité de pilotage combine ces deux stratégies. Au-delà de la réglementation en vigueur à respecter (CIPAN « réglementaires » et raisonnement de la fertilisation), il intègre sur les périmètres de protection la mise en place de CIPAN « optimisées », l'introduction de cultures de diversification (soja et sorgho notamment, en développement à l'échelle régionale au moment où les simulations ont été réalisées) et des conversions ou installations en AB à hauteur de 200 hectares. Ce scénario conduit à une réduction de RDD de 30 %, cohérente avec les objectifs de qualité d'eau recherchée, tout en maintenant les indicateurs IFT, marge et temps de travail stables.

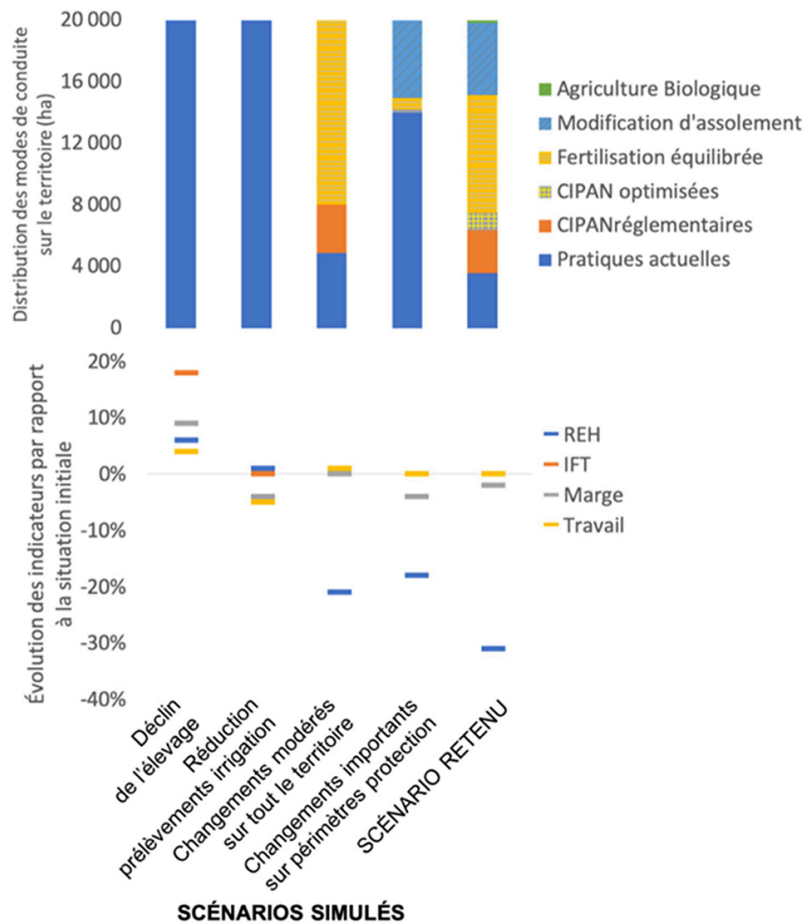


Figure 5. Distribution de l'assolement du territoire par mode de conduite et évolution de quatre indicateurs par rapport à la situation initiale pour cinq scénarios simulés pour le bassin de l'Arnould.

PHASE 2 : Mise en œuvre du plan d'actions

Le scénario retenu

Le scénario retenu a permis de produire le plan d'actions pour la période 2016-2020. Ce plan d'actions fixe tout d'abord des objectifs de qualité de l'eau en termes de concentration en nitrate :

- abaisser les pics hivernaux à 50 mg.L^{-1} pour les trois captages et
- abaisser les teneur moyennes à 40 mg.L^{-1} pour le Bouil de Chambon, à 25 mg.L^{-1} pour La Roche et 50 mg.L^{-1} pour le Château d'eau (pour permettre une remise en service de l'ouvrage).

Ces abaissements représentent une diminution de l'ordre de 30 % des concentrations en nitrate pour les trois captages, cohérente avec la diminution de RDD de 30 % simulée pour le scénario retenu. Un objectif

de diminution de 30 % du RDD a donc été inscrit au plan d'actions. Le RDD est considéré comme indicateur intermédiaire, interface entre qualité de l'eau et pratiques agricoles.

Pour tendre vers cet objectif de RDD, les modifications des pratiques agricoles retenues sont les suivantes :

- 20 % de la SAU en rotations longues (avec l'introduction de nouvelles cultures sur 1 % de la SAU),
- 20 % de la SAU avec un couvert hivernal (dont 5 % de CIPAN « optimisées »),
- 1 % de la SAU en AB et
- 40 % de la SAU avec fertilisation « équilibrée ».

Le suivi de ces objectifs a mobilisé plusieurs outils :

- dans le cadre du projet PollDiff Captages, l'outil RPG Explorer a permis de suivre l'évolution des rotations pratiquées à partir des déclarations de surfaces PAC ;
- le niveau de couverture hivernale des sols a été suivi à partir d'images satellite, à l'aide d'une méthode mise au point pour ce projet et d'étalonnage à partir d'observations terrain ;
- un observatoire a été mis en place sur 200 parcelles représentatives du territoire. Ces parcelles font l'objet d'analyse de RDD, RSH et biomasse et de relevés de pratiques de fertilisation.

Les moyens déployés en réponse aux objectifs fixés

Au regard des objectifs agricoles fixés, des actions phares ont été déployées sur le territoire pour accompagner les agriculteurs.

Pour le développement de l'agriculture biologique, la diffusion d'informations (groupes d'échange, journées techniques) et l'accompagnement technique des producteurs via des diagnostics et simulations technico-économiques ont été proposés.

Une démarche de concertation a été initiée en 2018 afin de dynamiser l'ensemble des acteurs du territoire sur la question du développement de nouvelles filières agricoles économiquement viables, contribuant à allonger les rotations du territoire et favorables à la préservation de la qualité de l'eau. Plusieurs filières sont en cours de déploiement (chanvre, soja, miscanthus).

L'action CIPAN Eau est une des actions majeures proposée afin de développer la couverture des sols lors de l'interculture via un accompagnement technique adapté pour 'réussir' son couvert et une aide financière pour l'acquisition des semences via les partenaires (coopératives et négoce). Des groupes ont été mis en place pour accompagner techniquement des agriculteurs sur le long terme au travers d'essais et de rencontres 'bout de champs'. Un concours sur les couverts végétaux a également été lancé en 2018 dans l'objectif de mettre en valeur les agriculteurs mettant en place des intercultures.

Des outils transversaux ont également été mobilisés : mesures agro-environnementales et climatiques et acquisition foncière dans les zones sensibles.

Depuis 2016, le réseau de 200 parcelles a permis de suivre les RDD et les pratiques de fertilisation (figure 6) sur 47 exploitations volontaires pendant 5 ans (1 400 ha, environ 7 % de la SAU du territoire). Cet échantillon est représentatif de la diversité des successions culturales et des types de sols du bassin.

Pour chaque campagne, des analyses à la parcelle sont réalisées (RDD, RSH, pesées biomasse) par un prestataire habilité. La zone de prélèvement est fixe d'une année sur l'autre et représentative de la parcelle. Le prélèvement s'effectue sur un ou deux horizons (30 cm ; 60 cm) selon la parcelle. Une rencontre annuelle individuelle entre l'animatrice du programme et les agriculteurs permet de restituer les analyses individuelles, d'en discuter et de recueillir les interventions effectuées sur la parcelle. Ces informations sont saisies sur un tableau de bord pour chaque parcelle et le bilan azoté est calculé par saison culturale. Des bilans annuels sont également rédigés par la Chambre d'agriculture et communiqués aux agriculteurs.

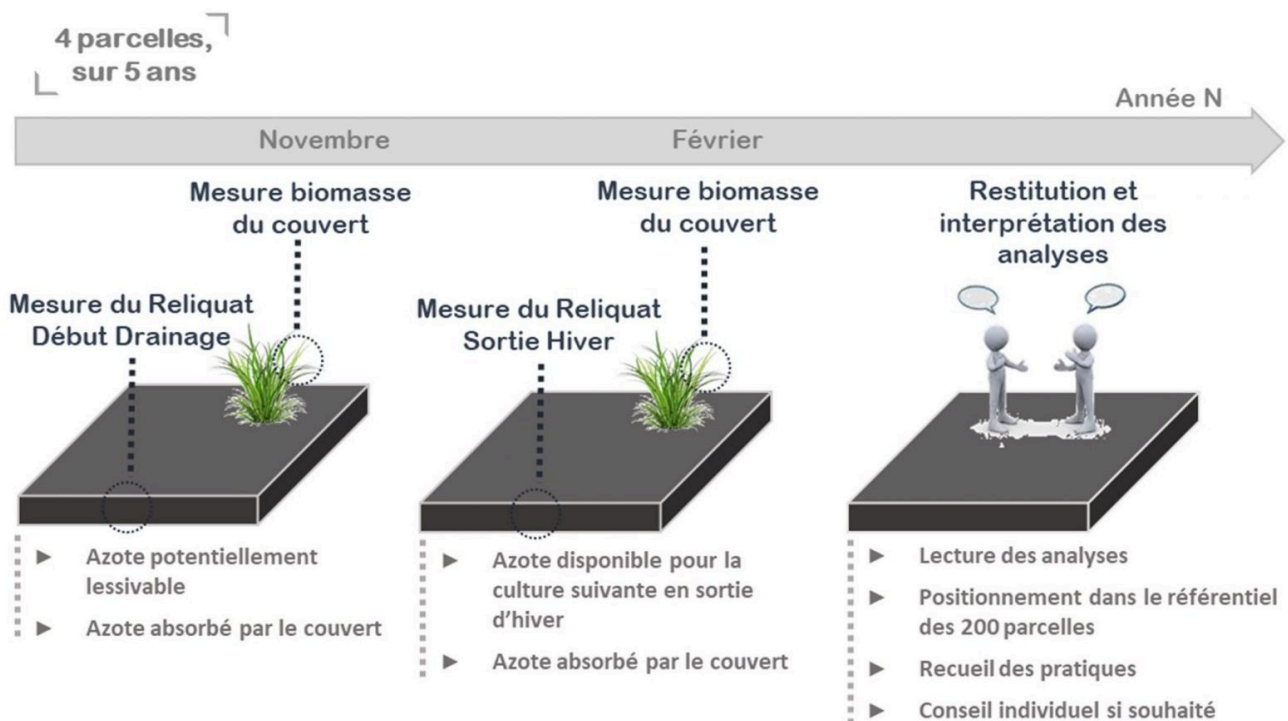


Figure 6. Planning des interventions réalisées sur l'observatoire (Source : Eau 17).

Constat sur l'évolution de pratiques agricoles

Avec 14 exploitations en Agriculture Biologique, dont quatre en grandes cultures, sur 428 hectares (soit 2,1 % de la SAU), l'objectif de 1 % de SAU en AB est dépassé. Les surfaces en AB sont principalement situées sur les zones sensibles des captages en lien avec les acquisitions foncières réalisées par Eau 17.

À l'échelle du bassin de l'Arnoult, l'objectif de diversification des rotations est atteint, avec plus de 20 % de la SAU en rotations diversifiées et l'introduction de nouvelles cultures, notamment de protéagineux (figure 7.1). Les surfaces en prairies temporaires et permanentes se sont globalement maintenues, même si une tendance à la « céréalisation » avait été pointée lors des ateliers.

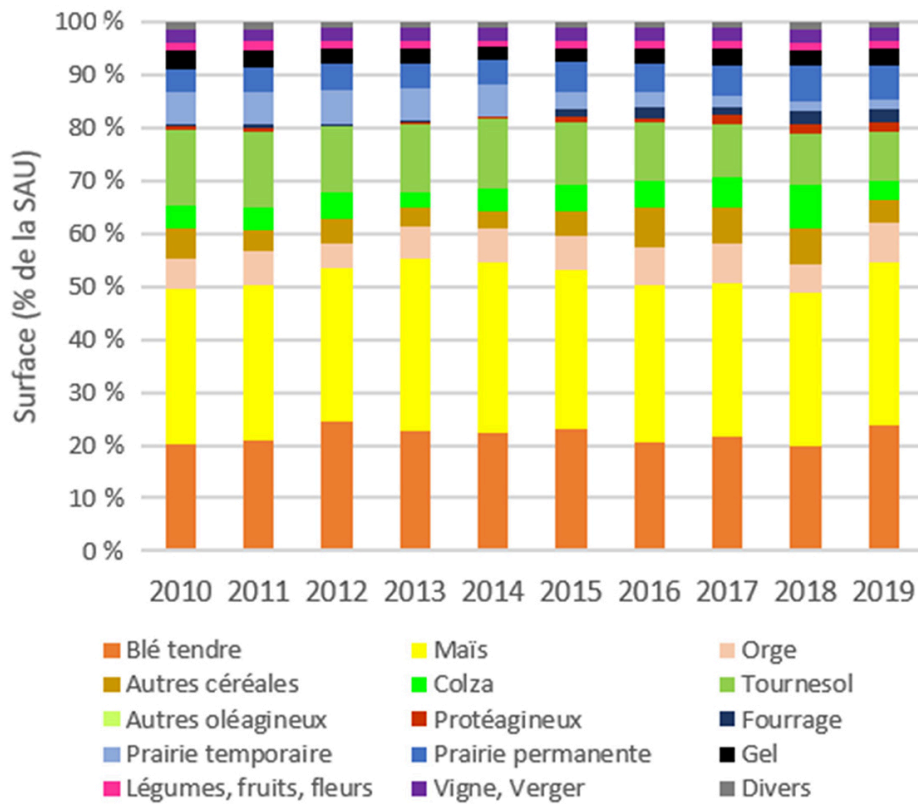


Figure 7.1. Évolution de l'assolement entre le début et la fin du plan d'actions, à l'échelle du bassin de l'Arnoult (Source : Eau 17).

La monoculture diminue, en faveur des rotations diversifiées (quatre à cinq cultures) (figure 7.2.).

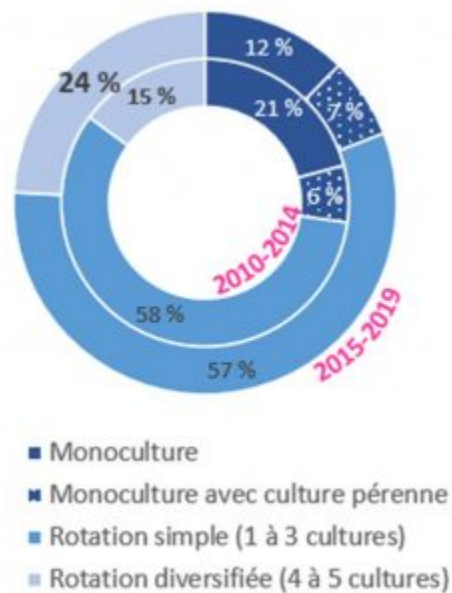


Figure 7.2. Évolution des rotations entre le début et la fin du plan d'actions, à l'échelle du bassin de l'Arnoult (Source : Eau 17).

Chaque année, environ un tiers de la SAU présente une couverture du sol favorable au piégeage efficace de l'azote (CIPAN, colza, prairie) et la qualité de cette couverture s'améliore (figure 8). La mise en place de CIPAN en interculture longue a progressé au cours du plan d'actions. Pour rappel, en 2014, la mise en place de CIPAN était anecdotique sur le territoire. L'objectif fixé n'a pas été atteint, avec un peu moins de 20 % de la SAU, mais la dynamique est cependant jugée positive, avec une qualité et une durée d'implantation des CIPAN qui s'améliorent et des agriculteurs qui mentionnent avoir observé d'autres intérêts à la mise en place de ces couverts (bénéfiques sur la structure du sol notamment).

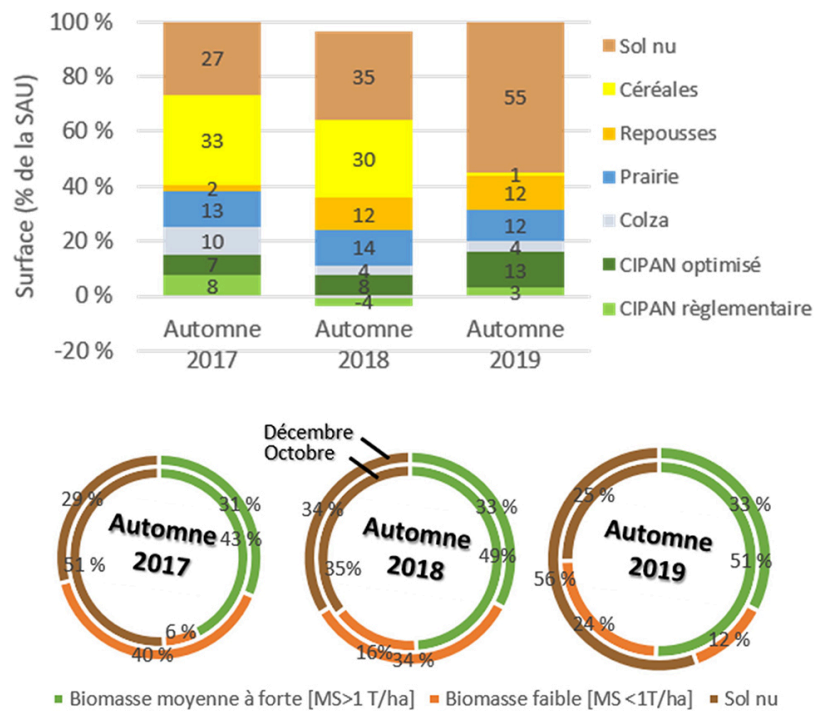


Figure 8. Évolution de la nature et de la qualité de couverture des sols en début de période de drainage entre 2017 et 2019, à l'échelle du bassin de l'Arnoult entre début octobre et début décembre (Source : Eau 17).

La pratique de gestion de l'interculture reste très dépendante de la situation climatique et économique de la période. Avec des conditions difficiles à l'implantation, le taux de couverture peut être faible (2018) et les couverts moyens à forts, trop proches de la grenaison peuvent être détruits précocement.

L'objectif de fertilisation équilibrée sur 40 % de la SAU est atteint sur l'observatoire (figure 9). Des marges de manœuvre existent (fractionnement, prise en compte des RDD et RSH, rendements objectifs, etc.), la part de surface en écart moyen à élevé (> 60 kg N.ha⁻¹) représentant environ 50 % des parcelles sur-fertilisées et 10 % des parcelles suivies restant en sur-fertilisation trois années sur quatre. Cependant, elles sont à mettre en perspectives avec l'évolution climatique.

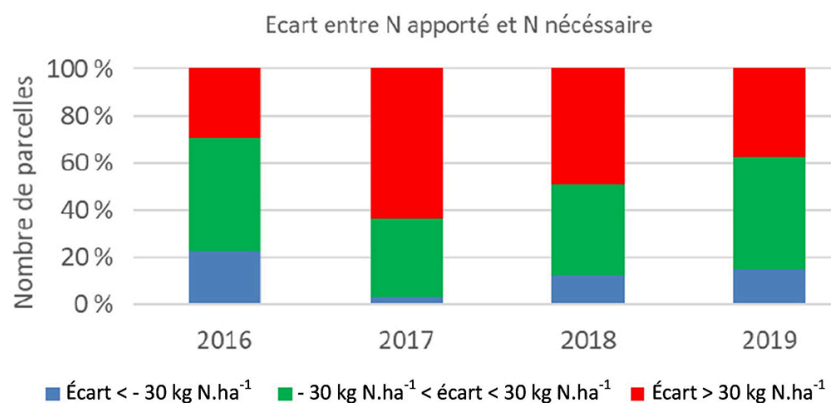


Figure 9. Équilibre de fertilisation à l'échelle du bassin de l'Arnoult (Source : Eau 17) (1 UN = 1 kg N-NO₃⁻.ha⁻¹).

En 2017, la part importante de céréales à paille et maïs en sur-fertilisation s'explique par des RSH particulièrement élevés en sortie d'hiver 2016-2017, qui ont peu été pris en compte dans le plan prévisionnel de fumure.

En 2018, les rendements réalisés sur maïs et céréales à paille sont bien inférieurs aux objectifs de rendement fixés pour le plan prévisionnel de fumure et sont la raison principale des sur-fertilisations.

En 2019, la sur-fertilisation des céréales à paille diminue, grâce à des rendements exceptionnels.

Cet indicateur permet de mettre en évidence les situations à risque pour la campagne suivante vis-à-vis du phénomène de lixiviation de l'azote vers les nappes.

Évolution de l'indicateur intermédiaire : le RDD

A l'exception des mottes pour lesquelles la méthode d'analyse est considérée comme peu adaptée, l'objectif de réduction de 30 % du RDD à l'échelle du programme 2016-2020 semble atteint sur le réseau de 200 parcelles suivies, avec des valeurs moyennes de l'ordre de 66 kg N_{min}.ha⁻¹ en 2016, à 35 N_{min}.ha⁻¹ en 2020 (figure 10).

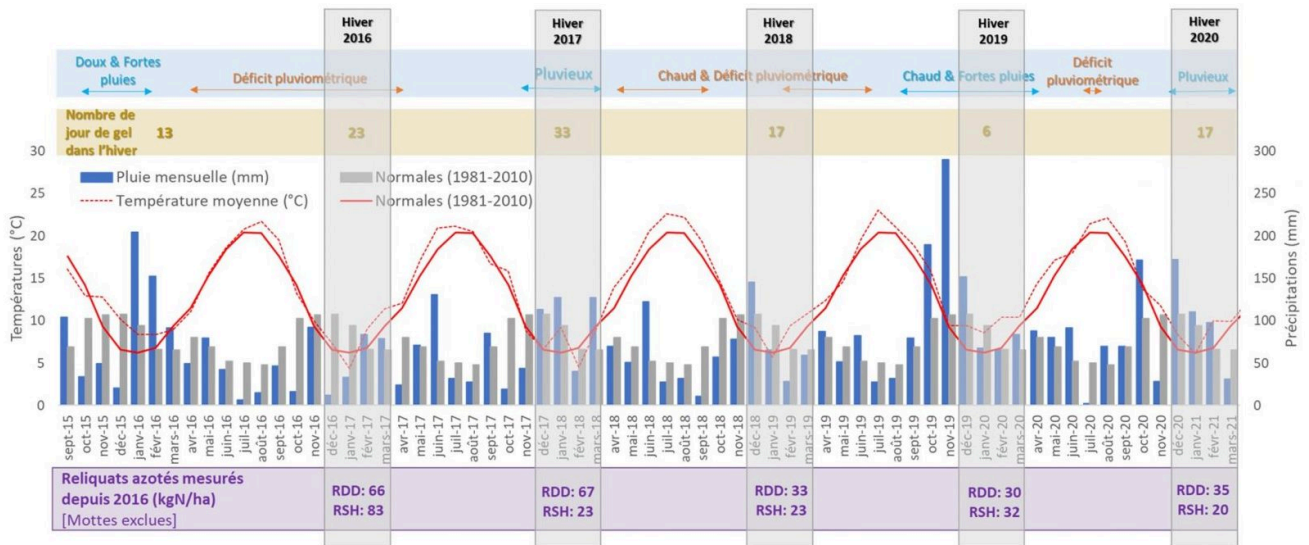


Figure 10. Évolution des reliquats entrée et sortie hiver, de la pluviométrie et de la température sur le bassin de l'Arnoult (Source : Eau 17).

Au cours de l'hiver 2016, les RDD sont élevés, l'hiver est peu pluvieux (en dessous des normales de précipitation). Les RSH restent élevés.

Au cours de l'hiver 2017, les RDD sont élevés et comparables à ceux observés l'année précédente. L'hiver est pluvieux : le nitrate jusque-là accumulé dans les sols est lixivié et les RSH qui suivent sont faibles. Cette lixiviation est constatée sur les analyses d'échantillons d'eau prélevés aux captages : un pic de nitrate important est enregistré en décembre 2017 (figure 2). Les RDD et RSH qui suivent l'hiver 2017 sont faibles.

Au cours de l'hiver 2019, le RSH est plus élevé que le RDD, malgré les précipitations exceptionnelles de l'automne 2019. Cela pourrait s'expliquer par les conditions météorologiques favorables à la minéralisation en hiver (humidité, températures douces). La minéralisation semble jouer un rôle important, à prendre en compte avec le dérèglement climatique.

Ce décrochement des résultats entre les campagnes 2016 et 2017 avec 2018, 2019 et 2020 observés sur les valeurs moyennes est aussi visible sur les RDD en fonction de la culture précédente (figure 11). Les RDD moyens par précédent cultural sur les campagnes 2018, 2019 et 2020 se distinguent très peu, du fait de la faible valeur des reliquats sur ces campagnes. En 2018 et 2020, il est cependant sensiblement plus élevé après légumineuses. Ce constat met en évidence l'importance de bien appréhender la gestion des intercultures ou le choix de la culture suivante après légumineuses, malgré l'absence d'apport d'azote sur ces cultures et alors qu'elles tendent à se développer dans l'assolement du bassin.

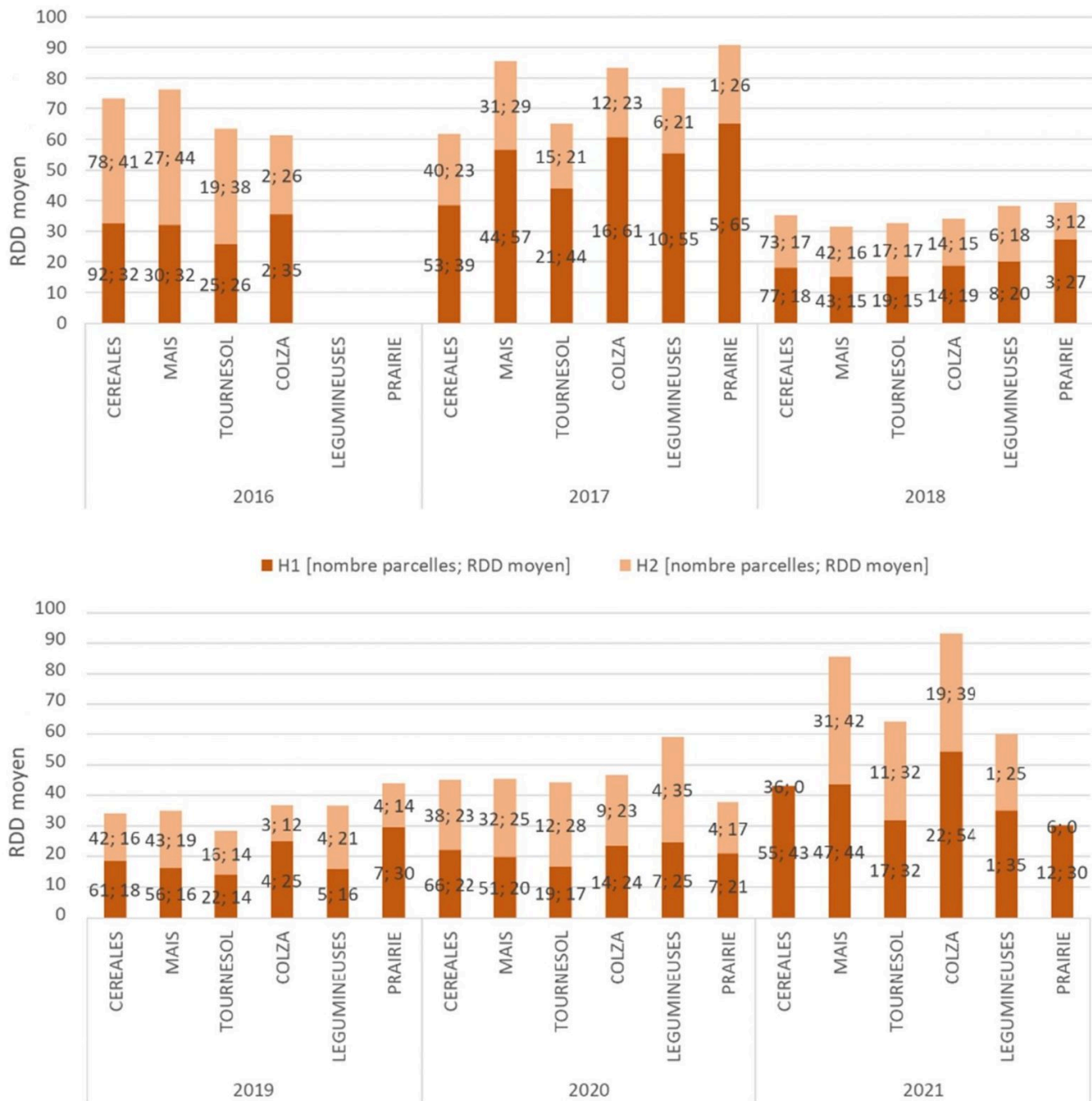


Figure 11. RDD moyen en fonction du précédent cultural et par campagne culturale (Source : Eau 17).

Les enseignements après cinq années de suivi

Un indicateur « interface » faisant consensus

Le travail de co-construction engagé pour Co-Click'eau a permis le partage d'expertises locales et la prise en compte des réalités de chacun, dans un contexte favorable au dialogue. Il a aussi permis d'obtenir des objectifs chiffrés, essentiels pour suivre les dynamiques tout au long du programme et valoriser les données recueillies. Ces indicateurs intéressent agriculteurs et techniciens.

L'observatoire, outil de sensibilisation et de mobilisation

Le suivi des RDD permet de capitaliser des connaissances sur le fonctionnement des sols et d'engager une réflexion avec les agriculteurs sur leurs pratiques culturales. A l'échelle des exploitations, l'observatoire a permis de :

- engager des discussions sur la relation entre qualité de l'eau et pratiques agricoles (avec le bilan azoté et le RDD) ;
- mettre en évidence des pratiques à risque (gestion de l'après légumineuse, fractionnement, implantation et type de couverts, longueur des rotations, etc.) ;
- mieux gérer les premiers apports d'azote, grâce aux RSH.

L'observatoire est un bon outil pour établir le lien avec les agriculteurs, sensibiliser sur l'enjeu qualité de l'eau et mobiliser sur les actions proposées dans le cadre du programme. Le bilan du programme a permis de mettre en évidence une meilleure mobilisation des agriculteurs de l'observatoire.

Les résultats de RDD recueillis depuis 2016 servent d'indicateur de la pression azotée et font l'interface entre pratiques agricoles et qualité de l'eau. Ils permettent de dégager des tendances et de faire des liens avec la concentration en nitrate aux captages et notamment d'expliquer certains pics hivernaux liés à la pluviométrie.

Les conditions limitantes pour un bon usage du RDD

Les mesures de RDD sont à réaliser au moment où les sols arrivent à saturation. La diversité des sols rencontrés et la planification du chantier sont des facteurs limitants. Le taux de cailloux peut faire varier le reliquat de façon conséquente. Or, il est difficile à évaluer et peut être très variable au sein d'une même parcelle. Les prélèvements sont effectués sur un ou deux horizons (30 et 60 cm) selon le type de sol, mais pour certaines parcelles, il serait possible de descendre en dessous des 60 cm. Enfin, les résultats sont interprétés à partir de l'azote minéral total. Or, dans certains échantillons et selon les années, la concentration en ammonium peut être élevée.

Le RDD est un indicateur à utiliser avec précaution car les résultats ne sont pas toujours interprétables et la relation avec les pratiques agricoles et la qualité de l'eau n'est pas toujours évidente. Une multitude de paramètres influence le RDD : les pratiques de fertilisation, l'historique de la parcelle, la présence d'un couvert végétal (CIPAN, colza). La comparaison annuelle est pertinente car les prélèvements sont réalisés sur la même semaine. Pour une comparaison interannuelle, il y a, entre autres, l'effet de la date de prélèvement. Pour certaines saisons culturales, les prélèvements sont parfois réalisés trop tardivement, après le début de drainage. Néanmoins, l'observatoire de RDD doit être maintenu et optimisé pour continuer le suivi engagé et pour le rôle qu'il joue dans la mobilisation des agriculteurs du territoire.

Chaque année, les valeurs sont comparées par type de sol et précédent cultural. L'amplitude des résultats entre minimum et maximum est souvent large, ce qui rend délicate leur analyse. Au regard des résultats, l'interprétation est bien souvent limitée, mais l'acquisition de chroniques interannuelles permettra de consolider l'analyse des résultats.

Perspectives

Des marges de manœuvre existent pour améliorer les pratiques et doivent être mises en perspective avec l'évolution du climat qui se dessine : des événements extrêmes de plus en plus fréquents, couplés à une hausse des températures. Ces évolutions sont aussi dépendantes de l'évolution du contexte économique des exploitations (coûts de production, prix d'achat, marché, etc.) et de la mutation agricole de ces prochaines années sur le territoire (agrandissement des exploitations, déclin de l'élevage, diminution du nombre d'exploitants, etc.) qui sont autant de facteurs défavorables à une gestion de l'azote bénéfique à la qualité de l'eau.

En 2019, les objectifs fixés en termes de qualité d'eau aux captages ne sont pas atteints, même si une tendance à la diminution de la concentration de nitrate semble s'amorcer sur le captage du « Bouil de Chambon ». Ceci peut s'expliquer par plusieurs éléments. À supposer que les émissions de nitrate à la sortie du champ sont effectivement réduites, le temps de réponse de la masse d'eau ne permet pas d'observer une diminution de la concentration au captage dans la durée du plan d'actions. Le suivi du RDD amorcé en 2016 sur 200 parcelles semble montrer une diminution de ces émissions de nitrate en conformité avec l'objectif fixé. Cependant, elle reste à confirmer dans la durée pour vérifier qu'une tendance se dégage au-delà des variations interannuelles liées au climat. Il semble toutefois délicat d'associer l'ensemble de ces évolutions aux seuls effets du programme.

En 2022, Eau 17 renouvelle son programme d'actions sur un territoire élargi et avec de nouveaux acteurs associés (collectivités, nouveaux partenaires agricoles). Il présentera le double enjeu nitrate et pesticides. Six leviers agronomiques ont été défini avec des objectifs surfaciques fixés à horizon 2026 (figure 12). Ces derniers prennent en compte des évolutions constatées et s'inscrivent dans la continuité du travail de scénarisation réalisé en 2015.



Figure 12. Leviers d'actions identifiés dans le programme d'actions du bassin de l'Arnoult pour la période 2022-2026 (Source : Eau 17).

Le RDD est un indicateur qui sera maintenu, tout comme l'observatoire de pratiques constitué en 2016. L'analyse et la valorisation des données seront toutefois à optimiser. Il serait notamment intéressant d'intégrer la notion de rotation dans l'interprétation des résultats, d'affiner les situations à risques et de prévoir des temps collectifs agriculteurs/techniciens afin de valider ensemble des interprétations.

Conclusion

Le travail de scénarisation mené sur le bassin de l'Arnoult a contribué à la définition d'objectifs inscrits dans le plan d'actions 2016-2020 de préservation de la qualité de l'eau. À l'issue de cette période de cinq années, une évaluation du plan d'actions a été réalisée. Elle met en avant une évolution notable des pratiques agricoles (AB, allongement des rotations, etc.). Les mesures de RDD réalisées sur cinq campagnes montrent une diminution, qui reste à confirmer dans le temps, mais ne se traduit pas encore par une amélioration franche de la qualité de l'eau aux captages. Une concertation a été menée en 2021 pour renouveler ce plan d'actions à compter de 2022.

Suite à la mise en œuvre de *Co-click'eau* sur le bassin de l'Arnoult, d'autres territoires ont initié la démarche en mobilisant le RDD comme indicateur de potentiel d'émissions de nitrate. D'autres indicateurs (bilan entrées/sorties d'azote, note qualitative de risque d'émission de nitrate...) ont été considérés pour aborder de manière simplifiée l'enjeu « nitrate » sans avoir à passer par la description de triplets de cultures. Une évolution du contexte est en effet perceptible sur les territoires mobilisant la démarche, avec une

problématique « nitrate » qui semble moins préoccupante, alors que la problématique « phytosanitaires » devient de plus en plus prégnante.

Actuellement, l'adaptation de la démarche est travaillée pour d'autres thématiques qui impliquent de mettre en discussion l'évolution de l'agriculture à l'échelle territoriale : gestion quantitative de l'eau, énergie et climat ou encore alimentation territoriale.

Bibliographie

Chantre E., Guichard, L., Ballot, R., Jacquet, F., Jeuffroy, M.-H., Prigent, C., Barzman, M., 2016. Co-click'eau, a participatory method for land-use scenarios in water catchments. *Land Use Policy*, 59, 260-271. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.09.001>

Ministère de la Transition Écologique, 2019. Les nitrates, le principal polluant des eaux souterraines. (<https://www.notre-environnement.gouv.fr/rapport-sur-l-etat-de-l-environnement/themes-ree/risques-nuisances-pollutions/pollution-de-l-eau-douce/nitrates-orthophosphates/article/les-nitrates-le-principal-polluant-des-eaux-souterraines?lien-ressource=5193&ancreretour=lireplus> consulté le 16/08/22).

Eau 17, 2020. Évaluation du programme d'Actions Territorial de l'Arnoult 2016-2020.

About the Authors

Remy Ballot

UMR AGRONOMIE INRAE - UNIVERSITÉ PARIS SACLAY-AGROPARISTECH

Mäider Barreix

EAU 17

Claire Bernardin

UMR AGRONOMIE INRAE - UNIVERSITÉ PARIS SACLAY-AGROPARISTECH

Sophie Goineau

EAU 17

Le REH, un outil pour observer les résultats de potentiel de lessivage des champs cultivés et construire pas à pas des territoires produisant de l'eau « propre »

RAYMOND REAU; SARAH COHEN; CLAUDINE FERRANÉ; LAURETTE PARAVANO; ET LORÈNE PROST

Résumé

Dans les aires d'alimentation de captage en France métropolitaine, la stratégie courante pour avoir de l'eau peu chargée en nitrate consiste à chercher à généraliser une bonne pratique, en faisant par exemple de l'appui technique individuel aux agriculteurs sur la fertilisation raisonnée, à suivre leurs pratiques et leur évolution, ou à analyser leur conformité avec la bonne pratique mise en avant. Déjà en place avec Ferti-Mieux depuis les années 1990, cette stratégie n'a pas donné de résultats probants en matière de qualité de l'eau.

À Brienon (Yonne), en 2010, les partenaires de cette aire d'alimentation de captage d'eau potable ont choisi de travailler dans une logique de résultats et d'innovation ouverte, via un projet co-construit par les acteurs du territoire : le syndicat d'eau (REGATE) et les agriculteurs locaux.

Pour observer le potentiel de lessivage du nitrate, depuis 2012, le reliquat d'entrée hiver (REH) est mesuré sur plus d'une centaine de parcelles, soit 1 parcelle sur 4 ou 5, chaque année. C'est l'indicateur de résultat privilégié à l'échelle du champ pour réaliser des pronostics de pertes de nitrate au champ, à l'exploitation et à l'échelle du territoire.

Afin d'obtenir de faibles REH, après mûre réflexion en atelier de conception, les agriculteurs ont choisi de s'engager dans la généralisation des cultures pièges à nitrate afin d'avoir des sols couverts dès le mois de septembre, soit 2 mois avant le début du drainage. Les mesures de REH ont été ainsi complétées par des observations et des mesures rapides d'azote absorbé par les couverts en automne.

Les résultats de cet observatoire des champs cultivés sont rapidement partagés chaque année avec les agriculteurs locaux et avec l'instance de gouvernance du projet, via une animation dynamique interactive. Très vite, les agriculteurs qui faisaient déjà de l'eau peu chargée en nitrate en 2010 se sont sentis encouragés, et la plupart des céréaliers qui étaient en échec au départ sont parvenus à obtenir de faibles REH, via leur apprentissage rapide de la réussite des couverts.

Seulement les couverts se sont révélés souvent insuffisants dans tout ou partie des champs de certaines exploitations, face à la grande quantité d'azote disponible dans le sol en été et en automne. La mobilisation conjointe des mesures de REH et d'azote absorbé en automne, accumulées depuis 2012, a alors permis de caractériser l'azote disponible en été et automne au cours de leur rotation dans plus de la moitié des parcelles de l'AAC, et de fournir aux agriculteurs des informations précieuses sur la dynamique de l'azote et sa variation entre champs d'une même exploitation. Forts de ces connaissances, des changements ont été

réalisés par des agriculteurs, et le territoire est parvenu à atteindre son objectif de résultat dès 2017, comme le montre le tableau de bord de l'année, un outil utilisé pour l'appui à la gouvernance du projet.

Afin de consolider ces premiers résultats, depuis 2018, plusieurs éleveurs mobilisent cette connaissance fine de l'azote disponible dans leurs champs cultivés pour revoir la gestion de l'azote dans leur exploitation, afin de régulariser les bons résultats à l'échelle du territoire.

Le REH s'avère ainsi utile dans la gestion dynamique et la réussite du projet de ce territoire, en permettant de reconnaître les agriculteurs émettant au départ peu de nitrate, et en traquant des innovations, autrement dit les pratiques des champs où la qualité d'eau est au rendez-vous alors que l'agriculteur n'a pas adopté la pratique phare mise en avant. Associé aux observations d'azote absorbé, pour estimer l'azote disponible chaque année dans les systèmes de culture, le REH est essentiel aujourd'hui pour accompagner dans le changement les agriculteurs encore en échec.

Introduction

Plusieurs directives européennes ont été transcrites dans la législation mais leurs résultats sur la concentration en nitrate de l'eau restent médiocres en France :

- en 2018-2019, la situation était loin des objectifs de qualité inscrits dans la Directive Nitrates (entrée en vigueur en 1991) et dans la Directive-Cadre sur l'Eau (entrée en vigueur en 2000) ;
- l'analyse des tendances d'évolution montre une stagnation d'ensemble des résultats de qualité de l'eau (Gitton et al., 2020) : en 2020, 66 % des superficies du territoire métropolitain ont toujours une qualité des eaux affectée par le nitrate (polluée, eutrophisée ou susceptible de l'être) et cette situation s'accompagne, pour les acteurs, d'une perte de sens manifeste de la politique publique de maîtrise de la pollution de l'eau par le nitrate d'origine agricole (Gitton et al., *ibid*).

Pour réussir à relever ce défi de reconquête de la qualité de l'eau, il apparaît maintenant essentiel de travailler à la gestion du cycle de l'azote au champ en allant au-delà du raisonnement de la fertilisation azotée au printemps. Ainsi cet article aborde comment les mesures d'azote minéral dans le sol des champs agricoles, et en particulier du reliquat en entrée hiver (REH), peuvent éclairer les agriculteurs et leurs conseillers d'une part sur l'azote potentiellement lixiviable dans leurs champs et dans l'ensemble d'un territoire, et d'autre part sur le fonctionnement des sols en matière d'azote. À partir d'expérimentations réalisées en aires d'alimentations de captage, il explique comment l'usage du REH peut contribuer à l'apprentissage des acteurs de ces territoires à l'identification de pratiques innovantes limitant les pertes de nitrate dans l'eau et à une amélioration de la gouvernance de ces territoires ambitieux en termes de qualité de l'eau émise par les champs cultivés.

En France, des politiques publiques fondées avant tout sur une logique de moyens.

Pour s'attaquer à la pollution par le nitrate, des opérations incitatives comme Ferti-Mieux (figure 1) ont été mises en place de 1991 à 2002, avec une logique de moyens : elles prônent la « généralisation » des « bonnes »

pratiques agricoles et notamment, le raisonnement de la fertilisation azotée (développé avec le COMIFER) pour essayer d'obtenir de l'eau de qualité, c'est-à-dire contenant peu de nitrate.



Figure 1. Affiche de l'opération Ferti-Mieux en Poitou-Charentes.

Ces bonnes pratiques de fertilisation azotée ont été fondées sur le raisonnement de la dose totale d'azote à apporter au printemps, calculée à partir de la méthode du bilan prévisionnel (Comifer, 2013), sur la base d'une mesure du reliquat d'azote minéral en sortie d'hiver (RSH). Cette mesure est obligatoire depuis 2011 dans les exploitations situées dans les zones vulnérables délimitées en application de la Directive Nitrates. De nombreux outils de raisonnement de la fertilisation ont été développés pour opérationnaliser cette méthode du bilan prévisionnel, certains entrant dans la réglementation du plan d'action national de la Directive Nitrates. Cependant, Ravier et al. (2016) ont montré à quel point l'utilisation qui est faite de la méthode du bilan prévisionnel aujourd'hui comme outil réglementaire est entachée d'imprécisions.

Trois décennies plus tard, force est de reconnaître que les programmes d'actions nationaux (PAN) français (caractérisés par une logique de moyens) n'ont toujours pas donné de résultats probants.

Un pays européen a choisi une autre stratégie que cette logique de moyens basée sur le raisonnement des pratiques de fertilisation. Il s'agit de la Belgique, de la Wallonie en particulier, qui a développé une réglementation basée sur une logique tant de moyens que de résultats (Wouez, 2022 ; De Toffoli et al., 2022). Nous sommes bien ici dans une logique de résultats à atteindre par les champs : on ne s'intéresse pas tant aux pratiques agricoles qu'à l'impact qu'elles ont sur la qualité des eaux par le biais de cet indicateur d'azote potentiellement lixiviable qui donne une idée de l'azote minéral qui est susceptible d'être effectivement perdu avec les pluies hivernales.

Gitton et al. (ibid) se sont récemment intéressés à cette logique de résultats éprouvée en Wallonie et ont conclu leur synthèse sur l'importance de la reconnaissance d'engagements de collectifs territoriaux




mobilisés sur des objectifs de résultats. Nous détaillons dans la suite de cet article comment une démarche inspirée de cette stratégie s'est déployée dans plusieurs aires d'alimentation de captage en France.

La logique de résultats expérimentée dans plusieurs aires d'alimentation de captage

Depuis 2012, en Bourgogne, la REGATE¹, la Chambre d'agriculture de l'Yonne, avec l'aide financière de l'Agence de l'Eau Seine Normandie et INRAE, avec l'aide de l'Agence Nationale de la Recherche (projet POPSY), puis de l'Office Français pour la Biodiversité, ont travaillé à l'usage de ces mesures d'azote minéral présent dans le sol en entrée d'hiver (REH), pour estimer un l'azote potentiellement lixiviable. Ce travail s'est construit avec une trentaine d'agriculteurs d'un petit territoire (environ 2 000 ha) alimentant deux captages pollués par le nitrate, sources d'eau potable pour la ville de Brienon sur le cours d'eau de l'Armançon, en bordure de la forêt d'Othe (Reau et al., 2017a). Un projet local y a été co-construit entre les acteurs du territoire :

1. le syndicat d'eau (la REGATE) a défini la qualité d'eau attendue au captage ;
2. les agronomes ont traduit cette qualité d'eau en REH à ne pas dépasser dans les champs agricoles ;
3. les agriculteurs ont proposé des pratiques agricoles permettant de ne pas dépasser ce REH et donc, à terme, la qualité de l'eau visée (figure 2).

Des questions pour construire le projet local

- Quelle qualité de l'eau au(x) captage(s) voulons-nous ici ? 
- ↓
- Quelles pertes en azote à ne pas dépasser sous les champs ? 
- ↓
- Quelle quantité d'azote à ne pas dépasser dans les champs au début du drainage hivernal ?
- ↓
- Quelles sont les pratiques agricoles déterminantes pour que cette quantité d'azote ne soit pas dépassée ? 
- ↓
- Quelle(s) pratique(s) prometteuse(s) voulons-nous privilégier ici ?

Sans chercher à généraliser un modèle unique !

Figure 2. Logique d'action du projet de l'aire d'alimentation du captage de Brienon.

Chaque année, pour vérifier l'atteinte des objectifs du projet local, le REH est mesuré (10 sondages par champ) en octobre-novembre sur 90 cm de profondeur dans une centaine des 500 parcelles du territoire

1. Régie d'Équipement et de Gestion de l'Assainissement et de Travaux des Eaux, le syndicat d'eau de la ville de Birenon-sur-Armançon (89).

de l'aire d'alimentation des deux captages. Conformément au projet local, il s'agit moins de suivre l'évolution des REH dans le territoire au cours du temps que d'observer dans quelle mesure le REH global du territoire est conforme à ce qui est attendu dans les champs, compte tenu de la qualité de l'eau attendue.

Depuis 2012, cette démarche a inspiré d'autres aires d'alimentation de captages dans les régions de Normandie, du Grand Est, des Hauts de France, de Bretagne, et du Poitou-Charentes comme en Bourgogne (Ferrané et al., 2020). Par exemple, récemment cela s'est traduit par la mise en place d'un paiement pour service environnemental à logique de résultats dans le département de l'Eure (Gratecap, 2022).

Voyons maintenant comment le REH est utilisé pour développer ces projets pour la reconquête de la qualité de l'eau à l'échelle de territoire.

Le REH au service des agriculteurs et du syndicat d'eau potable pour une eau de qualité

Les mesures de REH sont utilisées pour évaluer les résultats du territoire et des champs, mais aussi pour mieux connaître la dynamique de l'azote dans les champs. Chaque année, on identifie comment se situe chaque champ mesuré puis comment le territoire a réussi ou pas à avoir de faibles émissions de nitrate dans le « champ moyen ». Après cinq années de mesures, on a caractérisé la dynamique de l'azote dans la plupart des champs afin d'éclairer chaque agriculteur sur la diversité de fonctionnement de ses champs.

Analyse annuelle des résultats d'azote potentiellement lessivable comparés au champ

Dès le mois de janvier de chaque année, chaque agriculteur prend connaissance des REH mesurés dans ses champs deux à trois mois auparavant. Ces résultats sont comparés à ceux des autres agriculteurs, regroupés par précédent cultural. Les agriculteurs ont aussi accès à leur « classement » relatif en termes de résultat de REH, en référence au seuil de REH attendu ($60 \text{ kg N}_{\text{min}} \cdot \text{ha}^{-1}$ à Brienon).

La figure 3 présente les résultats REH de 2018, 2019 et 2020, après les cultures de blé d'hiver (*Triticum aestivum*) sous une autre céréale d'hiver ou en sol nu (suivis d'une culture de printemps). Le REH est très variable suivant les parcelles : certaines atteignent le résultat attendu à l'échelle du territoire (être au-dessous de $60 \text{ kg N}_{\text{min}} \cdot \text{ha}^{-1}$), mais d'autres dépassent ce seuil. En 2018 et 2020, la plupart des parcelles étudiées avaient un REH plus élevé que le seuil et n'avaient donc pas atteint l'objectif, tandis qu'en 2019, la majorité des parcelles se situaient au-dessous de ce seuil.

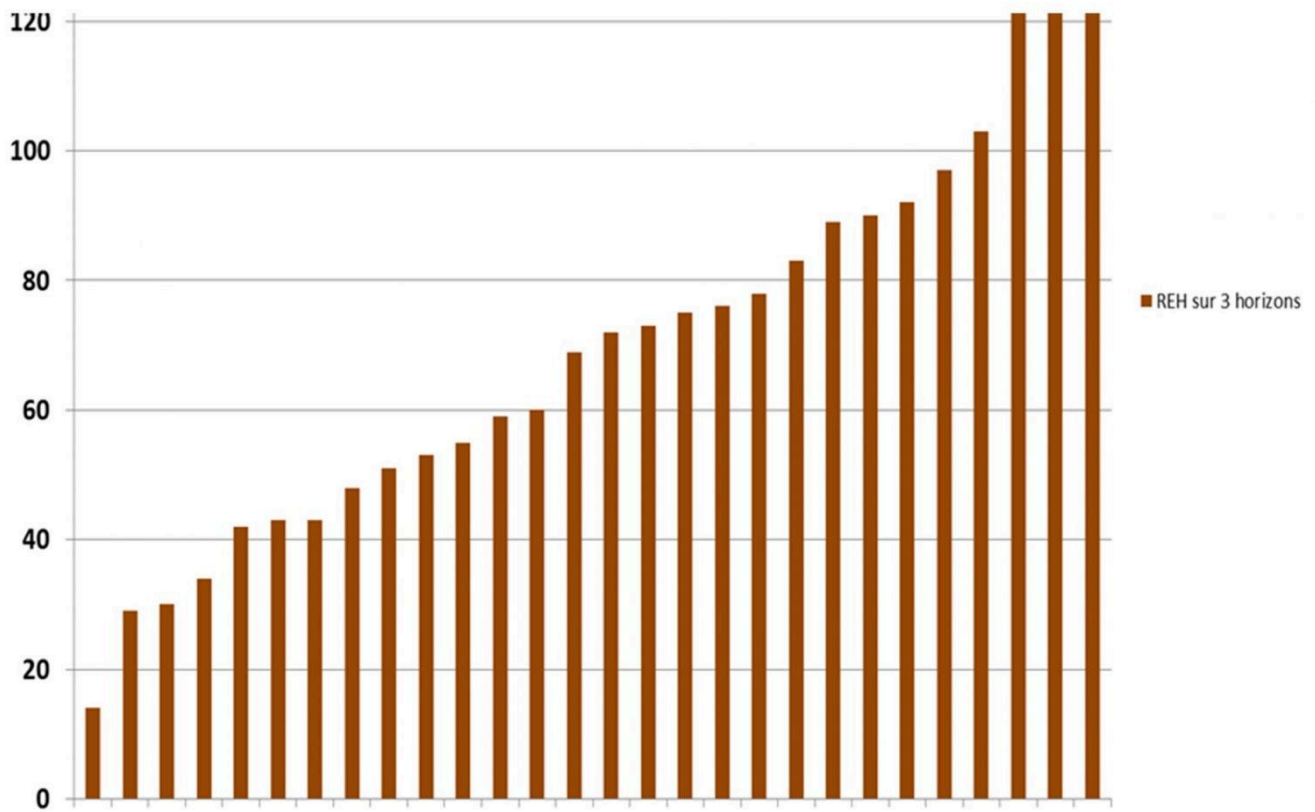


Figure 3a. REH après un blé sous une céréale d'hiver ou un sol nu en novembre 2018 (chaque bâtonnet est le résultat d'une parcelle).

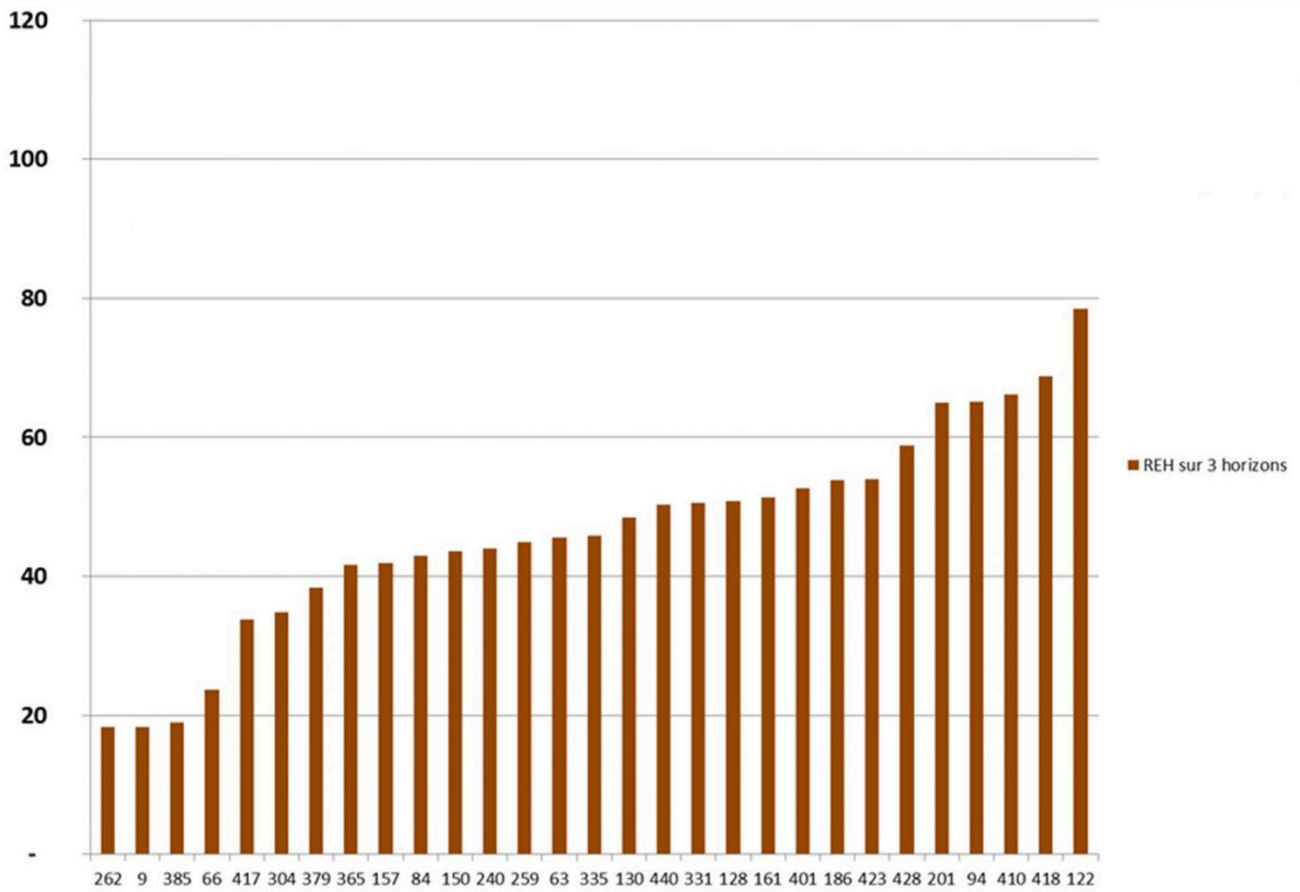


Figure 3b. REH après un blé sous une céréale d'hiver ou un sol nu en novembre 2019 (chaque bâtonnet est le résultat d'une parcelle).

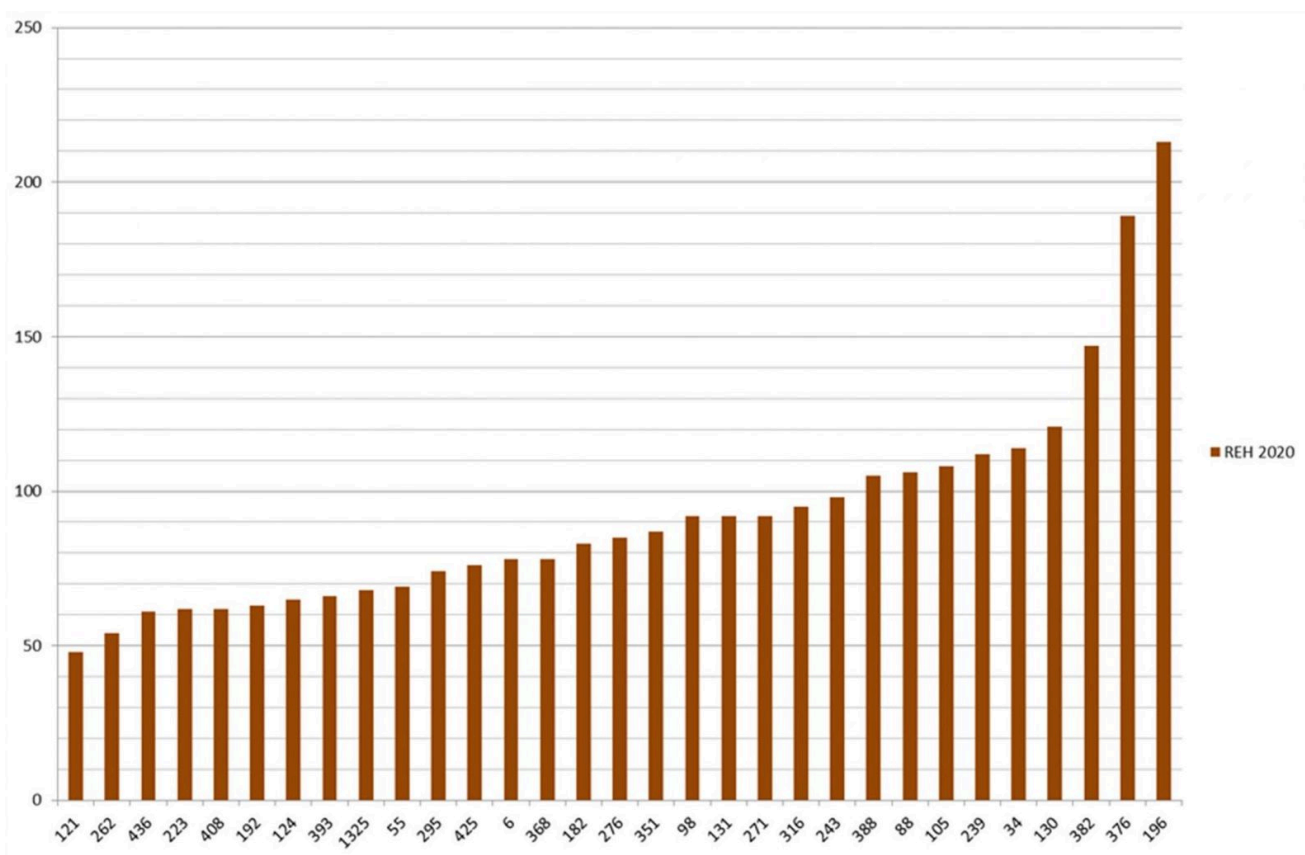


Figure 3c. REH après un blé sous une céréale d'hiver ou un sol nu en novembre 2020 (chaque bâtonnet est le résultat d'une parcelle).

Cette première analyse « à chaud » permet à chaque agriculteur de se situer par rapport aux autres parcelles pour chacune de ses cultures ; ce qui est source d'émulation : sans qu'il sache précisément qui a atteint ou pas les objectifs recherchés², il voit néanmoins si d'autres ont réussi ou échoué et comment ses propres performances se situent à l'échelle du territoire.

Cette analyse le conduit aussi à identifier la diversité de ses résultats chaque année et à analyser les causes de cette variabilité (culture précédente, équilibre de la fertilisation, semis des couverts d'interculture piège à nitrate (CIPAN) et autres pratiques culturales).

Analyse annuelle de la qualité de l'eau émise par l'ensemble du territoire

Chaque année, les résultats de REH de l'échantillon de parcelles sont intégrés à l'échelle du territoire, sur la base des résultats par situation culturale. Le REH moyen de l'année pour le territoire est alors calculé. Ensuite, la lixiviation du nitrate est estimée à partir de la pluviométrie réelle de l'année, avec un simple

2. l'agriculteur n'a pas accès à la correspondance entre les numéros des parcelles et l'identité des exploitants au-delà de ses propres parcelles.

modèle de Burns appliqué aux champs comme aux autres espaces du territoire (forêt d'Othe en particulier). À cette étape, la réussite du projet est évaluée du point de vue de la conformité du REH des champs cultivés, comme du point de vue des pertes d'azote par lixiviation. La concentration en nitrate de l'eau de percolation ainsi que les pertes d'azote moyennes dans les champs sont analysées avec les représentants des agriculteurs et le syndicat d'eau à la fin du printemps. Lorsque les pertes moyennes ne sont pas conformes, une analyse des causes est discutée avec les partenaires du projet afin d'en tirer les leçons pour l'avenir.

Analyse pluriannuelle des dynamiques de l'azote dans les champs des exploitations

Cinq ans après le démarrage du travail, le nombre de mesures de REH par exploitation agricole est devenu suffisant pour réaliser une estimation fiable de l'azote potentiellement lixiviable à l'échelle des principaux systèmes de culture des exploitations présentes sur l'Aire d'Alimentation de Captage (AAC) car toutes les cultures de la rotation ont fait l'objet d'au moins une mesure. Complétées par des observations et mesures d'azote absorbé par les cultures en été et en automne, ces données ont permis de faire un diagnostic du fonctionnement (en matière d'azote) des champs cultivés au cours de leur rotation.

La figure 4 présente ainsi les résultats dans une exploitation agricole avec élevage, au cours de sa rotation de cinq ans. Ils montrent un système de culture qui n'est pas conforme aux résultats attendus dans la mesure où quatre années sur cinq le REH dépasse le seuil de $60 \text{ kg N}_{\text{min}} \cdot \text{ha}^{-1}$, sans que cela soit compensé par l'année où le REH est conforme (sous le colza). Le REH moyen de cette exploitation est de $87 \text{ kg N}_{\text{min}} \cdot \text{ha}^{-1}$. La quantité d'azote disponible estimée en additionnant le REH et l'azote absorbé en entrée d'hiver s'avère relativement régulière au cours de cette rotation, en se situant à un niveau élevé, entre 140 à $180 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, avec une moyenne de $154 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$. Malgré un piégeage d'azote presque systématique dans la rotation (quatre ans sur cinq, sauf entre le blé et l'orge) et vraiment important trois ans sur quatre, il ne s'avère pas suffisant pour obtenir un REH moyen faible plus de un an sur cinq.

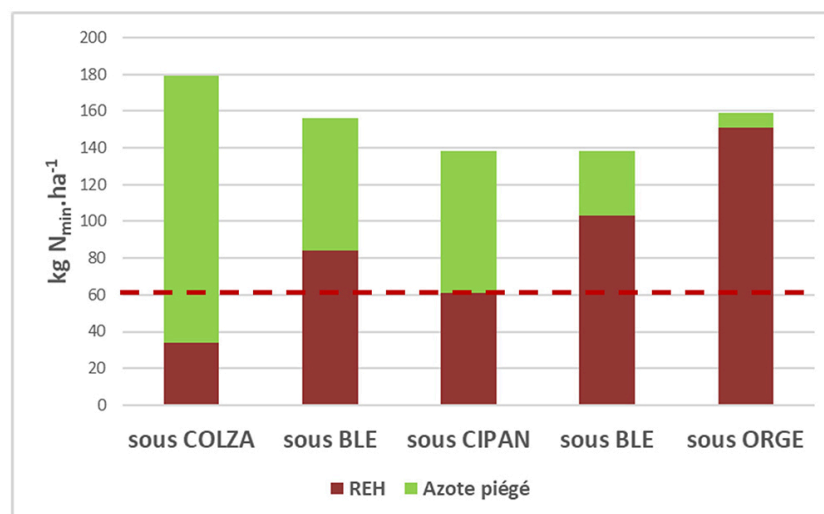


Figure 4. REH et azote absorbé au cours d'une rotation de 5 ans (colza+repousses / blé+CIPAN / pois / blé / orge) d'un éleveur de Brienon. Moyenne des valeurs mesurées de 2012 à 2016. La droite pointillée horizontale indique le seuil d'évaluation du REH.

Le diagnostic de ce système de culture a été approfondi avec cet éleveur qui a alors mieux compris le poids de la minéralisation de l'humus et de ses pratiques de fertilisation organique dans l'importance de l'azote disponible dans ses sols. Cette analyse l'a conduit à imaginer des solutions complémentaires (baisse de la fertilisation minérale, répartition des effluents d'élevage de l'exploitation sur un plus grand nombre de parcelles, adaptation des couverts, etc) qui lui ont permis d'obtenir de bons résultats de REH quelques années plus tard.

Usages du REH : gestion dynamique pour l'innovation ouverte et la réussite du projet

Au-delà de l'évaluation de l'atteinte de l'objectif « REH » à différentes échelles spatiales et temporelles, les diagnostics basés sur des mesures au champ ont été essentiels pour

- d'autres apprentissages,
- traquer des innovations,
- mettre au point de nouvelles solutions,
- la gouvernance et la gestion dynamique du projet.

Ces mesures et leurs analyses sont ainsi à la base de l'activité d'animation et de conseil gérée par l'équipe d'animation du projet de territoire.

Contribuer à l'apprentissage agronomique des agriculteurs et de leurs conseillers

Les informations sur l'état de l'azote dans leurs champs cultivés sont utilisées pour interagir avec les agriculteurs du territoire lors de différents rendez-vous. Nous en avons déjà évoqué deux :

1. le rendez-vous personnalisé qu'a chaque agriculteur fin janvier avec un conseiller / animateur du territoire autour de ses résultats de REH (figure 3) qui lui permet de se situer et de construire un diagnostic des conditions d'échec, de réussite et des pistes d'amélioration dans ses champs ;
2. le rendez-vous collectif à la fin du printemps au cours duquel est présentée une estimation du REH global du territoire qui donne lieu à une analyse collective des raisons de l'écart au seuil objectif de $60 \text{ kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$.

Le débat qui suit est l'occasion de revenir sur le fonctionnement de l'azote dans les sols ainsi que sur les conditions et facteurs de réussite des pratiques culturales déterminantes de la dynamique de l'azote.

Un troisième rendez-vous prend la forme d'un tour de plaine collectif dans le territoire à la mi-septembre afin d'évaluer le développement des couverts pièges à nitrate dans une sélection de champs qui sont visités, d'en faire un diagnostic, en allant jusqu'à essayer d'estimer le REH compte tenu de l'allure du couvert au moment de la visite. Chaque agriculteur est invité à donner son point de vue et son analyse sur chaque

champ visité (Photo 1). La visite est aussi l'occasion d'un partage de savoir-faire entre les agriculteurs qui ont plutôt des champs réussis et ceux qui sont plutôt en difficulté.



Dans ce champ, l'agriculteur a semé un couvert d'interculture, qui a peu poussé. Ce couvert est-il réussi ? Après discussion (et quelques hésitations!), la réponse des agriculteurs est : OUI, le couvert est suffisamment dense et homogène. S'il n'a pas beaucoup poussé, c'est qu'il y avait peu d'azote dans cette parcelle, ce qui est très positif du point de vue du risque de lessivage de nitrate. L'agriculteur qui cultive la parcelle, lui, il est déçu. Il attend aussi du couvert qu'il produise beaucoup de biomasse, pour la vie et la structure du sol. Son investissement dans la semence va-t-il être rentabilisé par les bénéfices de ce couvert ?

Cette parcelle correspond à ce qu'on appelle habituellement un « beau couvert »: dense, homogène, bien vert, qui pousse continuellement.

Les agriculteurs estiment que c'est lié au fait qu'il y avait « pas mal » d'azote dans le sol, ce qui n'est pas une situation très satisfaisante du point de vue du risque de lessivage du nitrate.

Pour eux, le couvert est assez dense et bien parti pour jouer son rôle de piège à nitrate et améliorer le sol de la parcelle.

Photo 1. Tour de plaine entre agriculteurs et agronomes en septembre.

Champ après champ, année après année, les observations et les mesures sont capitalisées dans une base de données mais aussi dans les têtes des agriculteurs ; la connaissance du fonctionnement des champs et du territoire dans son ensemble se précise. Cela a aidé la plupart des agriculteurs à adapter leurs pratiques.

Innover, identifier et mettre au point différentes façons de cultiver

Dès la première année du projet en 2012, quelques agriculteurs avaient des REH conformes à ce qui était attendu, en moyenne de leurs rotations, voire pour chaque culture de leurs rotations. Si certains appliquaient déjà bien les pratiques phares mises en avant dans le projet local (comme l'obtention de CIPAN

bien développées), d'autres agriculteurs réussissaient à avoir un REH bas par d'autres voies, en ayant des couverts piégeant de façon plus modeste à l'échelle de la rotation.

La synthèse réalisée en 2020 (figure 5), à partir d'une analyse pluriannuelle, montre qu'il y a deux voies complémentaires pour obtenir un faible REH (moins de 60 kg N_{min}.ha⁻¹) à l'échelle de leurs systèmes de culture :

1. un premier groupe de systèmes de culture (figure 5 – cercle de droite) est réussi parce que le piégeage moyen en automne se situe entre 30 et 50 kg N.ha⁻¹. Sans ce piégeage, le REH n'aurait pas été assez faible pour être conforme à l'objectif fixé. Ce groupe d'agriculteurs applique en fait la stratégie mise en avant par les agriculteurs dans le projet local : ne pas forcément repenser la fertilisation mais de se donner les moyens de capter l'azote minéral resté dans les sols grâce à des CIPAN bien développées.
2. un second groupe (figure 5 – ovale de gauche) révèle un piégeage situé entre 15 et 30 kg N.ha⁻¹ et un REH de moins de 40 kg N_{min}.ha⁻¹. Les résultats de trois de ces cas révèlent que ces parcelles n'ont pas vraiment besoin de réussir des couverts d'automne en dehors de la culture de colza car leurs sols contiennent peu d'azote minéral en été et automne.

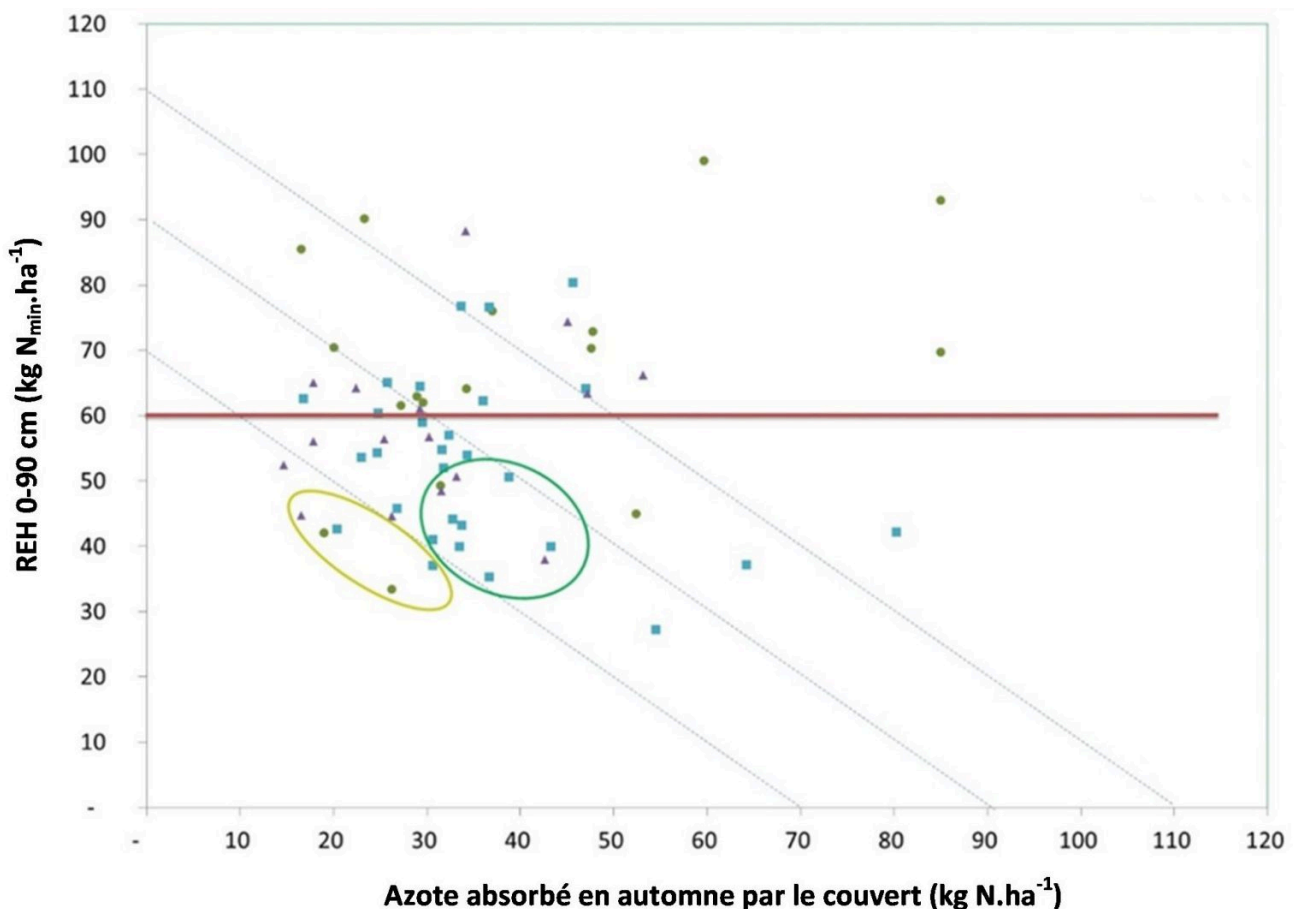


Figure 5. REH et azote absorbé (moyenne des rotations des systèmes de culture des agriculteurs de Briennon (2012-2020)). La droite horizontale précise l'objectif REH à ne pas dépasser.

L'analyse des résultats de ce second groupe révèle que ces agriculteurs pratiquent une fertilisation azotée économe en azote de synthèse au printemps, sans apport de matières organiques. C'est une autre stratégie que celle qui avait été mise en avant au moment de la construction du projet local.

Ces résultats montrent que d'autres choix de pratiques sont non seulement possibles, mais aussi déjà présents et réussis dans certaines exploitations. Ce repérage de solutions gagnantes et différentes par rapport à la pratique phare mise en avant dans le projet, conduit finalement à élargir la gamme de solutions gagnantes déjà éprouvées en exploitation agricole au sein même du territoire. C'est ici qu'un raisonnement construit sur une logique de résultats s'avère particulièrement intéressant : mettre en lumière la diversité des pratiques permettant d'arriver à un résultat satisfaisant pour la qualité de l'eau, ce qui redonne une certaine liberté de choix aux agriculteurs et donc du pouvoir d'agir.

Outiller la gouvernance du projet de reconquête de la qualité de l'eau

La gouvernance du projet est assurée par les acteurs du territoire (le gestionnaire de l'eau et les représentants des agriculteurs) avec la participation des financeurs comme l'Agence de l'Eau Seine Normandie. L'analyse du REH global à l'échelle du territoire est un élément important du bilan qui est réalisé chaque année à la fin du printemps. Ce résultat annuel est présenté en y associant cinq autres indicateurs à l'échelle du territoire au sein d'un tableau de bord (Paravano et al., 2016) :

- deux pratiques concernant l'usage des repousses de colza et des couverts semés en interculture,
- un état du territoire avec la superficie concernée par ces deux pratiques,
- la moyenne des émissions d'azote sous forme de nitrate hors des champs et
- la concentration en nitrate de l'eau des deux captages.

Ces indicateurs sont organisés suivant une logique de cause à effet. Sur cette base, chaque année, les résultats du territoire sont présentés en réunion de pilotage, afin qu'ils soient analysés en séance par l'ensemble des participants. Pour faciliter la compréhension et l'interprétation, les valeurs obtenues sont indiquées par un curseur sur une échelle avec deux seuils rappelant la valeur qui est attendue et la valeur qui reste acceptable, en délimitant ainsi trois classes de réussite. Suivant la position du curseur, le fond de la figure dans lequel s'inscrit l'indicateur est coloré avec la couleur associée à la classe ci-dessus.

La figure 6 présente ainsi le tableau de bord qui a été édité en 2014 à partir des observations et mesures réalisées en 2013. En cette première année de mise en œuvre du projet, la couverture des sols s'est nettement améliorée, mais elle n'atteignait pas les objectifs fixés. L'indicateur de qualité d'eau émise par les champs (fuites d'azote) atteignait tout de même les résultats attendus.

En analysant la cohérence d'ensemble des résultats de ce tableau de bord, les membres du comité ont compris que le REH du territoire était à peine en-dessous de $60 \text{ kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$, ce qui avait permis d'obtenir de faibles émissions de nitrate cette année-là. Ils ont saisi aussi que la concentration en nitrate restait encore assez élevée, car le délai de réponse de la nappe d'eau souterraine est supérieur à dix ans. Cependant, ce résultat encourageant avait été obtenu avec une surface en piège (ou pompe) à nitrate passable ; ce qui le rendait fragile car très sensible aux aléas du climat et à ses effets sur l'efficacité du piégeage de l'azote. Ce résultat passable provenait essentiellement des repousses de colza que les agriculteurs n'avaient pas laissé

sur une surface suffisante. Sur cette base, le comité a décidé d'insister sur l'importance de piéger l'azote en été auprès de chaque agriculteur du territoire.

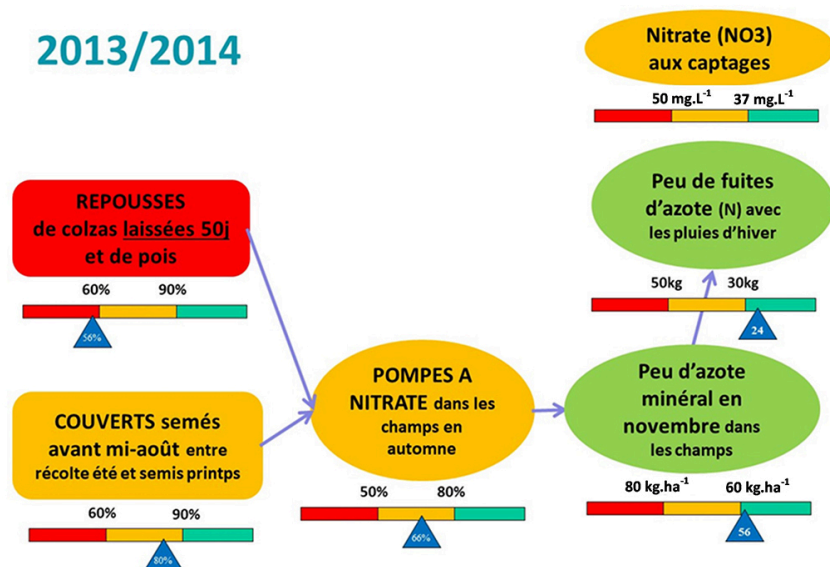


Figure 6. Tableau de bord de l'année 2013/2014. La couleur de chaque indicateur indique le niveau d'atteinte des résultats attendus : réussi en gris moyen ou vert, passable en gris clair ou orange, raté en gris foncé ou rouge. Ce niveau est obtenu à partir d'une variable quantifiée à l'échelle du territoire qui figure sur le curseur situé au-dessous.

Chaque année, le tableau de bord est ainsi décliné avec les résultats REH et d'autres indicateurs du territoire. Il donne ainsi à chaque acteur de la gouvernance une vision d'ensemble des pratiques mises en œuvre par les agriculteurs et des résultats obtenus, en les situant par rapport à ce qui était prévu ou attendu.

Chacun peut alors contribuer à l'analyse et au diagnostic de la situation à l'échelle du territoire, avant de participer aux choix des orientations à donner au projet pour l'année suivante. Le rôle de cet outil est aussi de contribuer au dialogue entre les représentants des agriculteurs, le gestionnaire de l'eau et le financeur.

Les déclinaisons successives du tableau de bord ont révélé des faiblesses du projet initial et des difficultés qui ont été corrigées pas à pas. En 2017-2018, soit cinq ans après le démarrage du projet, le tableau de bord de l'année (figure 7) illustre la réussite de ce projet :

- le REH et les quatre autres indicateurs du tableau de bord étaient que les années précédentes,
- les cinq indicateurs avaient un résultat conforme aux attentes.

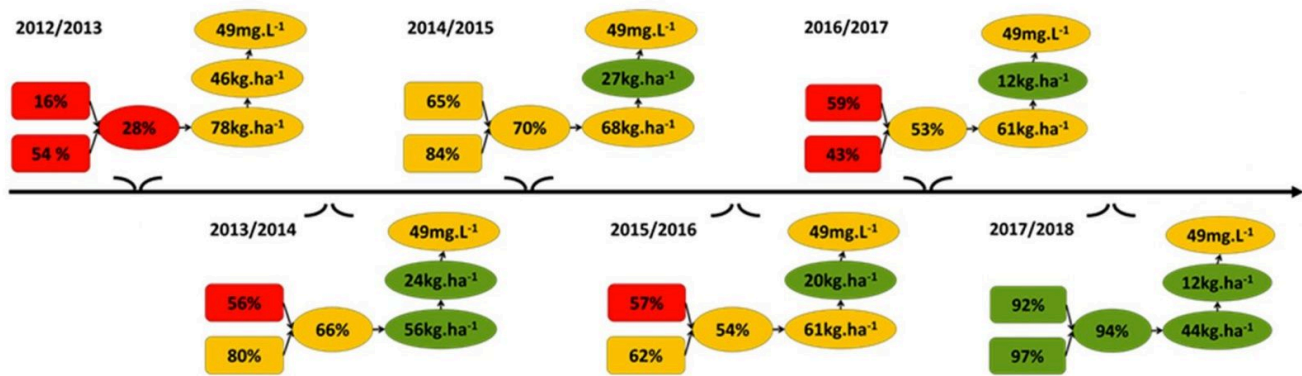


Figure 7. Tableaux de bord successifs obtenus de 2012/13 à 2017/18.

Discussion

Depuis 2017, le REH de l'AAC reste proche de l'objectif de 60 kg N_{min}.ha⁻¹. La qualité de l'eau aux captages n'a cependant pas vraiment évolué car le délai de réponse de la nappe souterraine est estimé de 15 à 20 ans.

Dans le processus de gestion adaptative de projet pour la qualité de l'eau (Prost et al., 2018), le REH est devenu l'indicateur pivot du tableau de bord. Il a d'abord permis aux agriculteurs de :

- comprendre l'azote potentiellement lixiviable dans leurs systèmes de culture ;
- identifier les champs qui émettent d'emblée de faibles quantités de nitrate grâce à des pratiques qui doivent être encouragées ;
- cibler les champs où il fallait encourager à changer de pratiques.

Il a aussi conduit à faire le lien entre le gestionnaire de l'eau (qui pense en termes de concentration en nitrate dans les eaux) et les agriculteurs (qui pensent en quantité d'azote perdue) ; ce qui a favorisé le dialogue entre les acteurs du territoire.

Au départ, ce qui a mobilisé le collectif des agriculteurs du territoire, c'est la généralisation du piégeage de nitrate par les couverts d'été et d'automne y compris en interculture courte. Il s'agissait d'une thématique motivante pour les agriculteurs qui explorent l'agriculture de conservation des sols.

La généralisation du piégeage du nitrate n'est cependant pas le seul changement obtenu et utile à la baisse des pertes d'azote. En effet, les mesures de REH ont conduit une partie des agriculteurs à être plus vigilants sur la fertilisation azotée en été et en automne (organique ou de synthèse). Ce type de fertilisation s'est développé en France pour substituer une partie des engrais P-K de synthèse par des apports organiques (Reau et al., 2017b). Ces apports sont devenus une source non négligeable de pertes d'azote par lixiviation de nitrate.

En revanche, les changements ne semblent pas avoir vraiment concerné la fertilisation de synthèse au printemps : au départ, le manque de consensus entre agriculteurs a poussé leurs représentants à ne pas

inscrire l'amélioration de cette fertilisation dans le projet local. Par la suite, le projet n'a pas observé de changements de ce type à l'exception d'un éleveur.

De plus, il est aussi probable que des changements de pratique dans la fertilisation azotée de printemps supposeraient d'élargir le tour de table du projet aux acteurs de l'approvisionnement en engrais de synthèse et du conseil technique, dans la mesure où les agriculteurs seuls ne disposent pas de toutes les « marges de manœuvre ». Mais cela complexifierait aussi la gouvernance.

Cette gestion de projet des aires d'alimentation de captage focalisée sur un objectif de résultat exprimé via le REH fait des émules dans d'autres captages de l'Yonne, comme ailleurs en Bourgogne et dans d'autres régions : Normandie, Grand Est, Hauts de France (Ferrané et al., 2020). Le développement de cette innovation dans la gestion des projets des aires d'alimentation de captage se heurte en particulier à la faisabilité des mesures de REH dans les sols caillouteux où les prélèvements en profondeur sont impossibles à la tarière, ou encore à l'aléa du début du drainage en climat méditerranéen à épisodes cévenols.

Conclusion

En s'inspirant de la Directive Nitrates telle qu'elle est déclinée en Belgique (Wallonie), l'aire d'alimentation de captage de Brienon (Yonne) a développé un projet géré avec une logique de résultats, basée sur l'estimation de l'azote potentiellement lixiviable à partir du REH.

Mesurés dans une centaine de parcelles (sur 500 environ), ces REH sont analysés à différentes échelles (temps et espace) :

- annuellement : (i) pour comparer les parcelles ayant la même culture précédente et (ii) pour estimer le REH de l'ensemble du territoire et le risque de lessivage associé ;
- à l'échelle pluriannuelle des rotations : pour estimer les performances des systèmes de culture et des exploitations agricoles.

Ces analyses identifient :

- les agriculteurs qui ont d'emblée de bons résultats REH et dont les pratiques doivent être encouragées ;
- les agriculteurs qui n'obtiennent pas encore les résultats attendus et qui sont encouragés à changer leurs pratiques.

Par ailleurs, les agriculteurs ont pu mieux appréhender le cycle de l'azote dans leurs champs, comprendre les spécificités et la diversité du fonctionnement des champs entre exploitations mais aussi à l'intérieur de certaines exploitations.

Cette approche a permis aux conseillers d'innover en diversifiant l'offre de solutions pour obtenir de l'eau « propre » plutôt que de généraliser la « meilleure » solution dans une logique d'optimisation.

Ce travail a également été utile aux chercheurs en agronomie travaillant sur les méthodes de reconception des systèmes agricoles vers plus de durabilité.

Enfin, ces outils ont apporté aux gestionnaires de l'eau et plus globalement aux acteurs de la gouvernance, des moyens pour

- orienter le projet dans une gestion dynamique et
- décliner, année après année, des plans d'actions souples et exigeants.

Les résultats sont éloquentes et prometteurs. Bien que l'eau puisée aux captages ne soit toujours pas de qualité (sans évolution notable pour l'instant), l'eau émise sous la zone racinaire des champs à l'échelle du territoire s'est fortement améliorée depuis 2010 et correspond à la qualité attendue.

Cette démarche de gestion dynamique fait des émules dans le nord de la France : un syndicat d'eau de l'Eure a récemment mis au point un Paiement pour Service Environnemental fondé sur le résultat de REH plutôt que sur la conformité des pratiques (Gratecap, 2022). Ainsi demain, on pourrait encourager financièrement les agriculteurs ayant fait la preuve de leur performance pour produire une eau de qualité (nitrate) dans leurs champs.

Le cycle de l'azote au champ est complexe et la gestion de l'azote repose sur une approche très systémique. C'est ce que soulignent certains auteurs qui insistent sur l'importance des diagnostics stratégiques et systémiques qui vont au-delà des raisonnements tactiques des pratiques culturales (Cerf et al., 2019).

Après avoir longtemps investi dans le raisonnement de la fertilisation azotée de printemps, les agronomes de l'azote envisagent-t-il d'investir ce champ d'innovation demain ?

Bibliographie

Comifer Groupe Azote, 2013. *Calcul de fertilisation azotée. Guide méthodologique pour l'établissement de préconisations locales. Cultures annuelles et prairies.* 159 p.

Cerf M., Parnaudeau V., Reau R., 2019. Vers un diagnostic agronomique stratégique traitant de questions agro-environnementales. *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 9 (2), 27-37.

De Toffoli M., Vandenberghe C., Lambert R., 2022. Le référentiel APL en Wallonie. In : Vandenberghe C. & Delsalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL.* Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Ferrané C., Reau R., Prost L., 2020. Qualité de l'eau en aire d'alimentation de captage : gestion dynamique avec la démarche Transit'Eau. Chapitre 18. In : Leenhardt D., Voltz M., Barreteau O. (coord.). *L'eau en milieu agricole. Outils et méthodes pour une gestion intégrée et territoriale.* France, Versailles : Éditions Quæ.

Ferrané C., Paravano L., Prost L., Reau R., 2000. *Piloter un territoire selon une logique de résultat pour la qualité de l'eau. Guide pour une gestion dynamique du projet d'une AAC à enjeu « nitrate ».* INRAE & OFB, 54 p. https://reseau-eau.educagri.fr/files/PiloterUnTerritoireSelonUneLogiqueDeResu_fichierRessource1_guide-gestion-dynamique_aac.pdf

Gitton C., Kossuth P., Vedeau F., Vissac P., 2020. *Contribution à l'évaluation des programmes d'actions pour la lutte contre la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole – Examen de la mise en œuvre de*

quelques mesures et des dérogations préfectorales. Identification de voies de progrès. Rapport interministériel du CGAAER n°20034 et CGEDD n°013362-01. CGAAER et CGEDD.

Gratecap M., 2022. <https://www.terre-net.fr/observatoire-technique-culturelle/strategie-technique-culturelle/article/sur-le-bac-de-tremblay-27-pas-d-obligation-de-moyens-mais-de-resultats-217-203154.html>

Paravano L., Prost L., Reau R., 2016. Observatoire et tableau de bord pour un pilotage dynamique des pertes de nitrate dans une aire d'alimentation de captage. *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 6, 127-133.

Prost L., Reau R., Paravano L., Cerf M., Jeuffroy M.-H., 2018. Designing Agricultural Systems from Invention to Implementation : The Contribution of Agronomy. Lessons from a Case Study. *Agricultural Systems*, 164, 122-32. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.04.009>.

Ravier C., Jeuffroy M.-H., Meynard J.-M., 2016. Mismatch between a science-based decision tool and its use : The case of the balance-sheet method for nitrogen fertilization in France. *NJAS-Wageningen Journal of Life Sciences*, 79, 31-40. <https://doi.org/10.1016/j.njas.2016.10.001>

Reau R., Bedu M., Ferrané C., Gratecap J-B., Jean-Baptiste S., Paravano L. Parnaudeau V., Prost L., 2017a. Évaluation des émissions de nitrate par les champs pour la conception de projets de territoire et l'accompagnement de la transition en aires d'alimentation de captage. *Innovations Agronomiques*, 57, 1-11.

Reau R., Deytieux V., Guichard L., Mignolet C., Petit M-S., Schott C., 2017b. Évolutions récentes des pratiques de grande culture en France métropolitaine : techniques de raisonnement et usages des intrants. *Agronomie, Environnement & Sociétés* 7 (4), 115-125.

Wouez D., 2022. L'APL wallon, un outil de contrôle et d'encadrement. In : Vandenberghe C. & Delsalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

About the Authors

Raymond Reau
INRAE - GRIGNON

Sarah Cohen
INRAE - GRIGNON

Claudine Ferrané
CENTRE DE RESSOURCES CAPTAGES

Laurette Paravano
CHAMBRE D'AGRICULTURE DE LYONNE

Lorène Prost
INRAE - GRIGNON

Le REH au service de la transition agroécologique vers des pratiques productrices d'une eau de qualité vis-à-vis du nitrate

MARINE GRATECAP

Résumé

Dans le cadre de la mise en demeure de l'État par la Commission Européenne en 2020, concernant des « dépassements chroniques » des seuils autorisés de nitrate dans les eaux destinées à la consommation humaine, les démarches territoriales de gestion de l'azote dans un objectif de résultats sur la qualité de l'eau sont amenées à se développer.

Dans ce contexte, le présent article a pour objectif de présenter un exemple de construction et de mise en œuvre d'une telle démarche sur une Aire d'Alimentation de Captage prioritaire État de 2011 à 2021.

La méthodologie de construction et d'animation utilisée repose sur la démarche de gestion dynamique du projet d'une AAC à enjeu « nitrate », présenté dans le guide de Ferrané et al. (2020).

Cet article présente dans un premier chapitre la logique et les étapes de construction du projet de territoire permettant de définir l'objectif de reliquat entrée hiver (REH) à atteindre dans les champs pour produire de l'eau de qualité vis-à-vis du nitrate au captage. Les chapitres 2 et 3 présentent respectivement les outils mis en place (réseau REH et observatoire des champs à l'automne) et les actions d'animation et d'accompagnement des agriculteurs dans une logique d'amélioration continue des pratiques.

Au travers de ces trois volets, cet article souligne les avantages d'une telle démarche du point de vue de la mobilisation des agriculteurs, mais aussi la posture d'animation et les moyens requis pour le porteur du projet.

Introduction

La construction et l'animation d'un projet de territoire s'inscrit sur le temps long et mobilise de nombreux acteurs et compétences clés. Pour les collectivités, les démarches « captages » représentent des moyens engagés importants, en prestations extérieures (études, partenariats, conventionnements...) et en ressource interne, alors que les résultats obtenus tant sur la qualité de l'eau que sur la mobilisation des agriculteurs ne sont pas toujours au rendez-vous.

Le présent article illustre un exemple de construction et de mise en œuvre d'un projet de territoire basé sur une logique de résultats sur la qualité d'eau (Ferrané et al., 2020). Cet article s'attache à montrer dans quelles mesures cette approche originale a permis de mobiliser positivement les agriculteurs autour d'un enjeu environnemental.

Le retour d'expérience relaté dans l'article couvre la période allant de 2011 à 2021 et n'engage que son auteur et non la collectivité concernée. La chronologie présentée ci-dessous (figure 1) illustre les différentes étapes du projet décrites dans les chapitres qui composent cet article.

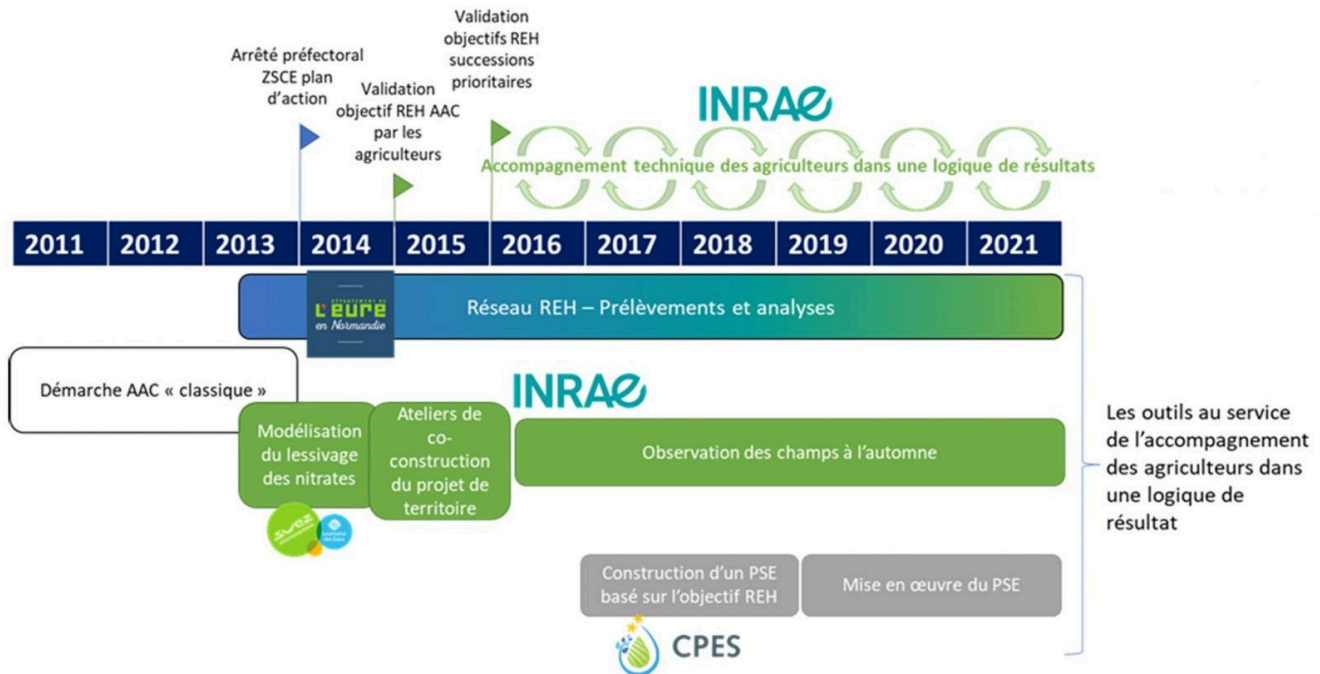


Figure 1. Chronologie des étapes de construction et de mise en œuvre du projet de territoire basé sur un objectif de résultat. Les drapeaux identifient les temps de validation des objectifs. Les flèches représentent la logique d'amélioration continue permise par l'accompagnement technique proposé aux agriculteurs dans une logique de résultat. Les cadres sous la frise représentent les différents outils techniques (en bleu et vert, le bleu représentant des outils mutualisés avec d'autres territoires et le vert des outils dédiés au territoire) et financiers (en gris) mobilisés pour la construction et le suivi du projet de territoire. Les acteurs clés ayant permis de financer et de construire les outils sont également présentés sur cette figure. L'Agence de l'Eau Seine Normandie a participé au financement de tous les outils mobilisés et de l'animation du projet.

La première partie de l'article présente les étapes et les acteurs clés de la construction du projet de territoire et son caractère déterminant dans l'adhésion des agriculteurs.

La deuxième partie s'attache à décrire les outils d'animation mises en œuvre au service d'un accompagnement des agriculteurs dans une logique de résultats : le réseau de REH et l'observatoire des champs à l'automne pour évaluer la biomasse et l'azote absorbé.

La troisième partie présente les moments clés de l'accompagnement technique au travers de temps individuels et collectifs et l'accompagnement financier dans une logique de résultats, permettant de mettre

en avant l'impact de cet accompagnement sur la mobilisation des agriculteurs autour d'un enjeu environnemental.

La construction du projet de territoire

Un temps de transfert de l'eau vers la nappe important qui crée une déconnexion entre les actions entreprises par les agriculteurs et la qualité de l'eau observée à court terme

Le captage concerné par ce projet de territoire est prioritaire au titre du Grenelle de l'environnement : la concentration en nitrate est en croissance depuis les années 60 et frôle aujourd'hui les 50 mg.L⁻¹.

Le captage exploite la nappe de la craie. Le transfert de l'eau sur ce territoire se fait majoritairement de façon verticale par effet piston de façon homogène (profondeur de sol et de sous-sol homogène).

Compte tenu de la profondeur de la nappe (75 m sous la surface du sol), les effets de modifications de pratiques ne seront visibles qu'à long terme (l'eau met environ 30 ans pour percoler de la surface jusqu'à la nappe). Ceci engendre une déconnexion entre les actions mises en œuvre par les agriculteurs à l'instant t et la qualité de l'eau observée.

Cette déconnexion, observable de façon récurrente sur les eaux souterraines, est souvent identifiée comme une source de démotivation des agriculteurs. En effet, certains mettent en avant les pratiques passées pour expliquer la qualité de l'eau actuelle et « parient » sur le fait que les améliorations des pratiques actuelles (optimisation de la fertilisation via le bilan azoté/prévisionnel de fumure notamment) se verront dans plusieurs années. Cela engendre, pour l'agriculteur, une incertitude sur l'efficacité des solutions proposées, solutions qui peuvent avoir des conséquences fortes sur le système d'exploitation et son équilibre économique.

Description du territoire concerné

Situé à proximité du port de Rouen, le paysage de l'aire d'alimentation de captage (AAC) est principalement composé de grandes cultures et cultures industrielles intensives.

La surface hydrogéologique est de 6300 ha dont les surfaces agricoles recouvrent 86 % du territoire. Les sols exploités sont à 80 % de type limon profond (> 1 m de limon). Les 20 % restants sont des sols superficiels et caillouteux (60 cm de profondeur).

Ce contexte explique une faible hétérogénéité des systèmes de culture en place et des rendements (80 à 100 qx.ha⁻¹ pour le blé (*Triticum aestivum*)). Ces systèmes de cultures sont essentiellement des céréales,

oléoprotéagineux et cultures industrielles telles que la betterave (*Beta vulgaris*), le lin (*Linum usitatissimum*) et la pomme de terre (*Solanum tuberosum*) (figure 2).

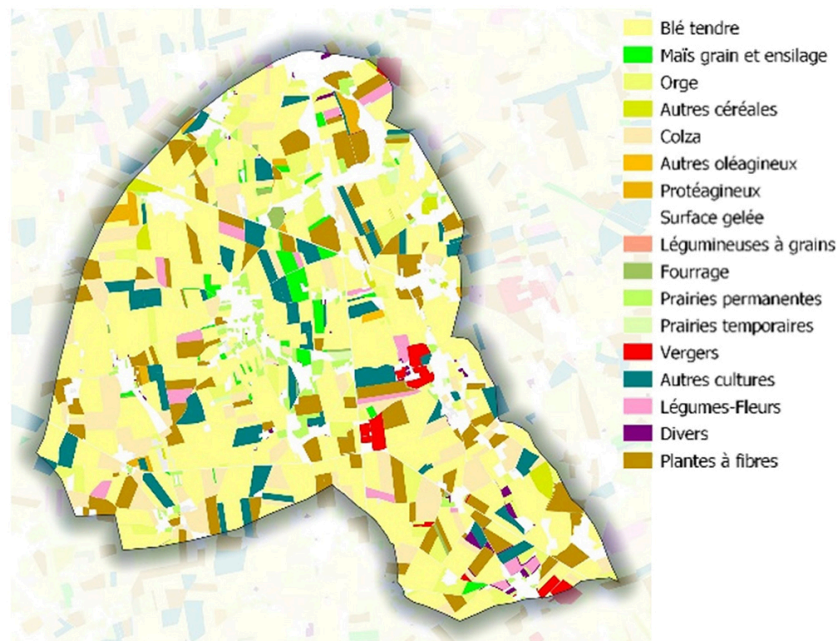


Figure 2. Registre Parcellaire Graphique de l'AAC en 2019 (Source : aires-captages.fr).

Cent vingt cinq exploitations ayant au moins une parcelle sur le territoire sont concernées par la démarche AAC. Soixante d'entre elles couvrent 80 % de la superficie agricole utile (SAU) de l'AAC. La part et l'importance de la SAU d'une exploitation dans l'AAC est un des critères utilisés pour cibler les exploitations à mobiliser dans le cadre de l'animation.

Entre 2011 et 2021, l'animation de ce territoire était réalisée par un équivalent temps plein. Cette situation, au regard du nombre d'exploitants concernés était plutôt confortable car elle octroyait suffisamment de temps pour être au contact des agriculteurs et présent sur le terrain. Ce facteur est la première pierre à la construction d'un projet concerté, puisqu'il permet de créer une relation de confiance entre la collectivité et les agriculteurs.

La modélisation de la lixiviation du nitrate pour construire un objectif de résultat

Un programme d'action a été co-construit. À l'issue de cette phase, le comité de pilotage (COPIL) de l'AAC a qualifié ce programme de décevant¹ car il ne permettait pas de répondre aux questions suivantes :

1. https://professionnels.ofb.fr/sites/default/files/pdf/cdr/Webinaire2021_PSE_SERPN_CDRCaptages.pdf
2. <https://aires-captages.fr/sites/default/files/atelier-3b-gratecap.pdf>

- Est-ce suffisant pour améliorer la qualité de l'eau ?
- Quels objectifs ?
- Quels indicateurs ?
- Quelles mise en œuvre et participation ?

Le « Guide pour une gestion dynamique du projet d'une AAC à enjeu « nitrate » » (Ferrané et al., 2020) propose des étapes de construction d'un projet local qui permettent de répondre à ces interrogations (figure 3).

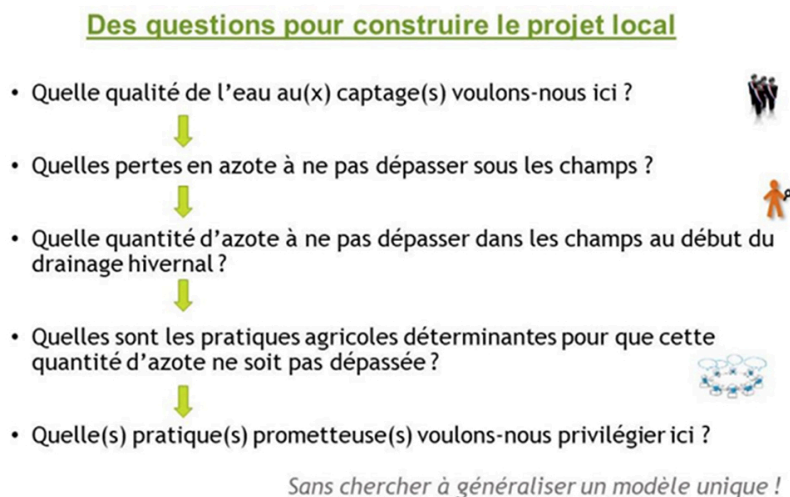


Figure 3. Logique de construction d'un projet local (Ferrané et al., 2020).

Ainsi, sur cette AAC, le COPIL a acté en 2014 que l'objectif de qualité d'eau au captage était de passer en dessous du seuil de vigilance du schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE), c'est-à-dire en dessous de $37,5 \text{ mg.L}^{-1}$.

La question des pertes en azote à ne pas dépasser sous les champs n'a pas été abordée directement puisqu'elles dépendent du pourcentage d'azote lixivié qui dépend de l'épaisseur de la lame drainante, c'est-à-dire que la quantité d'eau qui est drainée vers la nappe tous les ans (Burns, 1974). Il a donc été décidé de se concentrer spécifiquement sur la question de la quantité d'azote à ne pas dépasser dans le sol des champs au début du drainage hivernal. Cette quantité est fixée par modélisation de la lixiviation du nitrate grâce au Nitrascope®.

Les données d'entrée de l'outil (Paille et al., 2011), issues de l'étude hydrogéologique et de la connaissance agricole du territoire par les agriculteurs et la Chambre d'agriculture, ont permis de reconstruire la courbe d'évolution de la concentration en nitrate mesurée depuis les années 60. Le calage de ce modèle s'est ainsi avéré suffisamment satisfaisant pour pouvoir l'utiliser en prospective sur des scénarii d'évolution des pressions (figure 4).

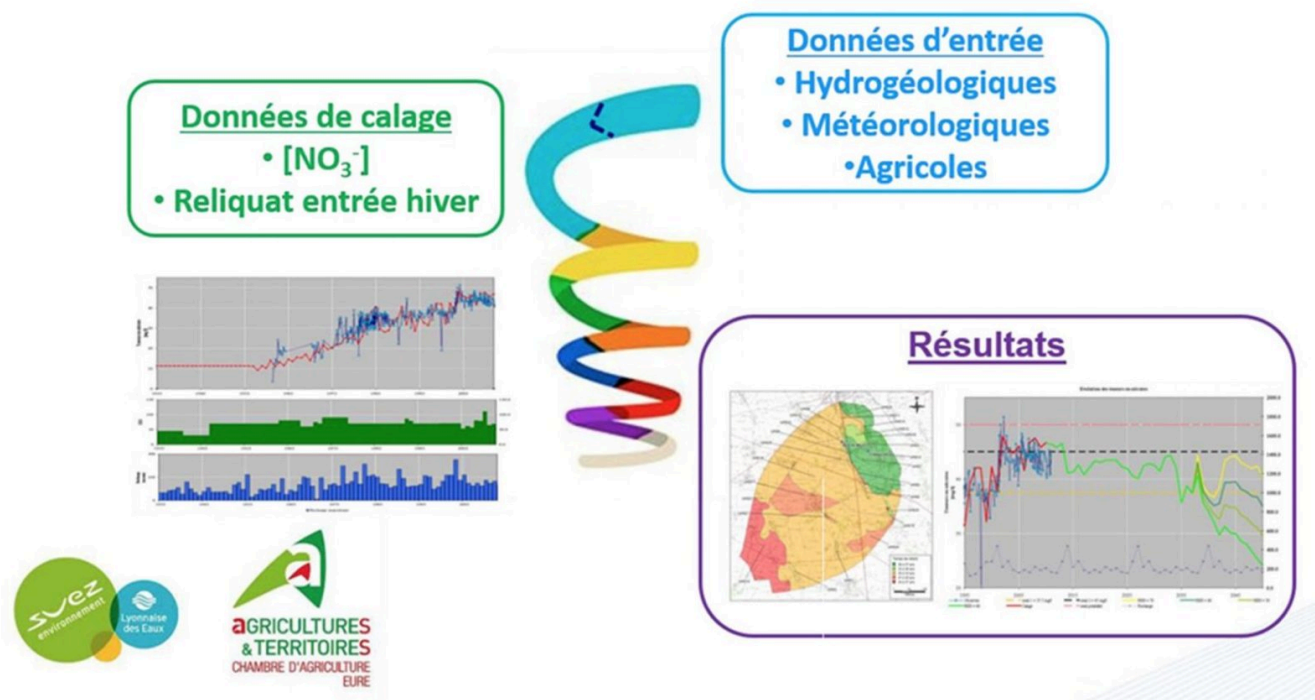


Figure 4. Schéma du fonctionnement et des sorties de l'outil Nitrascope (Extrait d'une présentation de Gratecap M. au PollDiff'Eau 2016 « Comment construire un plan d'action efficace et le mettre en œuvre ? »), <https://aires-captages.fr/sites/default/files/atelier-3b-gratecap.pdf>

Basées sur l'objectif d'une concentration en nitrate de l'eau inférieure ou égale à $37,5 \text{ mg.L}^{-1}$, des simulations ont permis de construire deux scénarii pour atteindre cet objectif dans les situations les plus défavorables pour la recharge (des lames d'eau générant le plus de perte de nitrate) :

- remettre 750 ha d'herbe sur un plateau agricole productif orienté grandes cultures ou
- plafonner le REH à $60 \text{ kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$ à l'échelle de l'AAC.

Ces deux scénarii ont été présentés aux agriculteurs de l'AAC lors d'une réunion. Compte tenu des systèmes agricoles du territoire qui ne permettaient pas de valoriser de l'herbe, les agriculteurs ont retenu le scénario REH.

Afin d'atteindre l'objectif fixé à moyen terme dans la nappe, le REH moyen des champs de l'AAC ne doit pas dépasser, chaque année, $60 \text{ kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$.

Successions de culture et REH

L'analyse de la contribution des successions de culture à l'atteinte de l'objectif de REH à l'échelle de l'AAC permet de prioriser les actions à mettre en œuvre par les agriculteurs et les moyens de l'animation.

Une fois l'objectif de territoire identifié, comment passer d'un objectif de REH à l'échelle de l'AAC, à un objectif à l'échelle du champ cultivé ? La réponse aurait pu être que l'objectif à l'échelle de l'AAC correspond à l'objectif à atteindre sur chacune des parcelles cultivées (comme sur l'AAC de Briennon)⁴, ou à l'échelle de l'exploitation/du système de culture (comme sur les AAC d'Eau de Paris).

Mais les agriculteurs, forts de leurs connaissances partagées via l'étude de modélisation et des premiers REH mesurés sur le territoire (cf 2^{ème} partie) en parallèle de l'étude de modélisation, ont identifié que les successions de culture n'étaient pas toutes égales face à l'atteinte de ce résultat :

- existence d'effets précédents ayant une incidence importante sur la valeur du REH : les légumineuses par exemple (Guinet et al., 2019) mais surtout le lin, culture emblématique de la région et très rémunératrice, qui couvre presque 10 % de la SAU sur le territoire ;
- la couverture des sols comme levier agronomique mobilisable pour atteindre le REH objectif, plus ou moins simple à mettre en œuvre selon les successions de culture.

La logique qui sous-tend l'analyse de la contribution est de maximiser l'impact des éventuels changements envisagés par les agriculteurs pour atteindre les objectifs de qualité d'eau, en priorisant certaines situations agronomiques au regard du levier principal identifié par les agriculteurs : la couverture des sols.

Plusieurs autres voies pour atteindre l'objectif de REH sur l'AAC auraient pu être envisagées, comme le changement d'assolement, une réflexion sur la gestion de la fertilisation à l'échelle du système de culture... Cette question de la fertilisation n'était cependant pas un sujet pour les agriculteurs puisqu'ils disent respecter la réglementation de la Directive Nitrates.

Des scénarii d'atteinte de l'objectif REH à l'échelle de l'AAC ont donc été modélisés via l'analyse de la contribution des successions de culture et présentés aux agriculteurs lors d'un atelier de travail.

La figure 5 présente le scénario retenu par les agriculteurs. Ce scénario comprend les hypothèses suivantes :

- pas d'évolution de l'assolement pour garantir des surfaces constantes pour toutes les successions existantes ;
- des objectifs de REH à atteindre plus ambitieux que l'objectif du territoire sur les trois successions qui couvrent la plus grande surface de l'AAC, permettant d'atteindre l'objectif de 60 kg N_{min}.ha⁻¹ à l'échelle de l'AAC ;
- les objectifs revus à la baisse de REH proposés sont en phase avec les enseignements des expérimentations de couverture de sol menées par la Chambre d'Agriculture et les premiers résultats de REH.

Les agriculteurs ont choisi de focaliser le travail sur la couverture des sols à l'interculture sur trois successions prioritaires :

- après récolte de colza ;
- entre deux céréales ;
- avant une culture de printemps.

4. https://aires-captages.fr/sites/default/files/161115_partage-expe-2_1.reau-paravano.pdf

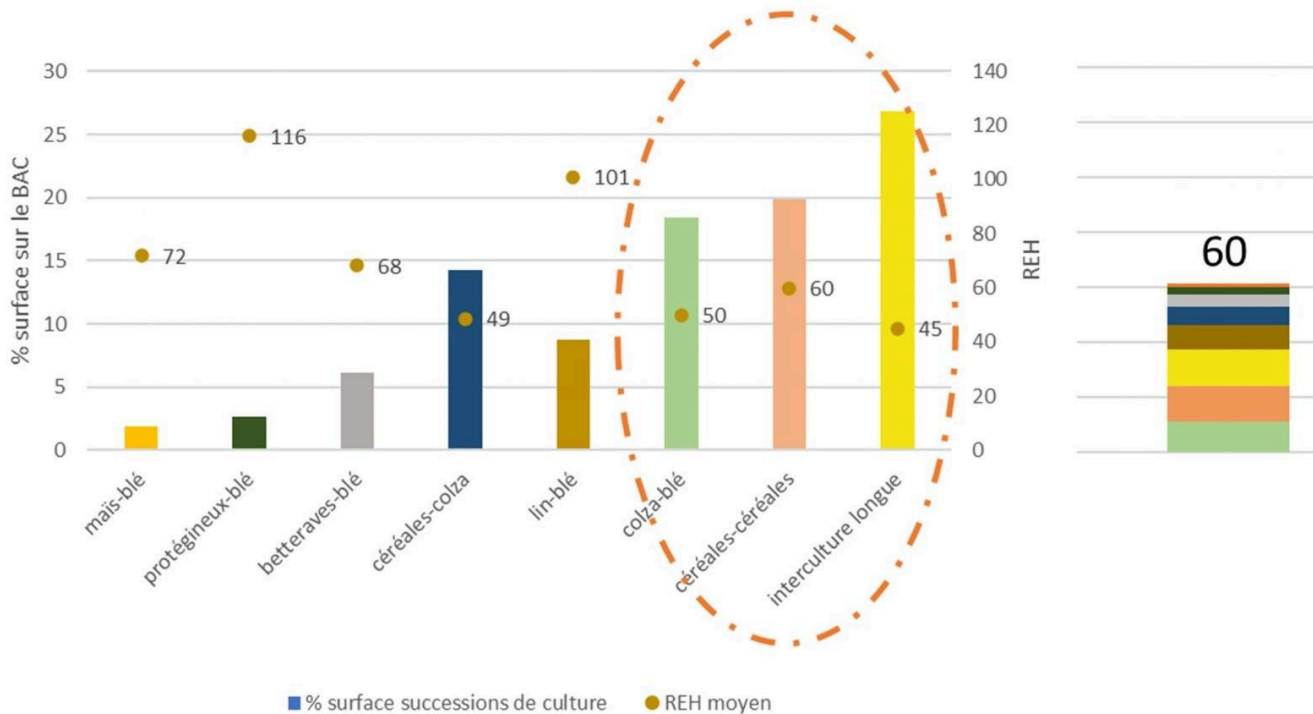
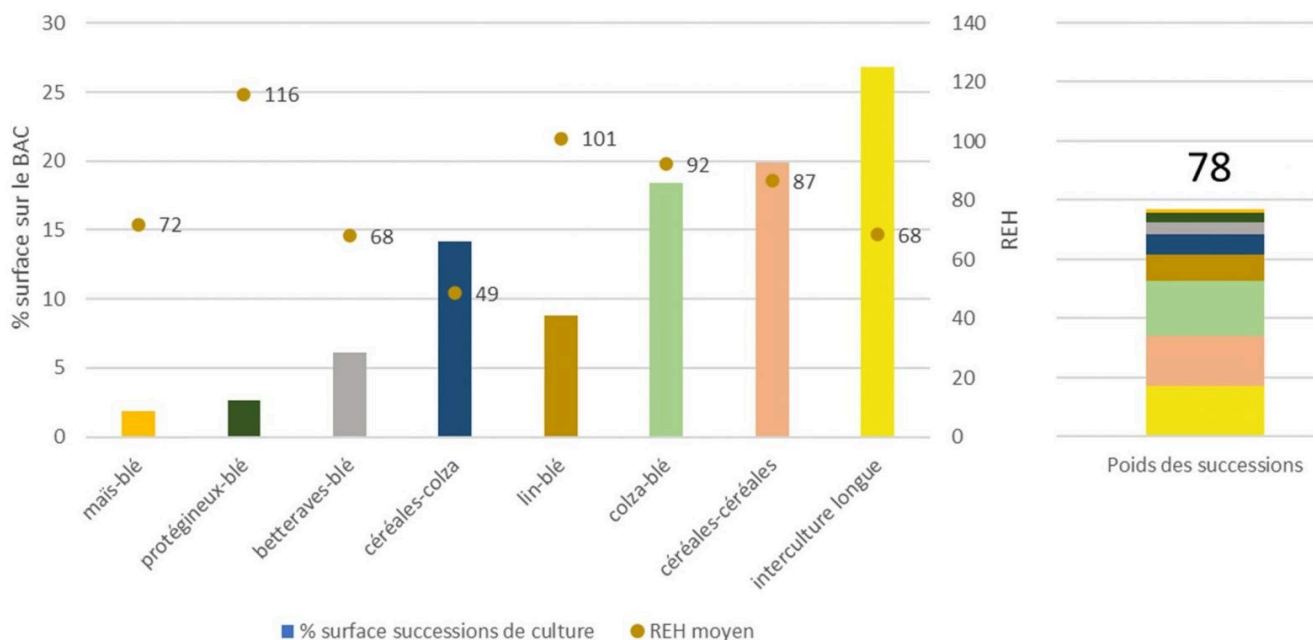


Figure 5. État initial calculé sur la moyenne de quatre années de prélèvement (haut) et scénario proposé pour atteindre un REH moyen de 60 kg N_{min}.ha⁻¹ (bas). (Source : <https://agronomie.asso.fr/aes-9-1-12>)

L'analyse à froid de cette étape de construction du projet de territoire permet de pointer les avantages et les inconvénients à prioriser le travail sur trois successions de culture :

- le temps d'animation dédié à la construction de cette étape du projet a permis aux agriculteurs d'être force de proposition sur le levier à mobiliser (la couverture des sols) et de choisir les objectifs intermédiaires à atteindre sur ces trois successions de cultures parmi les différents scénarii proposés. Chaque agriculteur présent a pu s'approprier et intégrer ces objectifs dans sa logique d'exploitation. Ces objectifs sont devenus des objectifs collectifs ET individuels ;
- du point de vue de l'animation, cette priorisation des successions prioritaires sur lesquelles travailler oriente également les moyens à mettre en œuvre par l'animation (réseau REH, observatoire des pratiques et actions d'accompagnement) ;
- le volet négatif à ce stade est d'avoir mis de côté le travail à l'échelle du système de culture sur la gestion de la fertilisation et la rotation. Ce travail reste néanmoins possible grâce à la mise en place de l'observatoire des champs à l'automne (cf chapitre II.2).

Les outils d'animation au service de l'accompagnement des agriculteurs dans une logique de résultats

Construction d'un réseau REH dédié

En parallèle de l'étude de modélisation, des REH ont été mesurés sur l'AAC. Ce réseau de REH, initialement conçu pour de l'acquisition de données, s'est transformé en véritable outil d'animation.

Sous l'impulsion de l'Agence de l'eau, le Département a souhaité s'impliquer sur les territoires des AAC prioritaires. Un réseau de suivi des REH sur toutes les AAC ayant des problématiques nitrate a été mis en place dès 2013 dans le département.

Le protocole de prélèvement

Ce protocole a été construit avec la Chambre d'Agriculture.

Le prélèvement ici n'a pas vocation à être significatif de la parcelle entière. L'objectif est de choisir un point « représentatif » et de le garder dans le temps pour de futurs prélèvements. La technique de prélèvement utilisée est le prélèvement en cercle : un point GPS et 20 carottes prélevées autour d'un cercle. Chaque couche est prélevée séparément.

Pour valider une couche, 12 carottes minimum sont nécessaires. A défaut, la couche n'est pas prise en compte.

Le type de sol de la parcelle est indiqué par l'agriculteur.

Sur un territoire donné, tous les REH sont mesurés :

- au moment de la recharge de la nappe, ou au moins au plus proche en amont de cette date si la température est inférieure à 10 °C ;
- dans un laps de temps d'une semaine pour limiter l'effet « date de prélèvement ».

Le REH correspond à la somme de l'azote nitrique sur la totalité des couches prélevées et la somme de l'azote ammoniacal de première couche (0-30 cm) (définition du Groupement Régional d'Expertise Nitrates (GREN) de Normandie). Compte tenu des types de sol rencontrés, 80 % des échantillons ont été prélevés jusqu'à 90 cm (trois couches) et 20 % jusqu'à 60 cm (deux couches).

Sur chacune des AAC concernées, la personne en charge de l'animation avait pour mission de :

1. engager des exploitations dans le suivi en choisissant avec l'agriculteur les parcelles et les points de prélèvements et
2. faire un retour individuel des résultats à chaque agriculteur participant.

Au début, les agriculteurs n'étaient pas familiers avec les REH. Afin de les motiver à participer, la mesure d'un Reliquat en Sortie d'Hiver (RSH) a été ajoutée à celle du REH. A chaque point de prélèvement choisi, deux mesures (un REH et un RSH) ont donc été réalisées.

La construction de l'échantillon des parcelles à prélever devait respecter les critères suivants :

- un REH par 50 ha ;
- les cas-types (aussi appelés situations), c'est-à-dire les couples précédents-suivants, devaient avoir au moins 10 REH pour pouvoir calculer des moyennes/médianes « correctes » ;
- des parcelles fixes, c'est-à-dire les parcelles sur lesquelles un REH est mesuré tous les ans, devaient être sélectionnées, à hauteur de 40 % dans l'échantillon de chaque AAC. L'objectif est de suivre la valeur à l'échelle d'une rotation afin de limiter les facteurs de variabilité constatés d'une parcelle à une autre, voire au sein d'une même parcelle.

La restitution des REH auprès de l'agriculteur était également l'occasion de collecter des informations sur les pratiques agricoles de chaque agriculteur, permettant *in fine*, d'analyser à l'échelle du département,

les facteurs de variabilité explicatifs et extraire des tendances de « bonnes pratiques » pour conseiller les agriculteurs.

Les données récoltées étaient relatives :

- à la fertilisation azotée de la culture précédente (permettant de réaliser un bilan azoté) ;
- à la gestion de l'interculture (travail du sol, date de semis d'un couvert, type et composition du couvert, date et type de destruction) ;
- à la préparation de sol pour le semis de la culture suivante.

De plus, toutes les données permettant de réaliser un plan prévisionnel de fumure associé aux RSH étaient collectées à cette occasion.

Au cours de la construction du projet de territoire avec les agriculteurs, il est apparu que l'objectif initial de compiler le REH avec les pratiques des agriculteurs n'était pas adapté à l'objectif d'animation d'une AAC dans un objectif de résultat. En effet, un temps important était consacré par l'animation pour collecter les données (plus ou moins précises, fiables) au détriment d'un échange technique avec l'agriculteur⁵.

Cependant, mesurer des REH dans les parcelles s'est avéré pertinent pour accompagner les agriculteurs à améliorer leurs pratiques. En effet, l'idée n'était plus de récolter des données sur leur itinéraire mais de permettre à l'agriculteur d'analyser son propre résultat en identifiant lui-même les facteurs explicatifs. Un histogramme présentant, par succession de culture, les résultats des REH et de l'azote absorbé par le couvert ou la culture au moment de l'interculture, a été mis en place comme outil d'animation, sur les conseils de l'INRAE et du retour d'expérience de l'AAC de Brienon (cf « Zoom sur le déroulé de la restitution individuelle des résultats »).

Un observatoire des parcelles s'est donc avéré nécessaire dans le but d'accompagner l'agriculteur à analyser sa valeur de REH et à s'améliorer (cf chapitre « Observatoire des pratiques »).

Ce changement d'objectif (entre « acquisition de données » et « la mesure du REH comme outil d'animation ») a eu les conséquences suivantes :

- le nombre de REH a augmenté (passe de 100 à 150 REH mesurés), permettant ainsi de couvrir plus de situations ; considérant que la situation est devenue le triptyque « précédent-interculture-suivant » et non plus seulement la succession de culture. Cette augmentation du nombre de REH et du nombre de situations observées va de pair avec une augmentation du nombre d'exploitations engagées dans le projet ;
- le choix des points de prélèvement est désormais fonction de la succession de culture, mais aussi de l'état des champs à l'interculture. Certaines parcelles sont donc prélevées suite à des observations en début d'automne, jugeant que la situation observée était intéressante à mesurer. La majorité des points de prélèvements restent décidés avec l'agriculteur en rendez-vous individuel au printemps.

5. Sur le volet scientifique, malgré la quantité importante de données collectées depuis 2013, l'analyse statistique n'a pas permis de faire ressortir des « bonnes pratiques » permettant d'atteindre l'objectif de REH, le nombre de facteurs influençant la valeur du résultat étant trop important.

L'observatoire des pratiques pour interpréter le REH

Les agriculteurs ont choisi de travailler sur la couverture du sol à l'automne. Les indicateurs ont été créés et les objectifs associés sont inscrits dans le tableau de bord⁶. Un observatoire des champs à l'automne a donc été mis en place par la collectivité.

Observer les champs de l'été à l'automne permet d'acquérir une information cruciale pour éclairer la valeur du REH mesuré donc d'accompagner l'agriculteur dans une logique d'amélioration continue.

Parmi ces observations de l'état des champs, la pesée de la biomasse permet d'estimer la quantité d'azote absorbé par la CIPAN, via l'outil MERCI - Méthodes d'Estimation & Restitutions par les Cultures Intermédiaires⁷.

La quantification de l'azote absorbé est indispensable pour l'interprétation avec l'agriculteur de la valeur du REH (cf chapitre III.1). C'est pourquoi, toutes les parcelles où des mesures de REH sont effectuées font aussi l'objet d'une pesée ou d'une estimation de la biomasse à l'automne (photo 1).



Photo 1. Pesée de biomasse dans un champ couvert par une interculture. Le cadre d'1/4 m² permet de localiser la placette de prélèvement.

6. Le tableau de bord n'est pas présenté dans le présent article. Le Guide pour une gestion dynamique du projet d'une AAC à enjeu "nitrate" (Ferrané et al., 2020) le présente p52. L'objectif et les étapes d'élaboration du tableau de bord sont présentés dans le chapitre II.2 du guide.

7. <https://methode-merci.fr/>

Cette observation est aussi très importante pour déterminer la valeur du REH à l'échelle de l'AAC, indicateur phare pour illustrer l'efficacité des actions menées sur le territoire pour la qualité d'eau (cf zoom sur le calcul du REH du territoire).

Zoom sur le calcul du REH à l'échelle de l'AAC

Tous les ans, les REH combinés aux pesées de biomasse et aux observations satellites permettent d'extrapoler les données REH sur les parcelles qui n'ont pas été échantillonnées.

En effet, grâce aux observations dans les champs et à la connaissance des pratiques des agriculteurs sur le territoire, des cas-types (ou situations) définies comme un triplet « précédent - interculture - suivant » sont construits. Chaque parcelle de l'AAC peut donc être associée à un cas type et se voir affecter une valeur moyenne du REH mesurée pour le cas-type de la même situation.

Le tableau 1 présente la forme du tableau permettant de compiler les résultats pour une campagne donnée.

Cette analyse pourrait être encore plus finement réalisée en ajoutant un facteur *fertilisation*⁸ qui ferait référence à la notion d'azote en jeu des parcelles (c'est-à-dire le pool d'azote potentiellement minéralisable présent dans le sol, issu de la gestion de l'azote sur le temps long et le temps de la rotation).

Sur le territoire, l'ajout de la variable *fertilisation* au travers de l'apport de matière organique ne permet pas de calculer des moyennes de REH significativement différentes. Cette dimension est plutôt abordée en individuel et ponctuellement sur des parcelles qui montrent des quantités d'azote en jeu plus importante que la « moyenne ».

8. Guide de diagnostic des pertes d'azote dans les systèmes de culture C. Legal et al., 2021 (https://www.terresinovia.fr/documents/41383/451975/AES2021_Guide_Diagnostic_pertesN_SdC.pdf/3d360993-f3aa-87a9-9795-0f2028d86212?t=1630336101748)

Tableau 1. Exemple de présentation des résultats de la campagne, compilant les résultats de REH et les résultats de l'observation des champs à l'automne et l'évaluation de la biomasse.

	Nb de reliquats	Moyenne des reliquats	Surface	Surface*REH
Derrière lin				
Derrière Betteraves				
Derrière Maïs				
Derrière Légumineuses				
APRES UNE RECOLTE DE COLZA				
Colza - sol nu				
Colza - repousses très faibles à faibles (entre 0,1 et 0,6 inclus TMS/ha)				
Colza - repousses moyennes (entre 0,6 et 1 inclus TMS/ha)				
Colza - repousses fortes (entre 1 et 2 inclus TMS/ha)				
Colza - repousses énormes (supérieure à 2 TMS/ha)				
CEREALES - CULTURES DE PRINTEMPS				
Céréales - sol nu				
Céréales - couvert très faible à faible (entre 0,1 et 0,6 inclus TMS/ha)				
Céréales - couvert moyenne (entre 0,6 à 1 inclus TMS/ha)				
Céréales - couvert forte (entre 1 et 2 inclus TMS/ha)				
Céréales - couvert énorme (supérieure à 2 TMS/ha)				
CEREALES - CEREALES				
Céréales - sol nu				
Céréales - couvert très faible à faible (entre 0,1 et 0,4 inclus TMS/ha)				
Céréales - couvert moyenne (entre 0,5 à 1 inclus TMS/ha)				
CEREALES - COLZA				
Céréale - petit colza (entre 0,1 et 0,6 inclus TMS/ha)				
Céréale - moyen colza (entre 0,6 et 2 inclus TMS/ha)				
Céréale - gros colza (plus de 2 TMS/ha)				
REH BAC				

L'accompagnement des agriculteurs dans une logique de résultats

Des actions d'animation ont été mises en place en parallèle, mêlant des moments collectifs (en salle ou au champ) et des moments individuels (figure 6) dans une logique d'amélioration continue des pratiques d'une année à l'autre.

Les temps d'animation permettent de faire « tourner la roue » de l'amélioration continue (Roue de Deming – Deming, 1982) des logiques d'action et pratiques des agriculteurs pour atteindre l'objectif de REH. Le semis des couverts est réalisé par les agriculteurs.

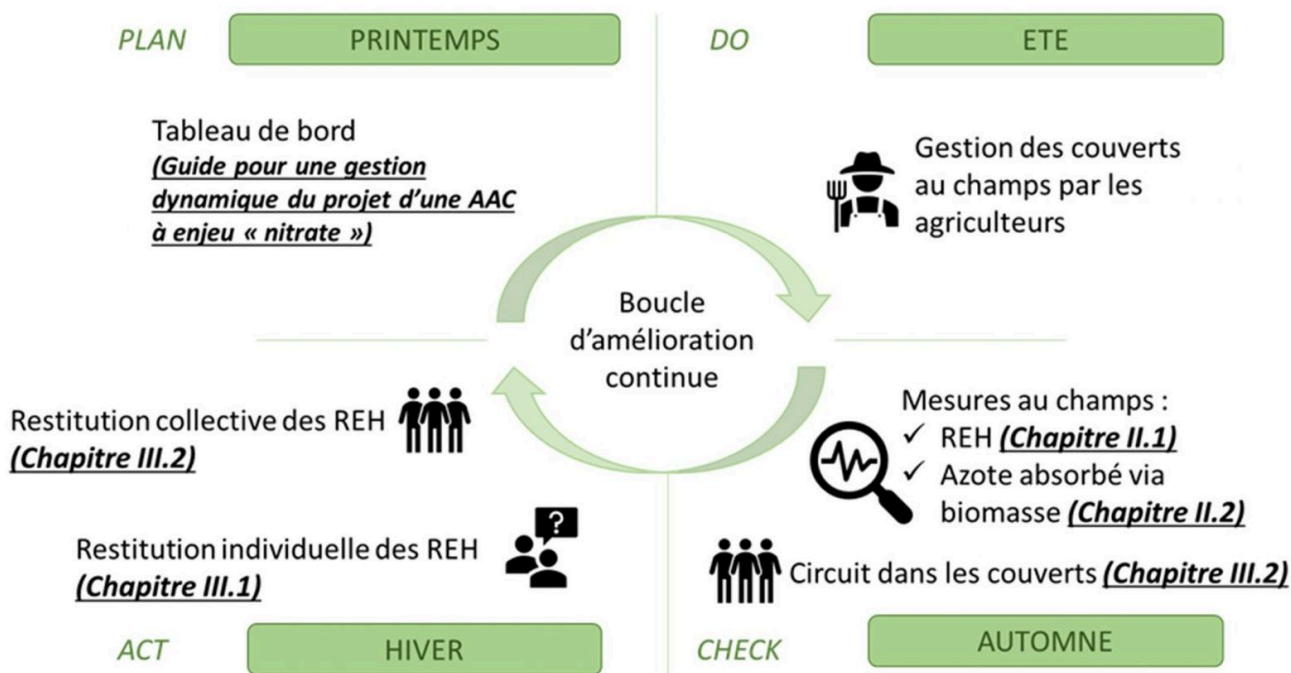


Figure 6. Phasage de l'animation dans l'optique d'une boucle d'amélioration continue.

Entre 90 et 110 jours (soit 40 à 50 % d'un temps plein) sont nécessaires pour :

- accompagner techniquement les 50 agriculteurs engagés (organisation et animation des réunions collectives en salle et au champ et des rendez-vous individuels) ;
- mettre en place le réseau de suivi des REH tous les ans (choix des parcelles, gestion du marché avec le préleveur et le laboratoire) ;
- réaliser l'observation des champs à l'automne.

Quelques exemples d'accompagnement technique individuel et collectif

La restitution individuelle

La restitution individuelle des reliquats favorise l'apprentissage de l'agriculteur dans une logique d'amélioration continue. Lors de ce rendez-vous individuel, l'objectif est de présenter à l'agriculteur ses résultats pour lui permettre de faire une analyse *a posteriori* de ses pratiques, en se comparant aux autres parcelles de la même succession de cultures.

Les résultats ne sont donc pas présentés sous la forme d'une fiche individuelle, mais sous la forme d'histogrammes (figure 7), présentant l'ensemble des résultats REH et azote absorbé pour chacune des parcelles prélevées et pour toutes les successions représentées.

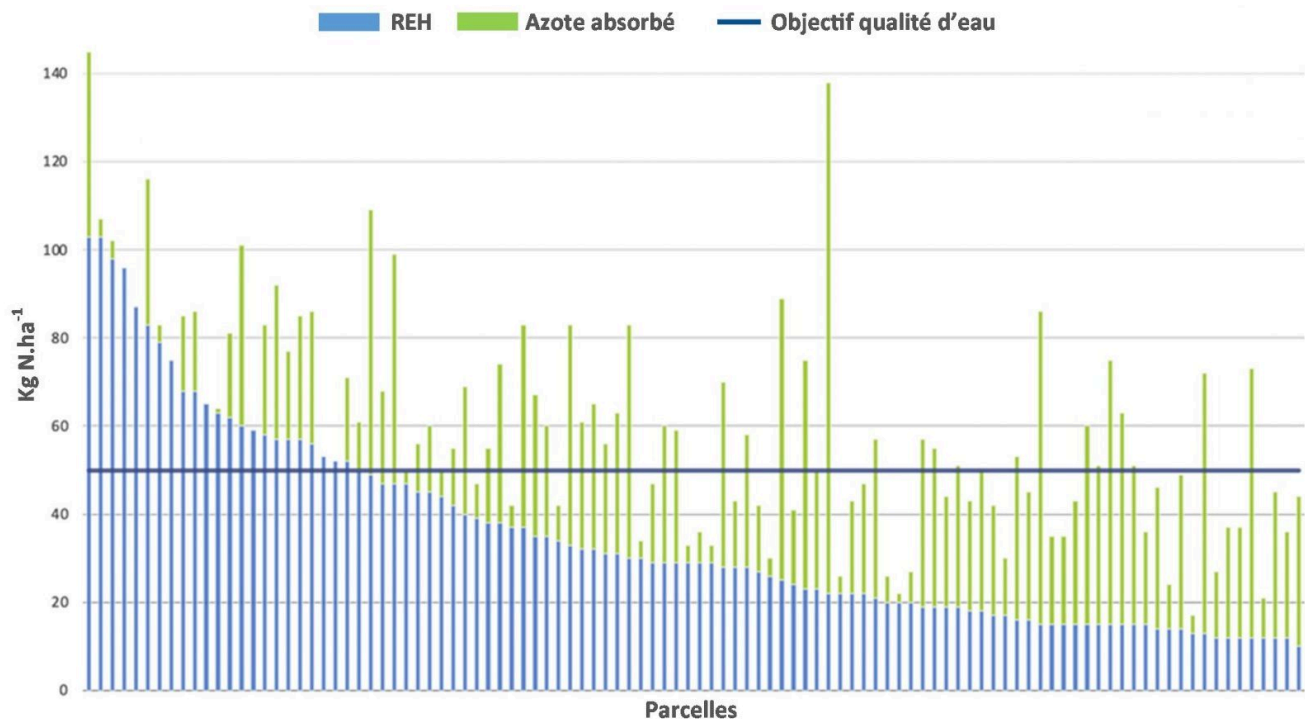


Figure 7. Résultats 2020 des observatoires REH (en bleu) et biomasse/azote absorbé (en vert) de parcelles en interculture longue (céréale suivie d'une culture de printemps).

Sur cet histogramme, la ligne horizontale bleue indique la limite REH à ne pas dépasser pour produire de l'eau de qualité. Si le REH mesuré est inférieur à cette limite, l'agriculteur a produit de l'eau propre sous son champ.

Lors de l'entretien, l'animateur désigne les parcelles de l'agriculteur pour chacune des successions de culture. L'agriculteur est invité à commenter ses résultats à la lumière des autres.

Plusieurs cas de figure se présentent :

- le REH est en dessous du seuil :
 - avec une quantité d'azote absorbée faible ou nulle
 - avec une forte quantité d'azote absorbée
- le REH est au-dessus du seuil :
 - avec une quantité d'azote absorbée faible ou nulle
 - avec une forte quantité d'azote absorbée

En fonction des différents cas de figure, un questionnement « large » permet de faire en sorte que l'agriculteur identifie l'explication en fonction du cas de figure dans lequel il se trouve (Tableau 2).

Tableau 2. Questions et explications de l'animateur et Verbatims de l'agriculteur recensés lors de l'entretien individuel de restitution des REH

REH mesuré	Azote absorbé par le couvert ou la culture	Questions et explication de l'animateur	Verbatim d'explication de l'agriculteur
Le REH mesuré est en dessous du seuil	La quantité d'azote est élevée	L'implantation du couvert a permis d'absorber une grosse partie de l'azote du sol Comment tu as fait pour obtenir ce résultat ?	« j'ai semé mon couvert juste après la récolte, il a bien levé ! Heureusement parce que je n'ai pas eu le rendement céréale attendu »
	La quantité d'azote absorbé est faible	Même s'il n'y avait pas eu de couvert, la valeur du REH aurait été en dessous du seuil	« je suis déçu, mon couvert avait mal levé ! Je pensais que c'était à cause du sec mais en fait c'est parce qu'il n'y a pas beaucoup d'azote »
Le REH mesuré est au-dessus du seuil	La quantité d'azote est élevée	Le couvert, bien qu'il fût très bien développé, n'a pas été suffisant pour capter tout l'azote du sol. Comment on peut expliquer cela ?	« il était beau mon couvert, bien vert encore, je ne l'ai pas encore détruit ! » « c'est normal j'ai fait un mauvais rendement... » « c'est un ancien herbage, mais ça fait 30 ans... »
		As-tu remarqué si cette parcelle était différente des autres ?	« Cette parcelle carbure plus que les autres, aujourd'hui je la gère comme les autres. Il faudrait peut-être que je fonctionne différemment sur celle-là ? »
	La quantité d'azote absorbé est faible	Le couvert a absorbé très peu d'azote alors que le REH est élevé. Comment on peut expliquer cela ?	« je n'ai pas semé car c'était trop sec » « je voulais semer plus tôt mais je n'ai pas eu le temps »

Ces échanges permettent à l'agriculteur d'analyser son résultat et de le comprendre pour anticiper sur ce qu'il pourrait faire l'année suivante. La fin de l'entretien consiste en la projection des pratiques futures à envisager en fonction des parcelles et des successions considérées.

La restitution collective

Des temps collectifs d'animation créent du lien entre les agriculteurs rassemblés autour d'un même objectif. Au démarrage du dispositif, des ateliers de co-construction étaient proposés aux agriculteurs, leur permettant de produire collectivement des itinéraires techniques permettant l'atteinte des objectifs fixés via des couverts efficaces (puisque c'est cette voie qu'ils avaient choisi d'explorer).

Le déroulé de ces ateliers suivait le même schéma :

1. un temps pour rappeler ce qui nous rassemble et présenter le tableau de bord ;
2. un temps d'apport de connaissance avec souvent la venue d'un « expert » ;
3. un temps de construction collective avec une consigne.

Ces premiers ateliers ont rassemblé plus d'une trentaine d'agriculteurs, montrant l'intérêt et la curiosité pour le sujet de la qualité d'eau et notamment des couverts, à l'époque où seul l'aspect réglementaire de ces pratiques était mis en avant, au détriment de l'agronomie.

Au fur et à mesure des années, une dizaine d'agriculteurs qui avaient envie d'explorer le sujet de la couverture du sol en interculture se sont regroupés pour explorer des objectifs autres que le piégeage du nitrate :

- l'amélioration de la structure du sol ;
- l'augmentation de la teneur en matière organique ;
- le renforcement de la biodiversité du sol.

Dans ce cadre, un expert de l'agriculture de conservation intervenait tous les ans dans les champs à l'automne, pour observer les sols et conseiller sur les mesures et les pratiques à mettre en œuvre.

Parallèlement, un autre groupe a été formé, rassemblant les agriculteurs présentant des résultats de REH et de biomasse élevés à l'automne, synonymes d'une quantité d'azote en jeu importante dans les champs. Dans ce groupe, un suivi de l'indice de nutrition azotée (INN) (Lebreton, 2019) a été réalisé dans les parcelles de blé pour :

- piloter au mieux la fertilisation minérale en fonction des besoins du blé et
- permettre à l'agriculteur de mieux évaluer l'azote apporté par le sol via la minéralisation (Jeuffroy et al., 2019 ; Gratecap, 2019).

Le conseiller DEPHY de la Chambre d'Agriculture est intervenu auprès de ce groupe pour présenter la méthode et proposer des temps d'échanges aux champs.

Ces temps collectifs sont très riches tant par les échanges entre les agriculteurs que par les apports techniques indispensables à l'évolution des pratiques des agriculteurs.

Un couple « animateur – conseiller » est pertinent pour l'équilibre entre le rappel permanent de l'objectif de qualité d'eau et des nouvelles connaissances apportées par le conseiller. Faire appel à plusieurs intervenants permet de diversifier les sources d'information, d'ouvrir les agriculteurs à d'autres points de vue que leur conseiller classique et de rendre autonome les agriculteurs dans leur prise de décision sur la ferme.

Les temps collectifs permettent aussi de maintenir la motivation des agriculteurs, toujours sur le fil entre la technique agronomique et l'objectif de qualité d'eau.

L'animation à l'échelle d'une AAC dans un objectif de résultat a aussi un rôle fédérateur entre les agriculteurs. La logique de résultats, contrairement à la logique des moyens et des « bonnes pratiques » permet de ne pas opposer les systèmes entre eux. La responsabilité est affaire de tous. Cela permet donc des échanges sereins et constructifs entre des agriculteurs qui ne se seraient jamais croisés dans des réseaux « classiques » alors qu'ils sont voisins.

Au-delà de la mobilisation des agriculteurs, un mécanisme d'apprentissage des agriculteurs est à l'œuvre. Tout l'enjeu de ces temps d'animation est de garder la motivation des agriculteurs participants. Ce dispositif d'accompagnement a pu donner des résultats positifs en termes de mobilisation des agriculteurs mais aussi

dans l'apprentissage des agriculteurs vers des pratiques permettant de produire de l'eau de qualité dans les champs.

Dans le but de poursuivre cette dynamique, un travail basé sur l'idée de proposer une rémunération en échange de l'atteinte de l'objectif de REH a été mené à partir de 2017.

Le paiement pour services environnementaux

L'atteinte de l'objectif de territoire tous les ans est dépendant de la mobilisation de chacun et doit s'inscrire dans la durée. Pour cela, un paiement pour services environnementaux (PSE) basé sur un objectif de REH a été expérimenté pour répondre aux hypothèses suivantes⁹ :

- est-ce qu'un PSE permettrait de faire adhérer des agriculteurs qui ne participeraient pas au groupe ?
- est-ce qu'un PSE permettrait de rendre pérennes les changements de pratique entrepris par les agriculteurs ?

Cette expérimentation a été menée dans le cadre du projet INTERREG CPES (Channel Paiement for Ecosystem Services).

Zoom sur le dispositif PSE de l'AAC

Le paiement est composé de trois éléments : un paiement individuel, un bonus collectif et une contrepartie.

Le paiement individuel dépend de l'atteinte de l'objectif de qualité d'eau.

- Si l'objectif est atteint, l'agriculteur bénéficie d'un paiement proportionnel à la surface de la parcelle engagée. Des montants forfaitaires à l'hectare, correspondant au consentement à recevoir, ont été révélés par un système d'enchère BDM (Becker et al., 1964). La valeur de ce forfait dépend de la succession de culture considérée.
- S'il n'atteint pas l'objectif, l'agriculteur ne reçoit pas de part individuelle.

Pour chaque parcelle (correspondant à une succession éligible) engagée par l'agriculteur, un REH est mesuré. Si le résultat est supérieur à l'objectif de REH, le coût du prélèvement et de l'analyse du REH est à la charge de l'agriculteur. Il est déduit du montant total qu'il lui sera versé.

Le bonus collectif est attribué à toutes les surfaces engagées, quel que soit le résultat.

Plus la surface engagée par l'ensemble des exploitations volontaires est importante, plus le montant du bonus est élevé (figure 8).

9. [https://prodasteapi.azurewebsites.net/public/Documents?serverRelativeUrl=/sites/Evenements/Shared %20Documents/4.-GRATECAP.pdf](https://prodasteapi.azurewebsites.net/public/Documents?serverRelativeUrl=/sites/Evenements/Shared%20Documents/4.-GRATECAP.pdf)

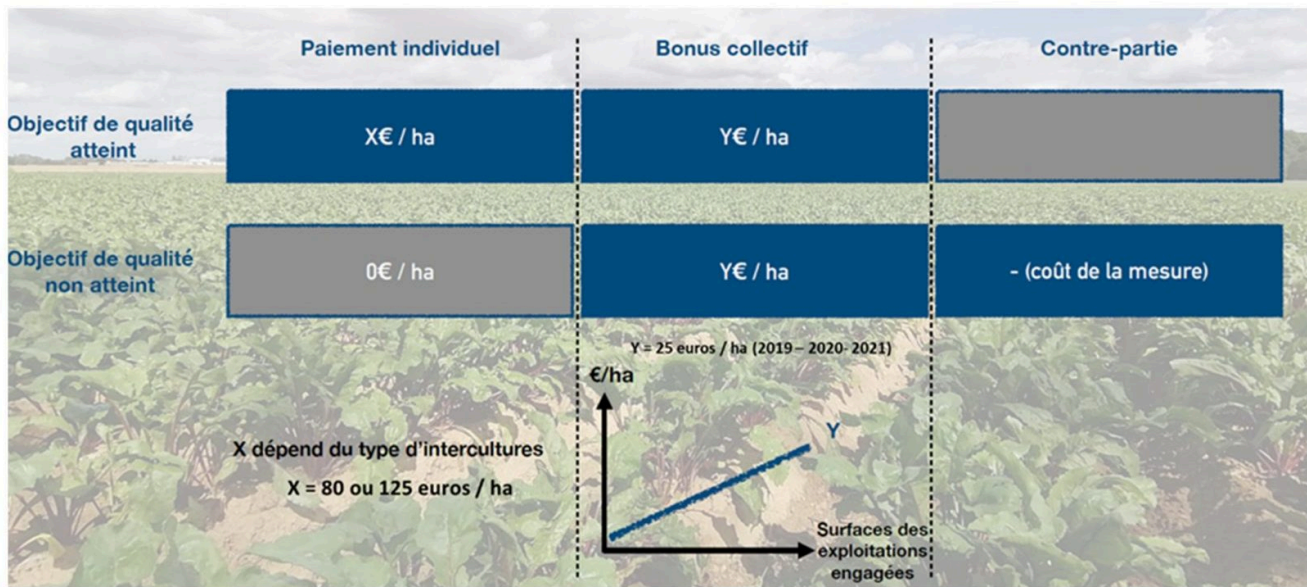


Figure 8. Structure du paiement PSE et sa conditionnalité.

La première année (2019), les exploitations impliquées dans le projet de territoire (50 exploitations) ont signé la convention avec la collectivité pour s'engager dans le PSE. Le PSE a eu un effet sur l'évolution du nombre d'exploitations engagées et donc sur les surfaces (tableau 3).

Tableau 3. Mobilisation des agriculteurs lors des trois premières années du PSE (Source : <https://professionnels.ofb.fr/fr/restitution/replay-webinaire-retour-dexperience-paiements-services-environnementaux-eau-qualite>).

	2019	2020	2021
Nombre d'exploitations engagées dans le PSE	50	55	61
Surface engagée dans le PSE	3 847 ha	4 273 ha	4 336 ha
Pourcentage de l'AAC engagé en PSE	65 %	72 %	73 %

Il a permis aussi aux agriculteurs déjà engagés dans la gestion dynamique avant la mise en place du PSE, de créer un effet levier important sur des investissements permettant d'améliorer leurs résultats : dès la première année du PSE, 10 exploitations ont investi dans du matériel de semis pour les couverts d'interculture. Ces exploitants avaient en effet identifié les pratiques à mettre en œuvre pour améliorer leurs résultats. L'accompagnement pour l'apprentissage en amont du PSE a permis de légitimer l'intérêt du PSE comme réel levier à la transition et ainsi pérenniser les changements de pratiques.

L'autre enseignement de ces trois premières années de PSE est l'importance du bonus collectif (non dépendant du résultat REH) dans le maintien de la dynamique.

Conclusion

Cette gestion dynamique permet de mobiliser positivement les agriculteurs aux enjeux de la protection de la ressource. En effet, ce processus rend autonome les agriculteurs sur les moyens à mettre en œuvre pour atteindre les objectifs de REH.

Passer d'une obligation de moyen à une obligation de résultat permet de prendre en charge la complexité des variables qui influent sur la valeur du REH mais aussi la diversité des voies pour réussir. On ne parle donc plus de « bonnes pratiques » qui seraient à mettre en œuvre dans toutes les exploitations, quels que soient les systèmes de culture ou d'exploitation mais de pratiques (variables d'une exploitation à l'autre) qui permettent d'atteindre les objectifs REH.

Ce mécanisme d'apprentissage permet à chacun de trouver un pouvoir d'agir pour que sur ses parcelles, les objectifs soient atteints.

Les temps individuels avec chaque agriculteur permettent d'analyser ses pratiques tandis que le temps collectif permet d'ouvrir le champ des possibles et de s'inspirer des pratiques qui fonctionnent chez d'autres pour les tester chez soi.

Ce travail, mêlant des temps individuels et collectifs dans une logique de résultat est un moteur de mobilisation des agriculteurs très important. Les changements de pratiques, bien que parfois peu visibles, sont bien en cours dans les réflexions des agriculteurs qui participent activement aux temps d'animation proposés.

L'animation dans une logique de résultats a aussi un rôle fédérateur très important entre les agriculteurs. Ils deviennent tous acteurs de la production d'une eau de qualité vis-à-vis du nitrate sur leur territoire, quel que soit leur système d'exploitation, quelles que soient leurs pratiques, qu'ils soient « en bio » ou « en production intégrée » ou « en production conventionnelle », qu'ils soient accompagnés par « la Chambre », par leur « Coop » ou par des privés.

Les temps d'animation deviennent des moments au cours desquels des agriculteurs qui sont voisins mais ne se connaissent pas, interagissent voire coopèrent.

La mise en place d'un PSE est pertinente sur un territoire : il vient apporter un plus pour « sauter la première marche » dans les changements qu'ont identifiés les agriculteurs. Un PSE n'est pas un projet de territoire mais un outil au service du projet. Le PSE a ainsi permis d'aller chercher de nouveaux agriculteurs. Mais c'est bien l'accompagnement proposé en parallèle qui rend ces nouveaux agriculteurs acteurs du projet de territoire, en l'occurrence, atteindre les objectifs de qualité d'eau.

Ce témoignage met en exergue des points clés de la réussite d'un projet de territoire, à savoir l'importance :

- du temps long ;
- d'une posture d'animation tournée résultats plutôt que « bonnes pratiques » ;
- de l'acquisition d'un savoir-être et d'un savoir-faire via des formations et la participation à des réseaux d'échange (comme le centre ressource captage) ;
- d'un écosystème d'acteurs diversifiés et complémentaires pour emmener les agriculteurs dans le projet de territoire.

Un film « LE SENS DE L'EAU »¹⁰ réalisé en 2020 présente de façon accessible ce projet et permet d'entendre le témoignage d'agriculteurs y participant. L'objectif de ce film est de provoquer du débat et des questions sur des sujets d'actualité tels que la réglementation, la transition agroécologique et le financement de cette transition.

Références bibliographiques

Becker G.M., DeGroot M.H., Marschak J., 1964. Utilité de mesure par une méthode séquentielle à réponse unique. *Behavioral Sciences*, 9 (3), 226-232.

Burns I.G., 1974. A model for predicting the redistribution of salts applied to fallow soils after excess rainfall or evaporation. *Journal of Soil Science*, 25, 165-178.

Deming W. E., 1982. Quality, Productivity, and Competitive Position, MIT CAES

Lebreton P., 2019. La mise en pratique de la méthode APPI-N : quelles conséquences sur les apprentissages chez les agriculteurs ? Sciences du Vivant [q-bio]. ffdumas-02368610f. <https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-02368610/document>

Ferrané C., Reau R., Prost L., 2020. Qualité de l'eau en aire d'alimentation de captage : gestion dynamique avec la démarche Transit'Eau. Chapitre 18. In : Leenhardt D., Voltz M., Barreteau O. (coord.). *L'eau en milieu agricole. Outils et méthodes pour une gestion intégrée et territoriale*. France, Versailles : Éditions Quæ, pp 245-252.

Ferrané C., Paravano L., Prost L., Reau R., 2020. *Piloter un territoire selon une logique de résultat pour la qualité de l'eau. Guide pour une gestion dynamique du projet d'une AAC à enjeu « nitrate »*. INRAE, OFB, 54 p.

Le Gall C., Reau R. et al., 2021. Guide de diagnostic des pertes d'azote dans les systèmes de culture. Projet CASDAR Agro-éco-Syst'N N° 5611. <http://www.rmt-fertilisationenvironnement.org/moodle/course/view.php?id=146>

Guinet M., Nicolardot B., Durey V., Revellin C., Lombard F. et al., 2019. Fixation symbiotique de l'azote et effet précédent : toutes les légumineuses à graines se valent-elles ? *Innovations Agronomiques*, INRAE, 74, 55-68. ff10.15454/jj5qvfff. fffhal-02158172 <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02158172/document>

Gratecap M., 2019. Penser la gestion de l'azote autrement : témoignage sur le BAC du Tremblay-Omonville. AES Volume N°9-1. Gestion de le Fertilisation <https://agronomie.asso.fr/aes-9-1-12>

Jeuffroy M.-H., Ravier C., Lenoir A., Meynard J.-M., 2019. Une nouvelle approche pour le raisonnement de la fertilisation azotée du blé. AES Volume N°9-1. Gestion de le Fertilisation

10. La bande annonce est disponible : <https://vimeo.com/407562560>. Le film est disponible sur Vimeo sur demande au réalisateur bcleret@gmail.com

Paille J., Lemaire B., Oppeneau E. et Rizza J.P., 2011. *Nitrascope, un outil de gestion des pollutions des eaux souterraines par les nitrates*. 17èmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie de l'Association Internationale des Hydrogéologues, 12p

Shogren J. et al., 2001. Auction mechanisms and the measurement of WTP and WTA. *Resource and Energy Economics*, 23, 97-109.

About the Author

Marine Gratecap

Synthèse des échanges sur la thématique

Cette cinquième session a mis en lumière différentes démarches d'accompagnement des agriculteurs. Le point commun des expériences présentées était de s'être fixé un objectif de REH à ne pas dépasser, point de départ des agriculteurs pour identifier eux-mêmes les solutions pour y parvenir (sorte de contrat social pour améliorer la qualité de l'eau). Ces objectifs ont été fixés par des méthodes différentes pour chaque démarche présentée, via des parcelles de références ou des outils, en l'occurrence : Co-click'eau, Nitrascope ou BURNS.

Plusieurs méthodes d'animation ont été présentées et discutées lors de cette session pour avoir porté leur fruits auprès des agriculteurs mobilisés :

- des réunions individuelles à tour de rôle : pendant qu'un agriculteur est avec l'animatrice, les autres attendent en échangeant ensemble ;
- des réunions collectives au champ (ou circuits des couverts) pour discuter du ressenti de chacun face à l'azote disponible dans le sol, l'absorption de l'azote par les couverts et autres observations ;
- des réunions collectives en salle, en hiver (les agriculteurs sont plus disponibles à cette période) ;
- un programme d'animation saisonnier qui évolue dans le temps comprenant par exemple une distribution de semences de couverts, une démonstration de matériel.

Par ailleurs, des méthodes de représentation des résultats qui fonctionnent bien en animation de groupe ont également été présentées :

- visualisation des résultats (REH + azote absorbé par les couverts) de chaque parcelle vis-à-vis de l'objectif de résultat à atteindre ;
- évolution du REH et de l'azote en jeu (à partir de l'azote absorbé par les couverts) au fil de la succession (graphique radar) ;
- nuage de points illustrant les résultats de REH en fonction de l'azote absorbé par les couverts (ou les repousses de colza) : mettre en évidence ceux qui ont réussi leur piégeage et qui ont de faibles REH, ceux qui ont peu piégé et qui ont des REH élevés, ainsi que les « anomalies », correspondant à ceux qui ont peu piégé mais qui ont de faibles REH (ouvrant le groupe aux pratiques alternatives efficaces en termes de résultats atteints).

Le tableau de bord est aussi bien un outil d'animation que de représentation des résultats du groupe. Il s'agit d'une représentation, sous forme d'arborescence, mettant en avant les relations de cause à effet entre les objectifs de résultats et les actions qui permettraient de les atteindre. C'est un outil d'animation car il permet de suivre au fur et mesure les actions mises en œuvre par les agriculteurs (et les animateurs) ainsi que les résultats obtenus (à comparer aux résultats attendus), il facilite l'interprétation des résultats obtenus et ouvre les possibilités d'actions à tester. C'est aussi un outil de communication, notamment auprès des autres acteurs du territoire.

Dans le cas spécifique de la Wallonie, la structure PROTECT'eau accompagne les agriculteurs selon deux formes, soit à travers un programme d'observation pour les agriculteurs non conformes lors d'un contrôle APL, soit dans le cadre d'un encadrement volontaire. Les deux formes d'accompagnement se distinguent par

leur objectif : dans le cadre du contrôle, le programme d'observation a pour objectif d'améliorer les résultats APL ; dans le cadre volontaire, l'encadrement proposé a pour objectif d'améliorer les pratiques.

Les échanges à l'issue de cette session ont mis en évidence trois éléments favorables à un accompagnement réussi des agriculteurs : (i) un.e animateur.rice en poste depuis plusieurs années, (ii) la présence d'au moins un agriculteur *leader* qui motive le groupe, et (iii) l'idée que c'est aux agriculteurs d'expliquer les résultats et de trouver les solutions pour limiter les pertes de nitrate, pas aux animateurs ou à l'administration.

CHAPITRE 6. REH ET PAIEMENT POUR SERVICES ENVIRONNEMENTAUX

Mobilisation de l'indicateur RDD dans des dispositifs de paiement pour services environnementaux sur les aires d'alimentation de captage dans la Nièvre et l'Ille-et-Vilaine

MATHILDE BONIFAZI; PAULINE ROZEC; ANTOINE LANGUMIER; LISON DELSALLE; ET OLIVIER CHAUVIÈRE

Résumé

De 2021 à 2025, les Agences de l'Eau financeront des expérimentations de paiement pour services environnementaux (PSE) portées par des collectivités et à destination d'agriculteurs. Dans ce contexte, le Syndicat Mixte de Gestion pour l'approvisionnement en eau potable de l'Ille-et-Vilaine (SMG35) et la cellule d'animation des captages prioritaires du nord de la Nièvre envisagent d'expérimenter le déploiement de PSE sur certaines aires d'alimentation de captage (AAC). Les PSE auraient pour objectif de rémunérer les agriculteurs pour la préservation de la ressource en eau potable. Cinq AAC à enjeu nitrate sont ciblées en Ille-et-Vilaine. Elles sont situées dans une zone d'élevage bovin lait. Trois AAC à enjeux nitrate et pesticides sont ciblées dans la Nièvre. Elles sont situées dans une zone de grandes cultures et d'élevage bovin viande.

Des études ont été menées par Ecodecision pour accompagner le SMG35 et la mairie de Clamecy dans la conception de PSE adaptés aux contextes agro-environnementaux et sociotechniques de ces AAC tout en respectant les règles imposées par le régime d'aide notifié. Lors de ces études, l'indicateur reliquat début drainage (RDD) a été envisagé pour évaluer chaque année le service rendu par les agriculteurs et ainsi moduler le montant du PSE versé à chaque agriculteur.

Sur les territoires de la Nièvre, l'indicateur RDD a été écarté au vu des difficultés rencontrées lors de l'analyse de mesures de RDD faites dans le passé. Les montants des PSE ne seront donc pas corrélés à des valeurs de RDD. La contractualisation pourrait toutefois rendre obligatoire la participation à une démarche de gestion de l'azote reposant pour partie sur des mesures de RDD.

Sur les territoires de l'Ille-et-Vilaine, l'indicateur RDD a été retenu comme principal indicateur. Cet indicateur est nouveau tant pour les gestionnaires de la ressource que pour les agriculteurs, habitués à évaluer les pressions agricoles à partir de Reliquat Post Absorption (RPA). Le choix de l'indicateur RDD a soulevé diverses questions techniques, organisationnelles et méthodologiques. Pour répondre à ces différentes questions, un atelier participatif par AAC, deux réunions multitacteurs, des enquêtes d'agriculteurs et d'élus, ainsi qu'une campagne test de RDD ont été réalisées. Ce travail mené par le SMG 35 et Ecodecision a ainsi permis de définir le cahier des charges du futur PSE visant à maintenir une concentration en nitrate en deçà du seuil réglementaire de 50 mg.L^{-1} . Ce cahier des charges implique notamment la traduction des valeurs de RDD en barème de notation commun au cinq AAC et à la définition de règles d'échantillonnage des parcelles par exploitation. Une stratégie de communication auprès des agriculteurs ainsi qu'un mode d'organisation pour assurer le déploiement du PSE autour du RDD ont également été proposés.

Introduction

L'Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques (EFESE) définit les Services Environnementaux (SE) comme des interventions humaines qui contribuent à maintenir voire développer un ou plusieurs service(s) écosystémique(s) rendu(s) par la nature. Ces SE peuvent faire l'objet de transaction au travers de PSE (Wunder, 2015). Des SE bien définis sont alors achetés volontairement par un ou des bénéficiaire(s) à un ou plusieurs fournisseur(s). Cette transaction implique l'établissement d'un contrat qui lie les deux parties volontaires. Ce contrat définit les services attendus, les indicateurs pour évaluer ces services et les paiements correspondants.

Dans l'objectif de protéger la qualité de leur ressource en eau, le Syndicat Mixte de Gestion pour l'approvisionnement en eau potable de l'Ille-et-Vilaine (SMG35) et la cellule d'animation des captages prioritaires du nord de la Nièvre conduite par la mairie de Clamecy ont pour projet d'expérimenter des PSE sur des AAC avec un enjeu nitrate. Un régime d'aide spécifique déposé à la Commission Européenne par le Ministère de la Transition Écologique (MTE) rend possible la mise en place de ces PSE pour expérimentation sur cinq ans. Ce cadre juridique, bien que modulable, influence fortement la conception des PSE. Les Agences de l'Eau sélectionnent des collectivités porteuses de projets de PSE dans le cadre de ce régime d'aide et leur apportent un soutien financier.

Le SMG35 et la mairie de Clamecy ont été accompagnés par Ecodecision pour concevoir un dispositif de PSE qui s'adapte aux contextes agroenvironnementaux et sociotechniques des AAC ciblées et respecte les règles imposées par le régime d'aide notifié et les Agences de l'Eau. Lors de cette phase de conception des PSE, la question du choix d'un ou plusieurs indicateurs pour évaluer le service de protection de l'eau sur le paramètre nitrate s'est posée. L'utilisation du RDD a été questionnée durant les deux études. Cet indicateur permet en effet d'estimer l'azote dans le sol juste avant la reprise du drainage à l'automne et donc d'évaluer l'azote susceptible d'être lixivié vers les eaux souterraines durant la période hivernale.

Cet article explicite la place de l'indicateur RDD dans ces projets de PSE, les adaptations du cadre du MTE proposées pour intégrer cet indicateur ainsi que les questions soulevées lors de la phase de conception des dispositifs. Après avoir sommairement présenté les règles des PSE du régime notifié par le MTE, nous proposerons une analyse croisée des contextes des deux secteurs et des méthodes d'élaboration des PSE. La place des RDD dans ces deux dispositifs et les implications organisationnelles et techniques qui en découlent seront ensuite développées.

Présentation du PSE

L'expérimentation des PSE lancée par le MTE s'inscrit dans le cadre de la mesure 24 du plan national biodiversité (MTE, 2018). Afin que les PSE soient compatibles avec les règlements européens, le MTE a déposé une notification d'un régime d'aide à la Commission Européenne. Ces PSE doivent être portés par des collectivités concernées par des enjeux eau et/ou biodiversité et/ou protection des sols pour lesquels une animation territoriale est en place. Les Agences de l'Eau aident financièrement la conception et le déploiement de ces PSE. Elles prennent en charge entre 80 et 100 % des montants versés aux agriculteurs et financent à hauteur de 80 % les études de préfiguration. La conception des dispositifs et la

contractualisation avec les agriculteurs sont possibles de début 2020 à fin 2022 et les contrats de PSE sont ensuite signés pour une période de cinq ans.

Les principales règles à respecter pour concevoir ces PSE sont présentées ci-après en s'appuyant sur les ressources documentaires produites par le MTE (Ministère de la Transition Écologique, 2020).

Le maître d'ouvrage local construit le dispositif, instruit les demandes des agriculteurs, assure la mise en paiement annuelle, met en place un contrôle et propose une animation technique aux agriculteurs, en s'adaptant aux spécificités du territoire.

Les montants sont calculés chaque année à l'échelle de l'exploitation en fonction du résultat caractérisé par des indicateurs choisis localement. Chaque indicateur est traduit par un barème d'évaluation sur dix. Le montant du PSE se calcule par domaine en fonction de la moyenne des notes des indicateurs retenus et des montants de PSE maximaux par ha. Les deux domaines sont Infrastructures Agroécologiques (IAE) et systèmes de production agricole (PROD) (tableau 1).

Tableau 1. Valeurs maximales définies par le MTE pour la rémunération des services environnementaux.

	Gestion des infrastructures agroécologiques (IAE)	Gestion des systèmes de production agricole (PROD)
Création – transition	676 €.ha ⁻¹	260 €.ha ⁻¹
Maintien – entretien	66 €.ha ⁻¹	146 €.ha ⁻¹

Les points maintenus sur la note moyenne par domaine, par rapport au résultat de l'année précédente, sont valorisés avec le montant par hectare dit de maintien. Les points « gagnés » ou « perdus » sur la note moyenne par domaine, par rapport au résultat de l'année précédente, sont ajoutés (si progression) ou déduits (si régression) en utilisant le montant par hectare dit de création/transition¹. Les résultats des deux domaines sont additionnés si les deux ont été retenus dans le projet de PSE.

Le montant annuel du PSE s'établit comme suit :

(valeur guide maintien IAE x part de la note moyenne IAE correspondant à l'année précédente

+/- valeur guide création IAE x part de la note moyenne IAE en évolution par rapport à l'année précédente

+ valeur guide maintien PROD x part de la note moyenne PROD correspondant à l'année précédente

+/- valeur guide création PROD x part de la note moyenne PROD en évolution par rapport à l'année précédente)

x SAU de l'exploitation

1. Par exemple, si on passe de 6 à 8 : 6 points sont valorisés en maintien (0,6*146€) plus 2 points en évolution (0,2*260€) A contrario si on régresse de 6 à 4 : 4 points sont valorisés en maintien (0,4*146€) moins 2 points en évolution (0,2*260€). Dans ce cas on parle d'effet cliquet.

Différentes clauses complémentaires peuvent être ajoutées au contrat pour l'adapter au mieux au contexte et objectifs locaux. Des conditions d'éligibilité et des montants plafonds par an peuvent par exemple être ajoutés.

Le MTE et les Agences de l'Eau demandent aux agriculteurs d'inscrire dans le contrat des trajectoires prévisionnelles d'évolution des indicateurs. Cette trajectoire sur cinq ans définit une enveloppe financière par agriculteur. L'agriculteur n'a pas de pénalité s'il ne la respecte pas. Toutefois, il ne sera théoriquement pas payé au-delà du montant de cette enveloppe s'il obtient de meilleurs résultats que ceux projetés.

Contexte des territoires et méthode de conception des PSE

Le PSE en Ile-et-Vilaine concerne cinq AAC prioritaires : AAC de la Couyère, de la Gentière, d'Aulnais-Mejannot, du Chalonge et de Vau Reuzé.

Le PSE dans la Nièvre concerne trois AAC prioritaires : Brinon-sur-Beuvron, Foulon et la Fontainerie (figure 1).

Ces ressources souterraines sont concernées par une problématique de pollution par le nitrate. Les AAC de la Nièvre sont également concernées par des enjeux turbidité et pesticides (tableau 2).

Tableau 2. Description des deux territoires.

	AAC concernées par le projet de PSE en Ile-et-Vilaine	AAC concernées par le projet de PSE dans la Nièvre
Nombre d'AAC	5	3
Nombre d'agriculteurs	48	90
Surface Agricole Utile	583 ha	3 703 ha
Production en eau potable moyenne annuelle	352 000 m ³	636 900 m ³
Enjeux relatifs à la qualité de l'eau	Exclusivement nitrate	Nitrate, pesticides et turbidité
Concentrations moyennes en nitrate sur la période 2015-2020	Généralement supérieures à 50 mg.L ⁻¹	Généralement inférieures à 40 mg.L ⁻¹

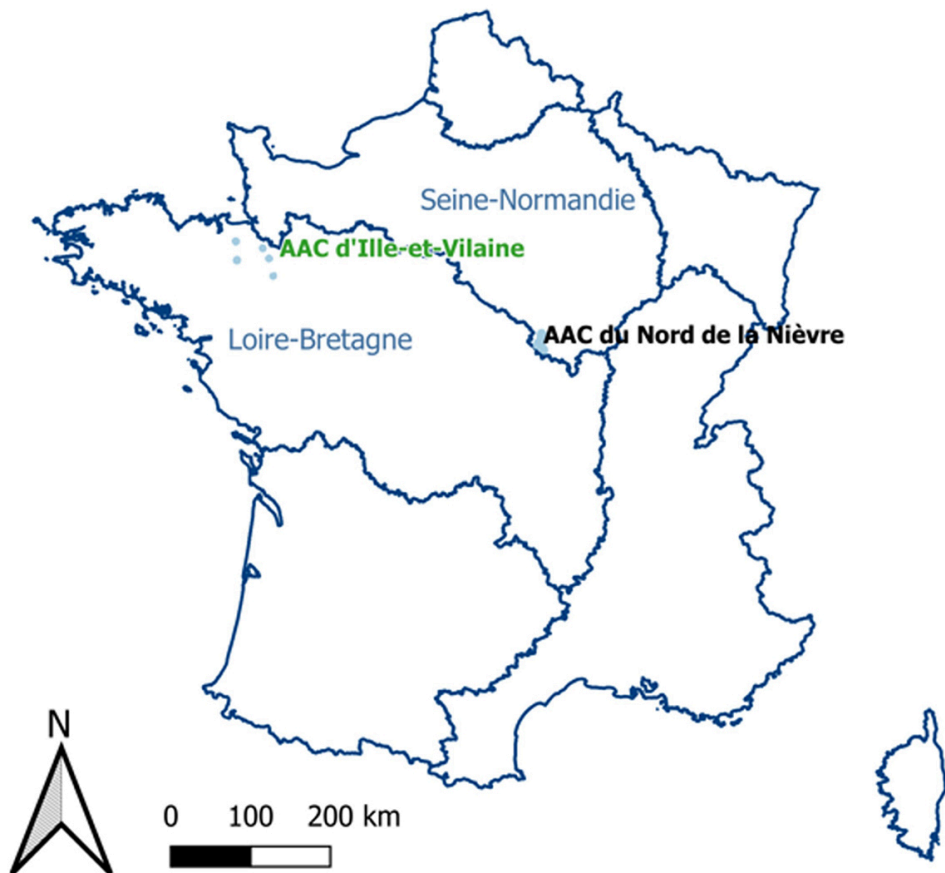


Figure 1. Localisation des AAC (source : BD Carthage, Mairie de Clamecy et SMG35).

Le contexte agroenvironnemental et sociotechnique des deux secteurs a été étudié dans le cadre d'études de préfiguration des PSE (Ecodecision, 2021a ; Ecodecision, 2021b). Un résumé est proposé dans les deux sous-parties suivantes.

Contexte des AAC en Ille-et-Vilaine

Le SMG35 se positionne comme porteur du projet de PSE. Une de ses missions est d'accompagner la mise en œuvre des cinq démarches « captages prioritaires » concernées par le projet de PSE. Ces captages alimentent en eau potable près de 7 200 habitants. Les concentrations en nitrate de ces ressources limitent aujourd'hui la production d'eau potable en termes de volumes prélevés sauf sur l'AAC d'Aulnais-Mejannot où la collectivité dispose d'une unité de dénitrification pour traiter l'eau. Le temps de transfert du nitrate du sol vers les nappes est long. Sur deux des cinq AAC, le temps de renouvellement de la nappe a par exemple été estimé à 30 ans.

L'orientation technico-économique des exploitations agricoles des AAC est principalement de type bovin lait. Le paysage des AAC est marqué par la présence de prairies (entre 16 % et 47 % de la SAU selon les AAC) et de haies. Les principales cultures sur ces territoires sont le maïs (*Zea mays*), le blé tendre d'hiver (*Triticum*

aestivum) et les prairies temporaires. Les assolements des AAC peuvent fortement varier d'une année à l'autre étant donné que les AAC sont de petites tailles et que les agriculteurs n'y ont qu'une faible part de leur exploitation. Les sols sont de type limoneux ou limoneux-sableux avec des réserves utiles moyennes entre 85 et 130 mm. La minéralisation de l'azote organique en automne-hiver est importante du fait de températures douces et d'une forte humidité favorables à la vie microbienne du sol. La pression en nitrate sur le territoire s'explique par des situations de surfertilisation et/ou des faibles niveaux de piégeage d'azote avant la période de drainage. Le retournement de prairies permanentes et temporaires est également source de pression azotée significative.

Lors de la conception des projets de PSE, les démarches « captage » des cinq AAC concernées étaient à des niveaux d'avancement différents : un programme d'action était en cours sur trois AAC, un programme d'action était en cours d'élaboration sur la quatrième, et seule la délimitation de l'AAC était en cours sur la dernière.

Les plans d'actions déjà définis font l'objet d'arrêtés préfectoraux. L'indicateur central de ces arrêtés est le reliquat post-absorption (RPA) avec pour objectif d'avoir des valeurs inférieures à $60 \text{ kg N}_{\text{min}}\cdot\text{ha}^{-1}$. Les parcelles avec des valeurs de RPA au-dessus de ce seuil sont considérées comme étant dans une situation de surfertilisation difficilement rattrapable avant la période de drainage.

Des campagnes de mesures de RPA sont donc réalisées chaque année. 70 mesures ont déjà été faites avant le projet de PSE sur les AAC d'Aulnais-Mejannot (en 2019), de la Couyère (en 2017, 2018 et 2019) et de la Gentière (en 2019). Les valeurs s'échelonnent entre 15 et $142 \text{ kg N}_{\text{min}}\cdot\text{ha}^{-1}$ et 18 mesures sur 70 sont supérieures à l'objectif de $60 \text{ kg N}_{\text{min}}\cdot\text{ha}^{-1}$. L'animation agricole utilise les résultats de ces mesures comme support d'échange avec les agriculteurs lors de rendez-vous individuels et collectifs.

Contexte des AAC dans le nord de la Nièvre

Les captages du Foulon et de la Fontainerie sont gérés par la mairie de Clamecy pour alimenter plus de 2 900 abonnés. Le mélange des eaux de ces deux captages permet un respect de la norme de qualité relative au nitrate ($< 50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Le captage de Brinon-sur-Beuvron alimente en eau potable 170 abonnés. Des dépassements de cette norme y sont observés. Aucun dispositif de traitement ni raccordement pour réaliser des dilutions ne sont en place à ce jour.

Pour ces trois AAC, les temps de transfert de l'eau vers la nappe sont courts du fait d'aquifères karstiques. Les pics de concentration en nitrate surviennent systématiquement en hiver après des périodes de fortes pluies.

Les deux principales orientations technico-économiques des exploitations agricoles des AAC sont polyculture-élevage bovin viande et grandes cultures. La part en prairies permanentes sur les AAC est de 47 % sur l'AAC de la Fontainerie, 6 % sur l'AAC du Foulon et de 17 % sur l'AAC de Brinon-sur-Beuvron. Les assolements en grandes cultures sont principalement constitués de cultures d'hiver. Si la rotation triennale classique des plateaux de Bourgogne colza (*Brassica napus*) – blé – orge (*Hordeum vulgare*) était dominante jusqu'en 2018, les assolements tendent à se diversifier avec des cultures de printemps et d'été. Les exploitations de polyculture-élevage intègrent à cette rotation classique quelques cultures fourragères

telles que le maïs ensilage, le pois (*Pisum sativum*) et les prairies temporaires. Les sols sont superficiels principalement de type argilocalcaire avec des taux de cailloux souvent élevés.

Des animations en lien avec la préservation de la ressource en eau potable sont proposées aux agriculteurs des AAC depuis 2013 via une cellule d'animation. Les acteurs locaux ont défini des actions formalisées dans un programme décliné par AAC et faisant l'objet d'un arrêté préfectoral. Les actions menées jusqu'à présent n'ont pas permis de réduire significativement les pressions.

Des campagnes de mesure du RDD sont réalisées sur les AAC de Brinon-sur-Beuvron et de la Fontainerie depuis 2015. La cellule d'animation a évalué grâce au modèle de Burns que la valeur de RDD de 50 kg N_{min}.ha⁻¹ sur 90 cm menait à une concentration sous-racinaire en nitrate de l'ordre 37 mg.L⁻¹.

Sur l'ensemble des AAC, le RDD moyen pour l'ensemble des campagnes réalisées entre 2015 et 2019 est supérieur à cette valeur. L'absence de couverture du sol entre la récolte et le début du drainage sur de nombreuses parcelles et les pratiques de fertilisation pourraient expliquer ces valeurs.

Jusqu'à présent, l'animatrice a peu mobilisé les résultats de RDD pour accompagner les agriculteurs car l'interprétation de certaines valeurs est compliquée et requiert un temps de travail important (Delsalle, 2022).

Méthode de conception des PSE

La méthode proposée par Ecodecision pour concevoir les PSE se décompose en différentes étapes décrites au tableau 3.

Tableau 3. Étapes de construction des PSE.

Phase	Détails
1. Cadrage du projet	Analyse du contexte et des enjeux et ciblage des AAC dans le cas de la Nièvre Définition des SE visés et indicateurs associés
2. Définition du cahier des charges du PSE	Détermination d'un barème pour chaque indicateur pour établir une note sur 10 Définition du montant maximal à l'hectare Établissement des différentes clauses du contrat
3. Déclinaison opérationnelle du projet et prise de recul	Définition des modalités de mise en œuvre Production d'outils pour faciliter le déploiement à venir (calendrier, calculateur de PSE etc.) Rédaction d'un modèle de contrat dans le cas de la Nièvre Prise de recul sur le dispositif via une analyse coût/bénéfice Réflexion sur les possibilités de pérennisation sans aide financière des Agences de l'Eau

Cette construction a été réalisée sur près de neuf mois dans le cadre de l'étude menée pour le SMG35.

L'étude pour la mairie de Clamecy a duré environ sept mois incluant une étape de ciblage en amont des AAC et la rédaction d'un modèle de contrat.

Dans le cadre des deux études, des échanges ont eu lieu avec des partenaires techniques et institutionnels de la profession agricole et de la gestion de la ressource en eau au cours des différentes phases notamment via l'organisation de réunions de comité technique (COTECH) et de comité de pilotage (COFIL) (tableau 4). Les principales orientations techniques ont été définies avec le COTECH puis soumises à la validation du COFIL. Les choix requérant une orientation jugée stratégique ont été plus particulièrement discutés en COFIL.

Tableau 4. Composition des comités.

Comités	Étude en Ille-et-Vilaine	Étude dans la Nièvre
COTECH	Animateurs de chaque AAC	Animatrice captage
	Agence de l'Eau Loire Bretagne	Bio Bourgogne
	SMG35	Agence de l'Eau Seine Normandie
		DDT
		Chambre d'agriculture
COFIL	COTECH	COTECH
	Élus du SMG35	Élus des organismes professionnels agricoles
	Agriculteurs des AAC	Élus des collectivités
	DDT	
	Chambres d'agriculture	
	Conseil régional, etc.	

La démarche participative est présentée de façon sommaire au tableau 5.

Tableau 5. Méthode participative mise en œuvre pour la coconstruction des PSE.

Étapes	Étude en Ille-et-Vilaine	Étude dans la Nièvre
1. Cadrage du projet	1 réunion de COTECH	4 enquêtes des collectivités maîtres d'ouvrage
	4 entretiens avec les structures en charge de l'animation des démarches captage	2 réunions de COTECH
	5 ateliers participatifs à destination des agriculteurs (un par AAC)	1 réunion de COPIL
2. Définition du cahier des charges du PSE	1 réunion de COTECH	1 enquête de l'agence de l'eau
	1 entretien avec la Chambre d'agriculture	2 enquêtes de conseillers de coopérative et négoce
	1 réunion de COPIL	15 enquêtes d'agriculteurs
	24 enquêtes d'agriculteurs	1 atelier participatif à destination des agriculteurs
	4 enquêtes des collectivités maîtres d'ouvrage	2 enquêtes d'élus
3. Déclinaison opérationnelle du projet et prise de recul	1 réunion de COTECH	1 réunion de COTECH
	1 réunion de COPIL	1 enquête d'un transformateur agroalimentaire considéré comme potentiel financeur
		1 réunion de COPIL

Le RDD pour évaluer le service de protection de la ressource en eau potable

La question centrale lors de la co-construction des deux projets a été : quel(s) indicateur(s) choisir pour moduler les paiements ?

En tant qu'indicateur de résultat pour évaluer les émissions d'azote vers la nappe d'eau, le RDD moyen à l'échelle de l'AAC a été proposé au COTECH par Ecodecision dans le cadre des deux études. Cet indicateur est en effet déjà mobilisé sur une AAC dans le cadre de PSE portés par le Syndicat d'eau du Roumois et du plateau du Neubourg (Hernandez, 2019). Sur d'autres AAC, l'indicateur est utilisé pour mettre en place une gestion dynamique de l'azote visant à préserver la ressource en eau (Ferrané et al., 2020). Ecodecision a préconisé la réalisation d'une mesure annuelle du RDD par parcelle sur l'AAC de façon à établir un PSE en fonction du service rendu sur la ressource en eau potable. Ces mesures permettent aussi une évaluation globale des pressions sur l'AAC grâce au calcul d'une moyenne pondérée des valeurs en fonction des surfaces des parcelles.

En Ille-et-Vilaine, malgré de multiples questionnements opérationnels du COTECH sur la mobilisation de cet indicateur dans le cadre des PSE, le RDD a été pré-retenue dès la première phase de l'étude. À titre d'exemple, parmi les questions soulevées, une portait sur l'intégration de l'indicateur RDD moyen sur l'AAC

dans un PSE avec un paiement à l'échelle de l'exploitation. Une autre question était relative à la manière de faire le lien entre le RDD et le RPA, principal indicateur des plans d'actions.

L'indicateur RDD a été soumis aux agriculteurs lors d'ateliers durant lesquels Ecodecision a présenté à titre illustratif quatre démarches mobilisant des RDD. Ne connaissant pas l'indicateur, les agriculteurs ne se sont pas positionnés clairement pour ou contre l'usage du RDD dans le cadre des PSE. Ils ont toutefois exprimé des craintes comme le fait que les RDD pourraient être élevés indépendamment de pratiques actuelles du fait d'historiques d'apports de matières organiques ou de retournements de prairie passés.

Le COPIL a ensuite validé cet indicateur et décidé de réaliser chaque année des mesures sur :

- toutes les parcelles en cultures annuelles sur l'AAC chaque année,
- une parcelle en prairie de l'AAC chaque année et
- deux parcelles hors AAC choisies aléatoirement.

Cette dernière proposition a été faite afin d'avoir un optimum en termes de coût/efficacité du dispositif et pour être cohérente avec le paiement à l'échelle de l'exploitation imposé par le MTE. Le SMG35 a proposé une première campagne de mesures de RDD de façon à rendre l'indicateur plus concret pour les agriculteurs et calibrer le barème de notation sur dix de cet indicateur dans le cadre du PSE.

Dans la Nièvre, le RDD n'a pas été retenu comme indicateur pour moduler les PSE. La définition d'un barème d'évaluation des RDD commun à toutes les parcelles a semblé complexe du fait de la diversité des sols présents et d'une forte variabilité des taux de cailloux. Ce contexte pédologique rend complexe l'interprétation des résultats et leur appropriation par les agriculteurs pour piloter leur gestion de l'azote. En effet, de nombreuses valeurs parmi celles déjà obtenues sont inexplicables et aucune corrélation entre ces RDD et la situation culturale (pratiques, successions de culture, conditions pédoclimatiques) n'a pu être établie.

Par ailleurs, la production d'un barème de notation commun à l'ensemble des parcelles semble complexe étant donné l'étalement des données mesurées. À titre d'exemple, sur 118 mesures faites sur cinq années sur l'AAC de Fontainerie, les valeurs de RDD varient entre 14 et 455 kg N_{min}.ha⁻¹ avec une moyenne à 101 kg N_{min}.ha⁻¹ et une médiane à 89 kg N_{min}.ha⁻¹.

En remplacement du RDD, Ecodecision a suggéré l'utilisation d'une notation qualitative du risque de lixiviation de nitrate qui prendrait en compte un bilan de fertilisation et la capacité de piégeage du couvert à l'automne. Les membres du COTECH n'ont pas souhaité retenir un tel indicateur. L'établissement de cette note a effectivement semblé trop approximative pour mener à un paiement (rendement à la parcelle imprécis, fourniture du sol et apport des effluents selon des abaques, etc.). De plus, la collecte des données pour calculer chaque année cet indicateur a paru lourde à mettre en œuvre.

Au vu de ces constats et des enjeux sur les AAC, le COTECH a décidé de prioriser l'enjeu « pesticides » dans le cadre des PSE. Le comité a envisagé d'intégrer l'enjeu nitrate dans une seconde version du PSE si l'expérimentation des PSE était amenée à être renouvelée. Le COPIL a également choisi ce ciblage sur l'enjeu « pesticides » pour simplifier l'expérimentation du dispositif en ne travaillant qu'une seule problématique à la fois. Cela permet d'avoir moins d'indicateurs et donc d'avoir un suivi et un contrôle plus simple à mettre en œuvre.

Ce ciblage thématique permet également de ne pas « diluer » les montants de PSE et d'avoir ainsi des PSE incitatifs pour les agriculteurs. En effet, le montant maximal du PSE à l'hectare reste toujours le même peu importe si un ou plusieurs services sont attendus. Malgré le fait que l'indicateur RDD n'ait pas été retenu pour calculer les montants du PSE, le COPIL a décidé de poursuivre la réalisation des campagnes de RDD sur les AAC. Le comité a par ailleurs indiqué que les agriculteurs engagés dans le cadre du PSE seraient tenus d'autoriser la réalisation de mesure de RDD sur leurs parcelles. Ils devront également avoir chaque année un temps d'échange individuel avec l'animatrice captage pour analyser les résultats.

Ces éléments ont été ajoutés au contrat de PSE. Ils permettront de renouveler la dynamique de participation aux animations sur la gestion de l'azote et faciliteront une appropriation de l'indicateur par les agriculteurs. Les campagnes et l'animation autour des RDD à venir seront aussi utiles à l'animatrice pour améliorer de façon continue les méthodes d'interprétation des résultats et d'accompagnement des agriculteurs.

Le cahier des charges du PSE

En Ille-et-Vilaine, une des étapes cruciales dans la construction du cahier des charges a été la définition du barème pour traduire le RDD moyen en note sur dix utilisée pour moduler le montant du PSE. Pour y arriver, Ecodecision a calculé, en mobilisant le modèle de Burns, la valeur objectif à atteindre par captage pour avoir une concentration en nitrate sous racinaire inférieure à 50 mg.L^{-1} (tableau 6), valeur correspondant à l'objectif des collectivités.

Tableau 6. RDD pour une concentration sous racinaire en nitrate de 50 mg.L^{-1} sur chaque AAC.

AAC	RDD ($\text{kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$)
Vau Reuzé	45
Chalonge	41
Gentière	48
Aulnais-Mejannot	45
Couyère	53

Peu de données pédoclimatiques étaient disponibles pour mettre en oeuvre le modèle de Burns (stations météo éloignées des AAC, informations contradictoires concernant les réserves utiles des sols, pourcentage de ruissellement, etc.). Des extrapolations de données d'une AAC à l'autre ont donc été faites grâce à l'expertise du SMG35. Les résultats obtenus ont conduit à l'établissement d'un barème unique pour les cinq AAC. L'écart entre les valeurs par AAC pour obtenir une même concentration sous-racinaire a en effet été jugé de l'ordre de grandeur de la marge d'erreur (environ $10 \text{ kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$).

Ecodecision a aussi utilisé les résultats de la première campagne de RDD pour définir un barème incitatif pour les agriculteurs. En effet, un barème qui conduirait à des notes nulles pour une grande majorité des agriculteurs pourrait être démotivant. Ecodecision a caractérisé la distribution des résultats des premières mesures (moyenne, médiane, minimum, maximum par AAC, par culture et par succession de cultures).

Un barème débutant à 60 kg N_{min}.ha⁻¹ avec une note de 5/10 a ainsi été proposé pour inciter les agriculteurs ayant des valeurs très hautes à progresser. La valeur de 20 kg N_{min}.ha⁻¹ a par ailleurs été considérée comme le reliquat incompressible et donc la meilleure valeur de RDD possible. Cette valeur a par conséquent été associée à la note de 10/10. Entre 20 et 60 kg N_{min}.ha⁻¹, le COPIL a proposé un barème linéaire pour éviter les effets seuils (figure 2).

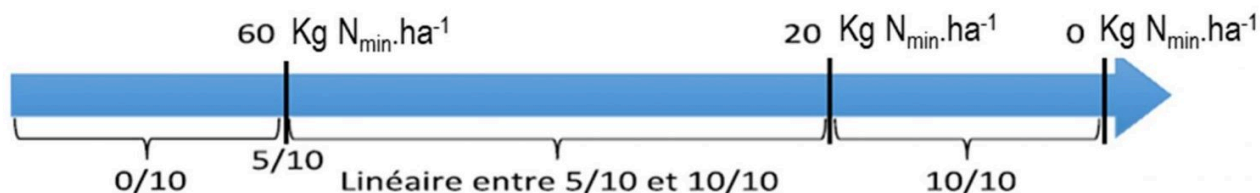


Figure 2. Barème retenu pour l'indicateur RDD.

Le COTECH et le COPIL ont validé la possibilité d'utiliser une valeur de RPA en remplacement d'une valeur de RDD sur une parcelle donnée. Ce remplacement est possible en cas d'accident de culture ou bien de mesure qui semblerait anormalement haute. Ce procédé à mettre en œuvre à la demande de l'agriculteur a été appelé « joker RPA ». Il a pour objectif de rassurer les agriculteurs qui perçoivent l'indicateur RDD comme plus difficile à piloter que le RPA et doutent de manière générale de la fiabilité de certaines mesures de reliquat. Le nombre de jokers sur la durée totale du contrat est limité en fonction du nombre de parcelles sur l'AAC de l'agriculteur :

- un joker pour les agriculteurs ayant entre une et cinq parcelles sur l'AAC ;
- 20 % du nombre de parcelles sur l'AAC pour les autres.

Ainsi, un RPA est mesuré sur chaque parcelle où un RDD est prévu.

L'accompagnement technique et le partage d'expérience ont été jugés indispensables pour espérer une progression sur les indicateurs du PSE. Au-delà de la notation conduisant au PSE, les animateurs et prestataires techniques utiliseront les mesures de RPA et RDD pour accompagner les agriculteurs engagés dans leur gestion de l'azote. Cet accompagnement sera réalisé via deux temps d'échange rendus obligatoires dans le cadre du PSE : un rendez-vous d'accompagnement individuel annuel et une réunion collective annuelle.

En complément du RDD, un indicateur sur la couverture des sols a été retenu. Cet indicateur est calculé à l'échelle de l'exploitation. En effet, le dispositif de PSE imposait l'usage d'un second indicateur à l'échelle de l'exploitation et en lien avec la couverture des sols ou l'assolement. L'indicateur retenu valorise les situations de couvertures permanentes du sol. Ces surfaces rendent de multiples services environnementaux qui seront ainsi valorisés via le PSE. Les services attendus sont notamment :

- la limitation du ruissellement,
- la conservation des sols et
- la préservation de la ressource vis-à-vis des pressions phytosanitaires et nitrate.

La moyenne des deux indicateurs utilisés pour moduler le paiement est faite avec une pondération de 0,6 pour l'indicateur RDD et de 0,4 pour l'indicateur « Couverture du sol ». Cette pondération donne une place centrale à l'indicateur RDD, seul indicateur de résultat pour évaluer le service environnemental attendu au captage. La pondération permet aussi un équilibre entre indicateurs à l'échelle de l'AAC et à l'échelle de l'exploitation. Cet équilibre est en effet indispensable du fait du calcul du paiement à l'échelle de l'exploitation imposée par le MTE.

Au total, Ecodecision a estimé que seuls 17 % de la surface engagée dans le PSE seront localisés sur les AAC.

Le montant du PSE a été fixé à 146 €.ha⁻¹, valeur la plus haute possible pour le MTE. Les montants demandés par les agriculteurs en enquête étaient, pour la plupart, supérieurs à ce montant PSE.

Sur conseil d'Ecodecision, le COPIL a décidé de ne pas prendre en compte le montant des progressions ou régressions annuelles sur la note moyenne tel que proposé par le MTE. Cette modalité n'a pas été estimée pertinente compte tenu de la potentielle variabilité interannuelle des mesures de RDD à l'échelle des AAC en fonction des successions culturales et des variations climatiques. Le COPIL a envisagé la mise en place d'un montant en fonction d'une progression de la note de RDD sur les cinq ans. Cette modalité n'a toutefois pas semblé possible dans le cadre proposé par le MTE et n'a donc pas été retenue.

Anticiper le déploiement du PSE intégrant l'indicateur de RDD

Dans le cadre du projet de PSE en Ille-et-Vilaine, l'intégration du RDD comme indicateur du PSE a soulevé diverses questions d'ordre opérationnel.

Une des premières difficultés identifiées pour le déploiement futur du PSE est la conception des trajectoires prévisionnelles pour l'indicateur RDD sur cinq ans telle que prévue par le MTE. En effet, Ecodecision a estimé qu'il était impossible de prévoir des évolutions de RDD sur plusieurs années au vu de la variabilité des mesures en fonction de l'assolement sur l'AAC et des conditions climatiques de chaque année. Le manque d'historique des mesures de RDD sur les AAC rend également complexe la définition de marge de manœuvre pour faire évoluer les RDD. Cette trajectoire est importante car elle définit l'enveloppe maximale que pourra recevoir l'agriculteur.

Ecodecision a proposé une évolution type de la note RDD optimiste de façon à assurer la rémunération de l'agriculteur. Cette trajectoire a été définie en fonction des résultats de la campagne test faite en amont de la contractualisation :

- si l'agriculteur a une note supérieure ou égale à 8/10, la trajectoire type est d'atteindre 10/10 dès la première année du contrat et sur toute la durée du contrat ;
- si l'agriculteur a une note inférieure à 8/10, la trajectoire type est d'atteindre 8/10 dès la première année du contrat et sur toute la durée du contrat.

L'organisation des campagnes de RDD chaque année a également été un des sujets de discussion. La réalisation des campagnes de RPA posait déjà des problèmes sur certaines AAC. En effet, par manque de coordination entre les différents acteurs (animateurs, préleveurs et laboratoire d'analyse), certains prélèvements ont été réalisés à des dates trop tardives ou avec des protocoles de prélèvement non

homogènes. Or la mise en place d'un PSE (qui dépend principalement de RDD) requiert une rigueur dans la mise en place des campagnes pour assurer une rémunération juste et équitable aux agriculteurs.

Toutes les mesures de RDD et RPA d'une même AAC devront être réalisées sur une période resserrée et avec le même protocole de prélèvement et d'analyse en laboratoire.

Il a été décidé que chaque collectivité gestionnaire de la ressource sera en charge de l'estimation de la date de prélèvement des RDD et de la coordination de la réalisation des mesures (échantillonnage des parcelles, relation avec le laboratoire, le préleveur et les agriculteurs). Pour ces deux tâches, le temps de travail a été estimé à 3,5 jours par an et 10 minutes par agriculteur engagé. Deux méthodes pour faciliter la détermination de la date de prélèvements de RDD ont été envisagées mais leurs coûts de mise en œuvre n'ont pas pu être chiffrés. Ces méthodes consistaient à réaliser un suivi de l'humidité des sols avec des sondes tensiométriques ou à élaborer avec Météo France un modèle Pluie-ETP-RU sur chaque AAC.

Des réflexions ont également été engagées durant l'étude sur les liens entre le PSE et les plans d'actions en place et sur la manière de communiquer sur le PSE auprès des agriculteurs. Ces deux points sont essentiels car certains agriculteurs perçoivent les PSE comme complexes ou trop contraignants. Il a été conseillé de présenter le PSE comme un outil complémentaire aux programmes d'actions en cours ou à venir pour :

- valoriser les agriculteurs qui ont déjà réalisé des efforts pour préserver la ressource,
- rentrer dans une démarche d'amélioration continue de la gestion de l'azote grâce à des résultats évalués de façon concrète via les RDD et
- faciliter, grâce aux montants du PSE, les expérimentations notamment proposées dans le cadre du suivi individuel pour une meilleure gestion de l'azote.

Ecodecision a également recommandé aux animateurs d'expliquer que ce travail sur la gestion de l'azote était une démarche gagnant-gagnant pour l'agriculteur et la collectivité. Il est important, dans la communication avec les agriculteurs, de préciser que l'objectif n'est pas une réduction des rendements ou des marges de l'exploitation. En effet, au-delà de la préservation de la qualité de l'eau, le PSE devrait permettre à terme de mieux valoriser l'azote dans leurs systèmes de culture tout en maintenant ou améliorant les marges.

Un autre point à mettre en avant lors des échanges avec les agriculteurs est la souplesse du dispositif. Les PSE proposés sont en effet peu contraignants en comparaison avec les MAEC. L'agriculteur qui y souscrit risque dans le pire des cas de ne rien gagner et de perdre un ou deux jours de travail par an avec le suivi individuel, la réunion collective et l'envoi des données.

Par ailleurs, une approche pédagogique au moment de la souscription puis durant l'accompagnement des agriculteurs a été préconisée. Le RDD doit être utilisé comme un indicateur d'évaluation des pressions en nitrate pour rentrer dans une démarche d'amélioration continue de la gestion de l'azote. Le lien entre RPA, RDD, concentration sous racinaire en nitrate et concentration en nitrate au captage doit être explicité. Ecodecision a proposé de présenter le RPA comme un outil d'évaluation de la fertilisation et comme un élément pour mieux comprendre les valeurs de RDD en complément d'observations des couverts.

Conclusion

Deux démarches de concertation ont été mises en œuvre pour co-construire des PSE visant à préserver la qualité de l'eau potable. Les concertations ont mobilisé des acteurs agricoles, institutionnels et de l'eau potable du Nord de la Nièvre et de l'Ille-et-Vilaine lors de réunions et d'enquêtes. La sélection du RDD comme indicateur d'évaluation des pressions en nitrate afin de moduler le paiement des agriculteurs a été questionnée lors de ces démarches.

En Ille-et-Vilaine, le COPIL a retenu l'indicateur « moyenne pondérée des RDD » comme principal indicateur du PSE. Ce choix a toutefois soulevé des enjeux techniques et organisationnels et des difficultés d'adaptation du cadre ministériel. Cet indicateur RDD a été généralement bien reçu par les agriculteurs mais néanmoins jugé par certains comme difficile à piloter et pas toujours très fiable. Une méthode d'échantillonnage des parcelles a été définie avec des mesures principalement réalisées sur les AAC. Un barème linéaire de notation sur dix a été construit en mobilisant le modèle de Burns. Le RPA d'une parcelle donnée pourra être utilisé ponctuellement en remplacement de valeur de RDD de la même parcelle à la demande des agriculteurs en cas de mesure de RDD jugée aberrante. Cet indicateur a été couplé à un indicateur de couverture des sols qui valorise les situations de couvertures permanentes du sol à l'échelle de l'exploitation. Le paiement du PSE est calculé à l'échelle de l'exploitation en fonction de la note moyenne sur les deux indicateurs tel que prévu par le MTE.

Ecodecision a proposé une logique pour construire les trajectoires d'évolution des indicateurs sur cinq ans afin d'assurer une rémunération des services rendus durant le contrat. Un accompagnement individuel et collectif des agriculteurs a par ailleurs été prévu pour espérer une amélioration des services rendus. Enfin, chaque tâche nécessaire au déploiement du PSE a pu être attribuée à une des collectivités ou à des prestataires et un argumentaire pour communiquer sur le projet auprès des agriculteurs a été proposé. Au total, 23 agriculteurs devraient s'engager dans le dispositif soit 55 % des agriculteurs éligibles et 58 % de la SAU cumulée des AAC.

Dans la Nièvre, le COTECH et le COPIL ont rapidement écarté l'indicateur RDD. Les deux principales raisons de ce choix sont (i) la difficulté de définir un barème commun pour toutes les parcelles des AAC et (ii) la complexité de l'interprétation des mesures déjà réalisées. D'autres raisons ont conforté ce choix. Un PSE avec des indicateurs poussés à la fois sur le volet pesticides et nitrate rendrait complexe la mise en œuvre du PSE et induirait une faible incitativité des montants des PSE. Les agriculteurs engagés dans le PSE « pesticides » seront malgré tout tenus d'autoriser la mesure des RDD et de réaliser chaque année un temps d'échange individuel avec l'animatrice ou l'animateur captage pour analyser les résultats. Ces obligations permettront de relancer les échanges sur la gestion de l'azote avec les agriculteurs et d'améliorer de façon continue les méthodes d'interprétation des résultats de RDD et d'accompagnement des agriculteurs. Le COPIL a envisagé l'introduction du RDD dans un second projet de PSE si le dispositif était amené à être renouvelé après les cinq ans d'expérimentation.

Bibliographie

Delsalle L., 2022. Évaluer les pressions azotées sur quatre bassins d'alimentation de captage dans le nord de la Nièvre par des mesures de reliquat entrée d'hiver : comment passer des constats à l'action. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Ecodecision, 2021a. Rapports de phase 1, 2 et 3 de l'étude de préfiguration de PSE du SMG35.

Ecodecision, 2021b. Rapport de l'étude de préfiguration de PSE de la Mairie de Clamecy.

Ferrané C., Reau R., Prost L., 2020. Chapitre 18 – Qualité de l'eau en aire d'alimentation de captage : gestion dynamique avec la démarche Transit'Eau. In : Leenhardt D., Voltz M., Barreteau O. (coord). *L'eau en milieu agricole : Outils et méthodes pour une gestion intégrée et territoriale* [en ligne]. France, Versailles : Éditions Quæ.

Hernandez S., 2019. *La mise en œuvre des PSE Expérimentation sur le site pilote du BAC du Tremblay-Omonville Dans le cadre du projet Interreg CPE*. PollDiff'Eau. 3-4 décembre 2019.

Ministère de la Transition Écologique, 2018. Plan biodiversité. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/18xxx_Plan-biodiversite-04072018_28pages_FromPdf_date_web_PaP.pdf

Ministère de la Transition Écologique, 2020. Guide national Paiements pour services environnementaux mise en application de la mesure 24 du Plan biodiversité. https://www.eau-seine-normandie.fr/sites/public_file/inline-files/20200915_GuidePSE_VF.pdf

Wunder S., 2015. Revisiting the concept of payments for environmental services. *Elsevier*, 117 (C), 234-243.

About the Authors

Mathilde Bonifazi

BUREAU D'ÉTUDE ECODECISION

Pauline Rozec

BUREAU D'ÉTUDE ECODECISION

Antoine Langumier

BUREAU D'ÉTUDE ECODECISION

Lison Delsalle

MAIRIE DE CLAMECY

Olivier Chauvière

SYNDICAT MIXTE DE GESTION POUR L'APPROVISIONNEMENT EN EAU POTABLE D'ILLE-ET-VILAINE

Le REH comme objectif de résultat pour améliorer la qualité de l'eau de Paris

FLORINE NATAF

Résumé

Depuis 2020, Eau de Paris, opérateur public en charge de la production et distribution de l'eau potable à Paris, propose aux agriculteurs actifs dans les aires d'alimentation de captage (AAC) qu'elle gère un nouveau système d'appui financier, co-financé à 80 % par l'Agence de l'Eau Seine Normandie. Ce dispositif (paiement pour services environnementaux – PSE) s'intègre dans une démarche globale vers un changement de pratiques agricoles favorable à la qualité de l'eau. Pour inciter les agriculteurs à réduire les pertes de nitrate dans leurs parcelles, Eau de Paris a choisi de se baser sur un indicateur de résultat, le reliquat entrée hiver (REH).

Chaque année, dans les exploitations engagées, des mesures de REH sont effectuées dans plusieurs parcelles représentatives des successions de culture de l'exploitation. Le REH moyen de chacune de ces exploitation est ensuite comparé à un objectif préalablement fixé (REH_{obj}). Les agriculteurs engagés dans les mesures d'aide « Grandes cultures et Elevage conventionnels » reçoivent un bonus financier (40 € par hectare de parcelle engagée dans l'AAC) si leur REH moyen est inférieur ou égal REH_{obj} . Les agriculteurs sont ainsi incités à trouver des solutions agronomiques permettant de réduire leur REH. Pour les y aider, Eau de Paris s'appuie sur les échanges d'expérience entre agriculteurs et sur l'accompagnement de conseillers agricoles locaux.

En 2020, 45 agriculteurs se sont engagés dans les mesures PSE proposées par Eau de Paris incluant un bonus Nitrate. Une première campagne de mesure de REH dans 279 parcelles a été menée en novembre 2020 chez ces agriculteurs. En 2021, des prélèvements ont été réalisés dans 477 parcelles réparties dans 75 exploitations agricoles.

Ces suivis ont permis de mettre en évidence le fait que certains agriculteurs ont des pratiques engendrant de faibles pertes hivernales de nitrate, donc compatibles avec la protection de l'eau. Il apparaît également que les obligations de moyens ciblant entre autres, la gestion de la fertilisation, ne sont pas en soi une garantie de faibles pertes de nitrate.

Une problématique Nitrate au niveau de captages d'Eau de Paris

Eau de Paris, entreprise publique en charge de la production, du transport et de la distribution de l'eau à la ville de Paris, se doit de délivrer une eau dont la teneur en nitrate est inférieure à la norme de potabilité fixée à 50 mg.L^{-1} . Le service *Protection de la ressource et biodiversité* intervient sur plusieurs AAC (figure 1) :

- sources de la Voulzie, du Durteint et du Dragon en centre Seine-et-Marne,
- sources de la Joie-Chaintréauville, Villeron et Villemer au sud Seine-et-Marne,
- sources de la Vigne et captages de Vert-en-Drouais à l'ouest de Dreux,
- sources de la Vallée de la Vanne à l'est de Sens.

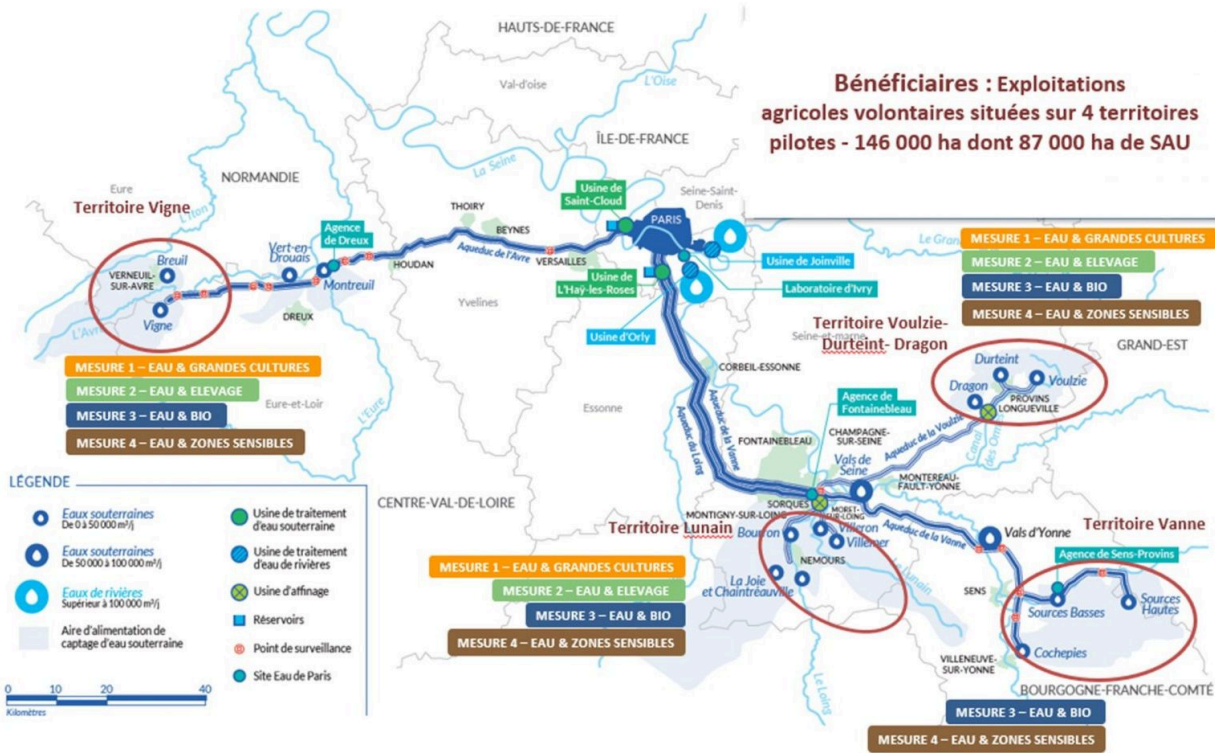


Figure 1. Schéma d'alimentation en eau de Paris et aires d'alimentation concernées par les PSE (mesures 1 à 4).

Plusieurs captages présentent en effet des concentrations en nitrate supérieures à la limite de qualité. La diversité du schéma d'approvisionnement permet jusqu'à maintenant de respecter cette norme sans avoir eu besoin de traitements de dénitrification en usine ; les eaux les plus concentrées en nitrate sont mélangées avec des eaux souterraines d'autres captages dont la teneur en nitrate est plus faible.

Afin d'améliorer la qualité des eaux brutes et ainsi de sécuriser l'approvisionnement sur le long terme, Eau de Paris s'appuie sur une stratégie de protection de la ressource en eau : sur chaque AAC, un accompagnement technique et financier est proposé aux agriculteurs pour construire des systèmes agricoles limitant les pertes de nitrate et pesticides vers les eaux souterraines.

Accompagner les agriculteurs dans leur transition vers des systèmes qui protègent l'eau

Eau de Paris a mis en œuvre, dès les années 1990, des actions avec les agriculteurs : amélioration de la gestion de la fertilisation (dispositif FertiMieux), réduction des doses apportées (Mesures Agri-Environnementales), tout en effectuant des suivis du reliquat azoté dans le sol en entrée et sortie d'hiver sur un réseau de parcelles. Les suivis ont permis de mettre en évidence le fait que certains agriculteurs ont des pratiques engendrant de faibles pertes de nitrate hivernales, donc compatibles avec la protection de l'eau. Ce suivi a également mis en évidence que les obligations de moyens ciblant la gestion de la fertilisation ne sont pas en soi une garantie de faibles pertes de nitrate.

Depuis 2020, Eau de Paris propose un nouveau système d'appui financier aux agriculteurs actifs dans les AAC qu'elle gère. Ce dispositif est financé à hauteur de 80 % par l'Agence de l'Eau Seine Normandie, et à hauteur de 20 % par Eau de Paris. Il s'agit d'un PSE qui s'intègre à l'échelle de chaque territoire, dans une démarche globale d'accompagnement des agriculteurs vers un changement de pratiques agricoles favorable à la qualité de l'eau (conseil individuel, mise en réseau avec d'autres agriculteurs, appui au développement de filières, etc.). Quatre types de mesures sont proposées aux agriculteurs :

- Mesure 1 (M01) : Système grandes cultures économe en intrants
- Mesure 2 (M02) : Système de polyculture-élevage maximisant l'herbe
- Mesure 3 (M03) : Eau & Bio grandes cultures et élevage
- Mesure 4 (M04) : Eau & Zones sensibles (à combiner avec une des autres mesures)

Les principaux engagements du cahier des charges de ces mesures sont détaillés dans le tableau suivant (tableau 1).

Le PSE est proposé sur les zones d'action pilotes d'Eau de Paris (sud et centre Seine-et-Marne, Vallée de la Vanne en Bourgogne, sources de la Vigne en Normandie et Eure-et-Loir), soit environ 87 000 ha de surfaces agricoles (figure 1). Les systèmes agricoles majoritaires de ces territoires sont de type grandes cultures (blé (*Triticum aestivum*), orge (*Hordeum vulgare*), colza (*Brassica napus L.*), betterave (*Beta vulgaris*)), et polyculture-élevage bovin principalement en Normandie (tableau 2).

Tableau 1 : Contenu des cahiers des charges des mesures du PSE Eau de Paris.

Mesure		Contenu simplifié du cahier des charges
Mesure 1 (M01) : Système grandes cultures économe en intrants	Socle 190 €.ha ⁻¹	Minimum 20% de cultures de printemps dans l'assolement IFT ¹ herbicides maximum IFT hors herbicides maximum Maintien des prairies permanentes Accompagnement technique individuel Diagnostic des transferts à risques Transmission des pratiques, participation à l'animation de territoire
	Bonus 40 €.ha ⁻¹	Bonus Nitrates
Mesure 2 (M02) : Système de polyculture-élevage maximisant l'herbe	Socle 260 €.ha ⁻¹	Idem M01 (valeurs IFT différentes) Au moins 75% de prairies dans la Surface Fourragère Principale Maintien des prairies permanentes
	Bonus 40 €.ha ⁻¹	Bonus Nitrates
Mesure 3 (M03.1) : Eau & Bio grandes cultures	150 à 450 €.ha ⁻¹ selon la date de conversion	Respect du cahier des charges de l'agriculture biologique Au moins 20% de légumineuses pluriannuelles en période de conversion Bonne gestion de la fertilisation azotée organique Accompagnement technique individuel Maintien des prairies permanentes Diagnostic des transferts à risques Transmission des pratiques, participation à l'animation de territoire
Mesure 3 (M03.2) : Eau & Bio élevage	170 à 300 €.ha ⁻¹ selon la date de conversion	Idem M03.1 Au moins 80% de prairies dans la Surface Fourragère Principale
Mesure 4 (M04) : Eau & Zones sensibles	650 €.ha ⁻¹	Mise en place de couvert pérenne à vocation environnementale, avec une Obligation Réelle Environnementale

¹ IFT : Indice de Fréquence de Traitement phytosanitaire

Tableau 2 : Contexte agro-pédo-climatique des différentes aires d'alimentation de captages

Territoire	Systèmes agricoles	Principales cultures	Pluviométrie annuelle (moyenne 2007 – 2017)	Types de sols
AAC de la Vallée de la Vanne	Grandes cultures majoritaires. NB : Accompagnement Eau de Paris ciblé sur les exploitations biologiques	Colza, Blé, Orge d'hiver (territoire global) Exploitations biologiques : luzerne, blé, orge, lentille, féverole, pois, triticale, avoine, tournesol	779 mm (station La Forge)	Sols superficiels argilo-limoneux et limono-argileux voire argileux, avec un taux de pierrosité important
AAC de la Vallée du Lunain	Grandes cultures majoritaires Quelques petits élevages ovins/bovins allaitant	Colza, Betterave, Blé, Orge d'hiver, Orge de printemps	537 mm (station Villeron)	Côté Seine-et-Marne : sols argilo-calcaires de profondeurs variables (30 à 70 cm) Côté Yonne : limons argileux hydromorphes, drainés
AAC de la Vigne	Polyculture-élevage bovin (laitier et allaitant) Grandes cultures	Colza, Blé, Orge d'hiver, Prairies	680 mm (station Rueil-la-Gadelière)	Limons battants hydromorphes (profondeur entre 40 et 80 cm) et sol caillouteux sains peu profonds (40 à 60 cm)
AAC Voulzie-Durteint-Dragon	Grandes cultures majoritaires	Betterave, colza, blé, orge d'hiver, orge de printemps, maïs, et un peu de pomme de terre	742 mm (station Saint Léonard)	Majoritairement sols limono-argileux profonds et limons moyens profonds

Un bonus financier pour inciter les agriculteurs à réduire les valeurs de REH

Pour inciter les agriculteurs à travailler sur la réduction des pertes hivernales de nitrate dans leurs parcelles, Eau de Paris a choisi de se baser sur un indicateur de résultat, le REH défini comme la teneur en azote minéral¹ du sol au moment où la réserve utile en eau des sols est pleine, juste avant le début de la période de drainage.

Pour limiter la teneur en nitrate aux sources, Eau de Paris a fixé comme objectif de ne pas dépasser 50 mg.L^{-1} de nitrate dans l'eau qui s'infiltré sous les parcelles agricoles. Sur la base du modèle de Burns, des données climatiques moyennes entre 2007 et 2017 (pluie et évapotranspiration réelle) et de données pédologiques disponibles, cet objectif de concentration en nitrate a pu être traduit en différentes valeurs objectifs de REH sur chaque territoire (calcul sur la base d'un sol « moyen » représentatif du territoire). Les valeurs de REH « objectif » obtenues étant toutes comprises entre 40 et $55 \text{ kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$, il a été décidé de fixer un seul objectif de $50 \text{ kg N}_{\text{min}}.\text{ha}^{-1}$ (REH_{obj}) pour tous les territoires, par souci de simplification et de lisibilité auprès des agriculteurs.

Chaque année, des prélèvements sont réalisés sur des parcelles représentatives des différentes successions de culture de chaque exploitation (culture précédente – interculture – culture suivante). Ensuite, un calcul du reliquat moyen de chaque exploitation, pondéré par la surface de chaque culture, est effectué et comparé au REH_{obj} . Le but est d'évaluer l'impact moyen de chaque exploitation en termes de risque de pertes de nitrate sur l'AAC.

Les agriculteurs engagés dans les mesures d'aide M01 et M02 (tableau 1) reçoivent un « bonus » financier de $40 \text{ €}.\text{ha}^{-1}$ pour les parcelles engagées dans l'AAC si leur REH est inférieur ou égal au REH_{obj} . Ce montant a été jugé suffisamment attractif pour motiver des changements de pratiques tels que l'implantation plus massive de couverts en interculture. Ce montant a aussi été fixé de manière à conserver une cohérence entre les différentes mesures d'aides : les montants sont de plus en plus incitatifs en fonction du niveau d'ambition de la mesure.

Fixer un bonus en fonction d'un objectif de résultat permet de laisser les agriculteurs libres des moyens/techniques à mettre en œuvre sur leur exploitation pour faire diminuer les REH.

Ce bonus ne concerne pas la mesure d'aide dédiée à l'agriculture biologique, mais la valeur objectif est reprise dans le cadre d'un accompagnement spécifique azote obligatoire. Les agriculteurs concernés sont ainsi incités à trouver des solutions agronomiques permettant de réduire leur REH. Pour les y aider, Eau de Paris s'appuie sur les échanges entre agriculteurs et sur l'accompagnement par des conseillers agricoles locaux financés dans le cadre du régime d'aide.

1. Eau de Paris prend en compte la teneur en azote minéral sous forme nitrique (ion nitrate) et en partie sous forme ammoniacale – susceptible d'être transformée en nitrate : seul l'azote ammoniacal du premier horizon est pris en compte, avec un plafond à $20 \text{ kg N-NH}_4^+.\text{ha}^{-1}$. Un facteur correctif lié à la pierrosité des sols est également pris en compte.

Méthodologie des campagnes de mesures du REH

Chaque année, durant l'été, les chargés de mission *Agriculture et Territoire* d'Eau de Paris choisissent les parcelles sur lesquelles seront réalisés des prélèvements de sol, sur base des successions de culture sur chaque parcelle (culture récoltée et culture à venir). Les points de prélèvement dans chaque parcelle sont géoréférencés sur une carte et validés avec chaque agriculteur pour que le point choisi corresponde à une zone représentative de la parcelle.

Une attention particulière est portée sur les conditions de réalisation des prélèvements. Il est en effet essentiel que les agriculteurs aient confiance dans le dispositif de mesure, d'autant plus quand les résultats ont des implications financières.

Dans le cadre de leur prestation avec Eau de Paris, les préleveurs sont tenus de réaliser au moins 12 prélèvements de sol dans un cercle autour du point GPS fixé au préalable par Eau de Paris. Ces prélèvements doivent être réalisés avant que la période de drainage n'ait commencé et sur une période limitée afin qu'il n'y ait pas trop d'écart de dates entre le premier et dernier prélèvement. En pratique, les dates de déclenchement des prélèvements sont fixées à partir :

- du suivi de la pluviométrie,
- des échanges avec des partenaires de Eau de Paris compétents dans le suivi du remplissage des réserves utiles en eau des sols et
- du suivi sur le terrain de l'humidité du sol dans quelques parcelles à partir de mi-septembre.

Dans les cas où un résultat d'analyse présente un taux d'azote ammoniacal particulièrement élevé (susceptible d'indiquer une mauvaise conservation de l'échantillon ou la présence de matière organique fraîche sur le sol lors de l'échantillonnage), un nouveau prélèvement est effectué dans la parcelle concernée. En fonction des résultats, soit la mesure initiale soit la contre-mesure est conservée pour le calcul du reliquat moyen de l'exploitation.

Résultats des trois premières campagnes de mesures du REH

Une première campagne de mesures de REH a été réalisée en novembre 2019, uniquement sur les AAC de la Vanne et du Lunain, pour tester cette méthodologie. Des prélèvements ont été effectués dans 92 parcelles.

En novembre 2020, 279 parcelles ont été suivies dans 45 exploitations agricoles réparties sur l'ensemble des territoires où un PSE était proposé.

En novembre 2021, des mesures de REH ont été réalisées dans 477 parcelles, chez 75 agriculteurs. Il s'agit principalement d'agriculteurs engagés en PSE mais aussi d'agriculteurs non encore engagés et intéressés par la question des pertes de nitrate.

En 2021, hormis quelques prélèvements plus tardifs sur des parcelles de maïs (*Zea mays*), les prélèvements de terre ont été réalisés la première semaine de novembre au cours d'une période restreinte (entre 4 et 7

jours selon les territoires), avec peu de pluie, ce qui a permis de limiter les biais liés aux écarts de dates de prélèvement.

Les quatre territoires suivis présentent des différences importantes en termes de climat, sol et systèmes de culture (tableau 1), qui se reflètent dans les résultats de REH mesurés ces trois dernières années. Comme le met en évidence la figure 2, l'AAC de la Vallée de la Vanne est le territoire dont les valeurs de REH sont les plus basses et l'AAC de la Vigne est celui dont elles sont les plus élevées.

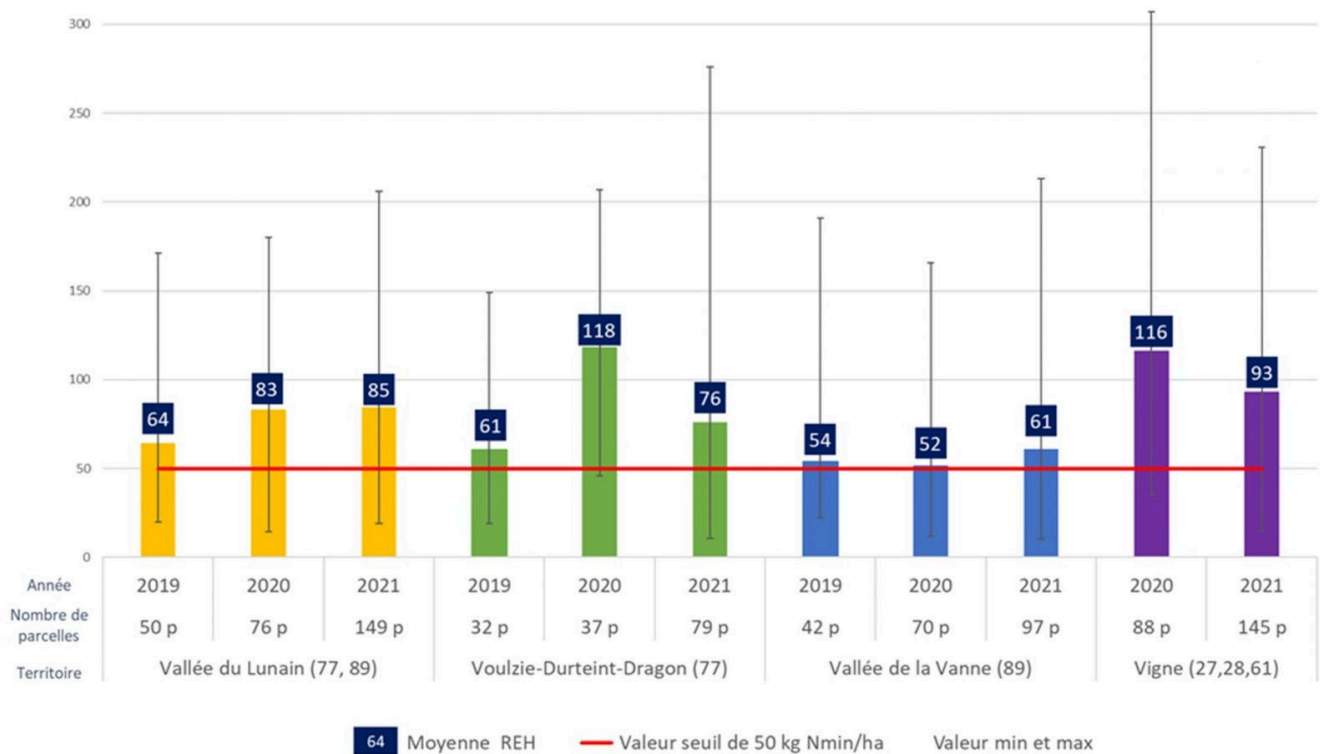


Figure 2. REH (kg N_{min}.ha⁻¹) moyens par territoire et par année.

Les résultats REH peuvent être interprétés sous l'angle des successions de culture (couple culture précédente – interculture – culture suivante). En 2021, les valeurs obtenues pour les différentes successions de cultures (figure 3) confirment des tendances déjà étayées par la bibliographie (Beillouin, 2017 ; Comifer, 2002) :

- la culture du colza valorise bien l'azote, quelle que soit la culture précédente, ce qui permet d'obtenir des REH faibles. Ce constat est toutefois plus nuancé sur l'AAC de la Vigne où les REH sont relativement élevées (échecs de levées de colza sur certaines parcelles ayant entraîné de très forts REH) ;
- la betterave est un précédent qui laisse peu d'azote minéral dans le sol à l'automne ;
- la succession légumineuses ou prairies ⇒ culture d'hiver (hors colza) est la plus problématique en termes de REH ;

- un précédent maïs avant une céréale d'hiver conduit à des REH généralement importants ;
- les successions de deux céréales d'hiver conduisent à des REH généralement élevés ;
- les prairies ou légumineuses en place depuis un an ou deux conduisent à des REH relativement élevés et plus particulièrement sur l'AAC de la Vigne.

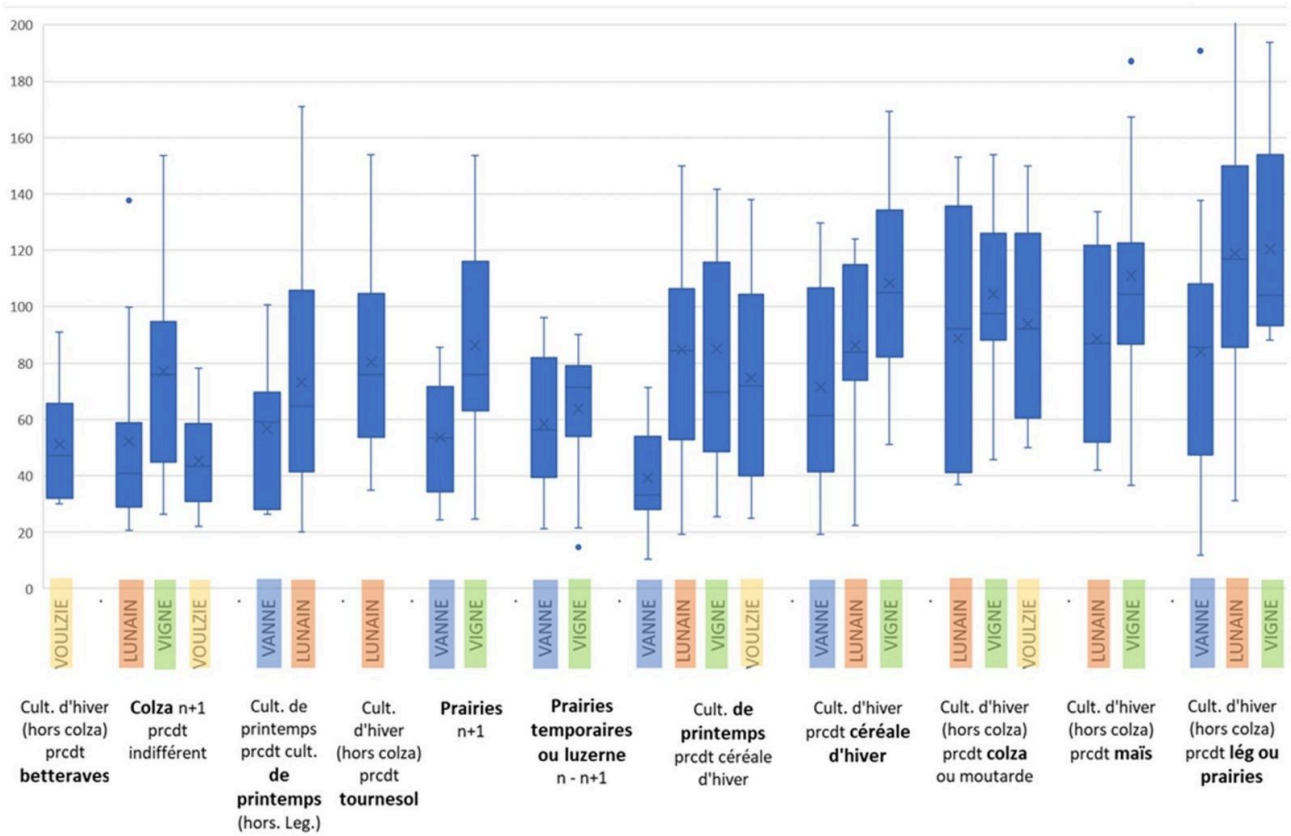


Figure 3. REH (kg N_{min}.ha⁻¹) par succession de culture précédent-suivant pour chaque territoire.

En 2020 et 2021, des pesées de biomasse de couverts d'interculture ont été réalisées dans une vingtaine de parcelles fin octobre, sur les territoires Voulzie–Durteint-Dragon et Vallée du Lunain. La quantité d'azote piégée par les couverts a été estimée via la méthode MERCI². Comme le montre la figure 4, la majorité des parcelles présentant des REH élevés en 2021 coïncide avec une faible absorption d'azote par les couverts. La figure 4 illustre aussi qu'un faible développement des couverts n'est pas forcément synonyme de REH élevés : dans ces cas, c'est peut-être une faible disponibilité en azote qui explique le faible développement des couverts.

2. Méthode MERCI : Méthode d'Estimation des Restitutions par les Cultures Intermédiaires, développée en 2010 par la Chambre Régionale d'Agriculture Nouvelle-Aquitaine (<https://methode-merci.fr>)

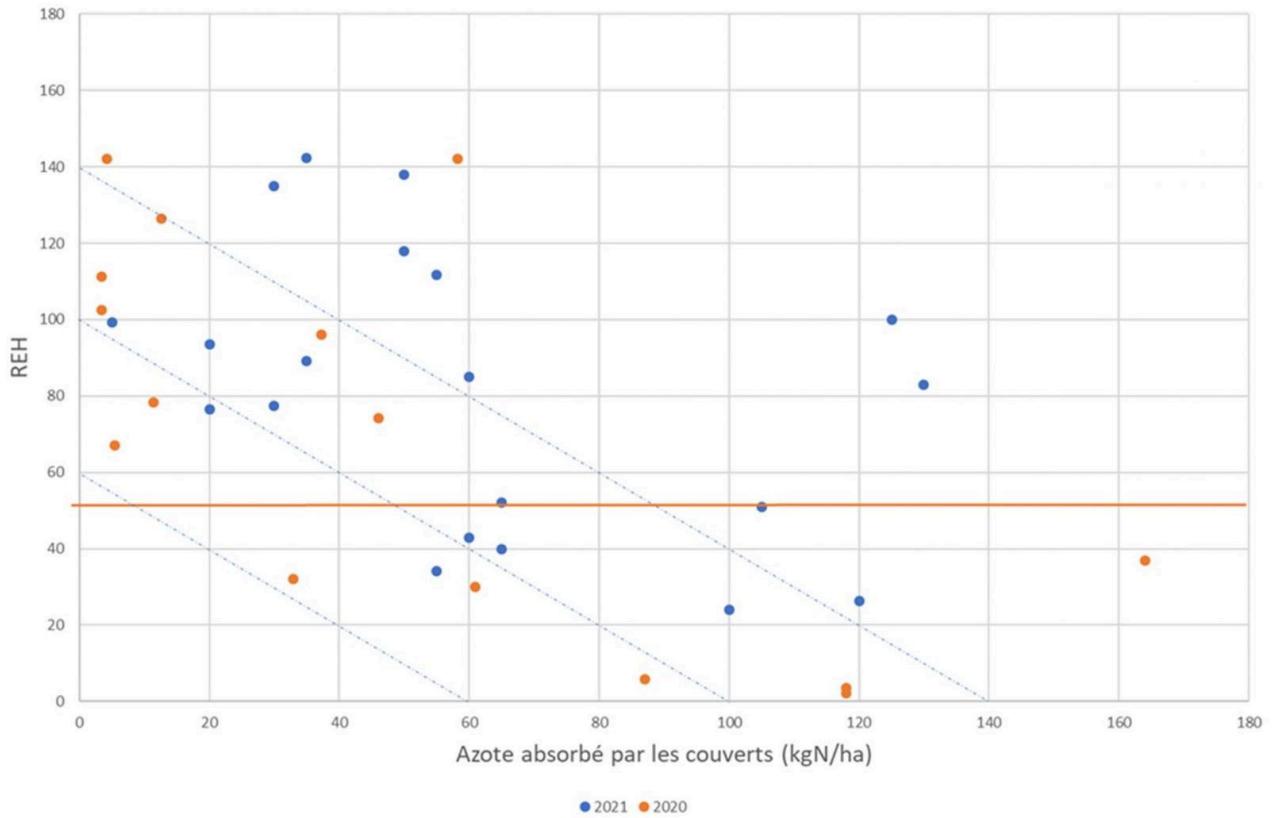


Figure 4. REH ($\text{kg N}_{\text{min}}\cdot\text{ha}^{-1}$) et quantité d'azote piégée par les couverts en 2020 et 2021.

Afin d'évaluer l'effet « agriculteur » sur les résultats REH, il est intéressant de se pencher sur les valeurs de reliquats moyens de chaque exploitation pondérées par la surface de chaque culture (figure 5).

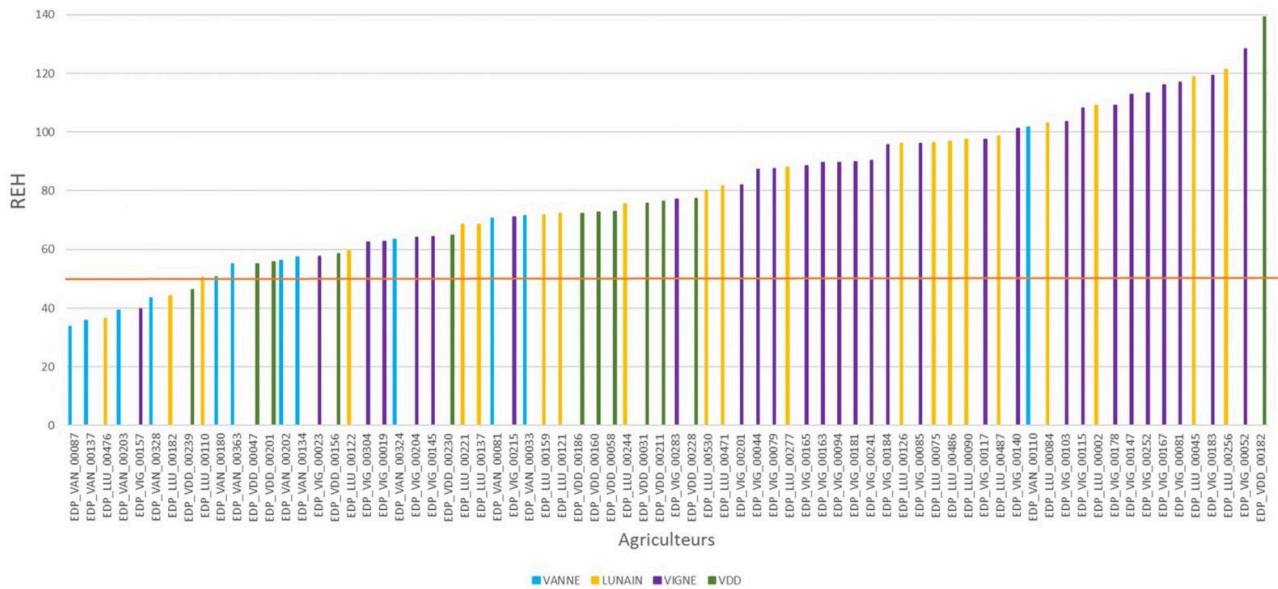


Figure 5. REH (kg N_{min}.ha⁻¹) moyens par exploitation en 2021.

En 2021, très peu d'agriculteurs ont obtenu un REH moyen inférieur au REH_{obj} fixé à 50 kg N_{min}.ha⁻¹. Par ailleurs, comme l'illustre la figure 5, il existe de très forts écarts entre exploitations.

L'étude menée par Benoit M. (2014) avait mis en évidence, pour le groupe d'exploitations étudié, la bonne performance des systèmes en agriculture biologique (par rapport à l'agriculture dite conventionnelle) vis-à-vis des pertes de nitrate : la concentration sous-racinaire est en moyenne inférieure de 29 %. Dans le cadre des suivis REH menés par Eau de Paris, une très grande variabilité de résultats a été constatée au sein des exploitations en agriculture biologique, probablement liée aux différences pédologiques et à la diversité des pratiques observées :

- apports ou non de matières organiques,
- présence ou non de couverts d'interculture,
- fréquence de retour des légumineuses,
- travail du sol plus ou moins fréquent,
- part de cultures laissant de forts REH.

Avec « seulement » trois années de recul, il est prématuré de juger de la performance (en terme de limitation des pertes de nitrate) des différents systèmes de culture dans les AAC suivies. Dans un premier temps, des facteurs d'explication des résultats sont recherchés au cours d'échanges individuels avec chaque agriculteur. Ceux-ci participent volontiers à ces échanges et manifestent une curiosité pour interpréter les résultats. Généralement, les REH élevés sont expliqués par un mauvais rendement de la culture récoltée, une absence de couvert d'interculture, une culture précédente de type légumineuse, etc. Il reste néanmoins de nombreuses inconnues et certains résultats demeurent surprenants. Beaucoup d'agriculteurs sont encore sceptiques quant à la fiabilité des mesures de REH et peu convaincus de l'impact de leurs pratiques sur le REH, au regard de l'effet du climat et des caractéristiques intrinsèques de leurs sols.

Par conséquent, même si c'est l'objet de l'accompagnement technique individuel des agriculteurs (réalisé par des conseillers de structures prestataires ou partenaires financées par Eau de Paris), il n'est pas toujours aisé de définir avec les agriculteurs des axes d'actions permettant de réduire les valeurs de REH. En outre, certaines actions préconisées telles que l'implantation de couverts végétaux peuvent se trouver en contradiction avec des actions nécessaires à la maîtrise des adventices (faux-semis notamment).

Des modifications de pratiques sont néanmoins observées chez certains agriculteurs engagés dans le PSE : utilisation de la méthode APPI-N³, réduction des doses d'engrais apportées, avancement de la période de semis des couverts en interculture. Il semble que la majorité des agriculteurs nouvellement engagés dans nos PSE se soient focalisés en premier lieu sur la gestion des herbicides, qui constitue pour eux la principale difficulté du cahier des charges (tableau 1). L'espoir de voir se matérialiser plus de modifications des pratiques agricoles pour répondre à l'enjeu nitrate est attendu dans les prochaines campagnes de mesures REH, l'accompagnement technique mis en place commençant à porter ses fruits. En outre, Eau de Paris envisage des adaptations du bonus Nitrate (montant, objectif) afin de le rendre plus efficace.

Perspectives

Au cours de l'année 2022, il est prévu de modéliser les pertes d'azote à l'aide du modèle Syst'N® (Parnaudeau et al., 2012), dans différents systèmes de culture associés à différents contextes pédoclimatiques rencontrés sur les AAC d'Eau de Paris. Les objectifs de ce travail sont de :

- mieux hiérarchiser les différents facteurs influençant la teneur en azote minéral dans le sol ;
- distinguer l'effet des contextes pédoclimatiques et des pratiques agricoles et
- estimer les concentrations en nitrate de l'eau lixiviée sous chaque système de culture.

Les REH mesurés dans les parcelles seront utilisés pour caler ce modèle. Une fois les systèmes de culture paramétrés, différentes simulations de changements de pratiques seront effectuées, en associant au maximum les agriculteurs concernés.

Bibliographie

Benoit M., 2014. *Les fuites d'azote en grandes cultures céréalières: lixiviation et émissions atmosphériques dans des systèmes biologiques et conventionnels du bassin de la Seine (France)*. France, Paris VI: Université Pierre et Marie Curie.

Beillouin D., Schneider A., Carrouée B., Flenet F., Champolivier L., Cohan J.-P., Jeuffroy M.-H., 2017. Risques de pertes de nitrate par lixiviation à court et moyen terme dans les rotations céréalières incluant du pois ou du colza. *Innovations Agronomiques*, 60 1-18. <https://doi.org/10.15454/1.513851030858317E12>.

3. <https://www6.versailles-grignon.inrae.fr/agronomie/Productions/Outils-et-modeles/Appi-N>

Comifer, Groupe Azote. 2002. Lessivage des nitrates en systèmes de cultures annuelles. Diagnostic du risque et propositions de gestion de l'interculture. Comifer. https://comifer.asso.fr/images/fichiers/Comifer_2002_interculture.pdf

Parnaudeau V., Reau R., Dubrulle P. 2012. Un outil d'évaluation des fuites d'azote vers l'environnement à l'échelle du système de culture : le logiciel Syst'N. *Innovations Agronomiques*, 21, 59-70.

About the Author

Florine Nataf
EAU DE PARIS

Synthèse des échanges sur la thématique

La dernière session était dédiée aux retours d'expérience sur des dispositifs de paiements pour services environnementaux à partir du REH comme indicateur. Cette session a suscité beaucoup de questions et d'intérêt chez les participants.

Un élément majeur ressort des discussions : la lourdeur et complexité administrative associées à ces dispositifs. Une soixantaine de jours de travail du bureau d'étude Ecodécision a été nécessaire pour accompagner la collectivité dans l'établissement du PSE. Il a fallu un an et demi à Eau de Paris pour faire adopter son dispositif PSE à la Commission européenne. Un découragement des agriculteurs et des porteurs de projet s'est fait ressentir sur les territoires concernés.

Le cahier des charges du régime d'aide notifié par le Ministère de la Transition Énergétique doit être revu, simplifié et adapté à l'indicateur REH. Pour contourner le cadre jugé trop stricte et inadapté au REH, Eau de Paris a développé son propre système de paiement, lui permettant aussi de reprendre la main sur les mesures proposées aux agriculteurs suivis et de maîtriser le process de paiement. L'instruction et le suivi du paiement se fait par un outil développé par Eau de Paris.

Les objectifs de résultats ont été établis par modélisation empirique simple (modèle de Burns) et arrondis pour être plus lisibles et simples à retenir. Face à l'incertitude associée à l'objectif de résultat, une souplesse dans la notation, via un barème linéaire, a été proposée sur l'un des dispositifs pour éviter que l'agriculteur n'ait pas d'aide s'il se trouvait légèrement au dessus de l'objectif. La variabilité interannuelle du REH n'impacte pas l'agriculteur car l'objectif de qualité de l'eau doit être atteint en cinq ans (les paiements sont d'ailleurs reçus au bout de cinq ans), cela permet une bonne représentation de la rotation. L'existence d'un bonus collectif permet par ailleurs une certaine compensation des valeurs à l'échelle du territoire.

Les montants ne sont pas toujours incitatifs, mais les PSE doivent être vus comme un soutien économique pour tester des actions, permettant de lever le frein d'un coût de mise en place d'actions vertueuses. Il s'agit d'un outil complémentaire à l'accompagnement technique mais qui ne permet pas de mobiliser les agriculteurs collectivement (les PSE restent un dispositif de soutien individuel).

Un certain nombre de questions restent en suspens. Quelles possibilités de pérennisation sans aides des agences de l'eau ? Comment permettre un bonus de fin de contrat si une progression est observée au bout de cinq ans (incompatible avec le régime d'aide national bien que souhaité par les parties prenantes) ? Comment être plus homogène dans les profondeurs de couches prélevées pour plus d'équité entre agriculteurs et de fiabilité des résultats ? Comment prendre en compte l'ammonium dans l'analyse des résultats ?

CHAPITRE 7. ANALYSE ET SYNTHÈSE

Analyse transversale des usages du RDD dans des dispositifs territoriaux visant la reconquête de la qualité de l'eau

MARION DELESALLE ET VIRGINIE PARNAUDEAU

Introduction

Conséquence de l'intensification de l'agriculture après la deuxième guerre mondiale et notamment, de l'augmentation de l'usage des engrais azotés de synthèse, les teneurs en nitrate des aquifères ont augmenté jusqu'à atteindre des niveaux qui engendrent des impacts importants sur l'environnement et la santé.

En 1991, l'Europe a mis en place la Directive Nitrates (91/676/CEE) dans l'objectif de réduire la pollution des eaux par le nitrate et l'eutrophisation issues des activités agricoles, et de prévenir l'extension de ces pollutions.

Certaines améliorations peuvent s'observer, par exemple en France, où depuis 2010 la concentration en nitrate dans les eaux a diminué sur près de la moitié de l'hexagone. Cependant, la situation s'est détériorée sur un quart du territoire français (Ministère de la Transition Écologique, 2019). Ces pollutions restent donc encore problématiques aujourd'hui.

En Europe, zone climatique de lixiviation hivernale du nitrate, un déterminant important de cette lixiviation est la quantité d'azote nitrique présente dans le sol au moment où le drainage démarre : le reliquat début drainage (RDD) (aussi appelé azote potentiellement lessivable (APL) en Wallonie ou reliquat entrée hiver (REH)). Même si le RDD ne permet pas de traduire une réponse des pratiques agricoles directement sur la qualité de l'eau des aquifères, il présente le grand intérêt de fournir un résultat intermédiaire, correspondant à l'impact des pratiques d'une année et des arrières-effets des années précédentes sur la quantité de nitrate qui est susceptible d'être lixivié durant l'hiver qui suit la mesure du RDD. Il fournit donc une information annuelle corrélée à un résultat sur la qualité de l'eau qu'on ne peut pas obtenir à cette échéance.

En Wallonie, les pouvoirs publics ont mis en place dans le cadre du deuxième Programme de Gestion Durable de l'azote (PGDA) en 2007, avec Gembloux Agro-Bio Tech (Université de Liège) et Earth and Life Institute (Université catholique de Louvain), un dispositif réglementaire fondé notamment sur l'utilisation de l'APL, qui s'est accompagné de la mise en place d'une offre de services d'encadrement et de sensibilisation des agriculteurs avec la Structure PROTECT'eau (Vandenberghe, 2010 ; Wouez, 2022).

En France, plusieurs dispositifs ont été mis en place dès les années 1990 à des fins de recherche : pour comprendre les processus de lixiviation et leurs déterminants, tester l'effet de pratiques agricoles ou évaluer des modèles. La mesure du RDD a également été mise en place dans différents dispositifs, qu'ils soient à visées d'observation, réglementaires, incitatifs ou pédagogiques. Ce fut le cas notamment dans l'Yonne, au sein du captage de Briennon-sur-Armançon en 2011, où les RDD ont servi de pivot à la gestion dynamique du plan d'action visant à diminuer la teneur en nitrate au captage au-dessous de $37 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ (Paravano

et al., 2016). Dans le cadre d'une étude sur l'évaluation des démarches de protection de l'eau fondées sur des objectifs de résultats en matière de fuites d'azote, Morel (2020) a recensé et évalué les dispositifs mobilisant des RDD avec 13 critères, pour en tirer des préconisations pour le futur Programme d'Actions National nitrate (PAN). Ses résultats ainsi que les retours d'expérience captés dans des groupes de travail divers (ex. groupe de travail REH/APL du RMT Bouclage, groupe de travail du Plan de lutte contre les algues vertes) ou lors d'échanges informels, font état de dispositifs conduits différemment, avec des objectifs et des résultats divers, dont l'acceptation par les agriculteurs est variable et qui font parfois l'objet de défiance de la part de différents acteurs. Ces réflexions nous ont conduit à nous interroger sur les usages du RDD, en saisissant l'opportunité du séminaire REH/APL pendant lequel la majorité des dispositifs français et wallons sont présentés, pour réaliser une analyse des usages de ce reliquat.

Les RDD sont notamment mis en œuvre dans une diversité de cadres d'actions visant la reconquête de la qualité de l'eau ; cette mise en œuvre recouvre différents objectifs et produit des résultats variables en termes de qualité de l'eau et de dynamique agricole locale. Plusieurs hypothèses sous-tendent le travail rapporté dans le présent article :

1. les usages des RDD sont multiples et vont au-delà de l'objectif d'amélioration de la qualité de l'eau pour lesquels ils sont initialement conçus,
2. il existe des propriétés spécifiques aux dispositifs mobilisant les RDD qui conduisent à des résultats en termes de qualité de l'eau et d'évolution de l'agriculture,
3. les résultats dépendent de l'implication de différents acteurs.

Du point de vue méthodologique, nous avons supposé que certains facteurs, clés de réussite et freins au déploiement du RDD, peuvent émerger des retours d'expérience des dispositifs RDD existants.

Ce travail a pour objectif :

- un partage d'expérience et la description des différents usages du RDD qui pourraient fournir aux futurs usagers du RDD une analyse transversale de ces usages et des grands traits qui s'en dégagent ;
- décrire et analyser les caractéristiques et propriétés des dispositifs en fonction des usages qui sont faits des RDD et
- pour chacun des usages identifiés, faire émerger les clés de réussite et points de vigilance pour les acteurs des dispositifs RDD.

Dans cet article, nous parlerons de "dispositif RDD" pour désigner l'ensemble des mesures de RDD réalisées et organisées sur un territoire pour un usage particulier.

Matériel et méthodes

Description des dispositifs enquêtés

Les retours d'expérience structurant le séminaire REH/APL sont représentés pour la plupart par des membres du groupe de travail REH/APL au sein du RMT Bouclage¹ ; pour les autres, ce sont des contacts fournis par certains membres parce que porteurs également d'une expérience marquante autour du RDD. Parmi les 20 retours d'expérience représentés lors du séminaire, 12 dispositifs mobilisant le RDD ont été analysés dans le cadre de cette étude ; en plus de deux autres dispositifs dont les représentants n'ont pas plus participé au séminaire. Ces 14 dispositifs mobilisant le RDD correspondent aux retours d'expérience qui relèvent d'un usage du RDD s'inscrivant dans un dispositif territorial fondé sur des actions visant à la reconquête de la qualité de l'eau.

Ces 14 dispositifs prennent racine dans des programmes, projets ou plans d'actions différents :

- huit sont issus de programmes d'actions de bassins d'alimentation de captage (BAC) Grenelle dont trois des dispositifs entrent dans le cadre de programmes de recherche (pour la plupart en complément ou en réponse au programme d'actions BAC) ;
- les deux usagers du RDD wallons enquêtés s'insèrent dans un cadre réglementaire pour contrôler les efforts fournis par les agriculteurs dans la protection de la qualité de l'eau (intégré dans le PGDA) ;
- deux dispositifs prennent leur origine dans des systèmes d'aide financière incitative, des Paiements pour Services Environnementaux (PSE) et
- deux proviennent de dispositifs territoriaux spécifiques, le plan de lutte contre les algues vertes (PLAV) en Bretagne et l'Objectif Reconquête de la Qualité de l'eau (ORQUE) dans le bassin hydrographique Artois-Picardie.

Ces cadres sont pour la plupart réglementaires, mais l'implication dans les dispositifs RDD est pour les agriculteurs de différentes natures :

- obligatoire pouvant donner lieu à sanction,
- obligatoire sans sanction,
- facultatif avec échantillon ciblé d'agriculteurs par les animateurs en fonction des systèmes de culture,
- facultatif avec engagement volontaire (plus ou moins actif) des agriculteurs ou
- facultatif avec incitation financière.

Les dispositifs enquêtés sont principalement localisés dans la moitié nord de la France (figure 1).

1. <http://www.rmt-fertilisationetenvironnement.org/moodle/>



Figure 1. Localisation des dispositifs RDD interrogés. (AAC : Aire d’Alimentation de Captage, CRAB : Chambre régionale d’agriculture de Bretagne, CA : Chambre d’agriculture).

Neuf des quatorze personnes interrogées pilotent (ou co-pilote pour l’une d’entre elles) le dispositif RDD analysé. Les cinq autres personnes interrogées sont issues d’organismes de recherche ou travaillent dans des structures d’accompagnement ou des bureaux d’études, accompagnants ou prestataires des pilotes des dispositifs. Ces personnes sont ou étaient en charge des mesures et/ou traitements des RDD dans les dispositifs.

Ces dispositifs RDD se distinguent par leur taille (entre quelques hectares jusqu’à plus de 10 000 ha), par le nombre de parcelles prélevées (de 4 à plus de 1000), ou encore, par le nombre d’agriculteurs suivis (de 3 à plus de 500) (tableau 1).

Tableau 1 : Description factuelle des dispositifs RDD enquêtés. AAC : Aire d’Alimentation de Captage, Bett : betterave sucrière, BPA : Bonnes Pratiques Agricoles, CA : Chambre d’Agriculture, CRA : Chambre Régionale d’Agriculture, CIPAN : Culture Intermédiaire Piège à Nitrate, DRAAF : Direction Régionale de l’Alimentation, de l’Agriculture et de la forêt, ha : hectare, ITK : Itinéraire technique et cultural, Nabs : azote absorbé, PdT : Pomme de terre, RPG : Registre Parcellaire Graphique, RPR : Reliquat Post Récolte, RSH : Reliquat Sortie Hiver, SCOP : Surface en Céréales, Oléa-Protéagineux.

Personne interrogée	Christophe Vandenberghe	Dimitri Wouez	Marine Gratecap	Julien Gaillard	Vincent Perrin	Nicolas Beaudouin
Dispositif RDD	Lysimètre, outil d'évaluation de l'APL	Accompagnement associé aux contrôles APL	Accompagnement à partir d'objectifs de résultats dont le RDD	Outil d'animation central du contrat AZUR (Gaillard, 2022)	Observatoire de reliquats	Utilisation du RDD pour caler des modèles
Fonction	Chercheur	Directeur	Ex animatrice captage	Conseiller, référent azote	Animateur protection captages d'eau	Chercheur
Structure	Université Gembloux	Protect'eau	SERPN (maintenant CERESCO)	CA Aisne	Agglo de Compiègne	INRAE
Pilote du dispositif	Université Gembloux	Administration wallonne	SERPN (syndicat d'eau)	CA Aisne	Agglo de Compiègne	Chambre d'agri-culture-INRAE
Types d'agriculture	Agriculture intensive sur 3/4 parcelles: Bett, Pdt, légumes, céréales + irrigation	Prairies à l'ouest (90-95 %) ; grandes cultures à l'est	Cultures SCOP et industrielles (Bett, PdT, lin)	Cultures SCOP et Bett + maïs fourrage en zones d'élevage	Céréales et cultures industrielles (Bett, PdT) ; très peu d'élevage	Grandes cultures conventionnelles (BPA)
Types de sol	Limon profond, craie en profondeur (20 m)	Hétérogènes, caillouteux dans le sud	Limon profond	Essentiellement limons, plus ou moins hydro-morphes, craie par endroit	Limons (60 %) et craie avec failles (25 %)	Très hétérogènes

Climat	Océanique	Océanique (760 mm.an ⁻¹ ; 11 °C)	Océanique à océanique dégradé	Océanique dégradé (646 mm.an ⁻¹ ; 12°C)	Océanique dégradé	Océanique dégradé
Taille du dispositif	< 500 ha (quelques ha suivis)	> 100 000 ha (730 000 ha de SAU en Wallonie)	Entre 1 000 et 2 000 ha (≈ 2 000 ha)	> 20 000 ha (plusieurs AAC de 51 à 8 940 ha)	> 20 000 ha (2 AAC : 24 600 ha)	< 500 ha (145 ha)
Nombre de parcelles prélevées/an	4	1 500	≈ 100 (évolution)	≈ 180	De 120 à 170	21
Nombre d'agriculteurs concernés	3	500	50	≈ 180	De 99 à 120	3
Autres infos ou mesures collectées	ITK	Précédent, CIPAN (oui/non), culture suivante	RSH + Nabs via pesée de biomasse	RSH + ITK (précédent, CIPAN, suivant)	RSH jusqu'en 2020	RSH, RPR, cultures principales et intermédiaires
Objectif de résultat chiffré	/	Non, comparaison à des parcelles de références	37,5 mg N-NO ₃ .l ⁻¹ au captage, soit un RDD de 60 kg N-NO ₃ .ha ⁻¹	Un objectif de RDD par AAC	37,5 mg N-NO ₃ .l ⁻¹ au captage, soit un RDD de 45 kg N-NO ₃ .ha ⁻¹	50 mg.l ⁻¹ puis 25 mg.l ⁻¹
Restitution individuelle	/	Echange individuel conseiller Protect'eau - agriculteur	Échanges individuels	Fiche de synthèse avec divers indicateurs	Fiche de synthèse réalisée et envoyée par le bureau d'étude	Pas aux agriculteurs ; rapport aux financeurs + colloques + articles
Restitution collective	Par l'Université Gembloux, auprès de l'administration, en réunion	Par l'Université Gembloux, auprès des agriculteurs, en réunion	Par l'animatrice auprès des agriculteurs sous forme de tours de plaine et d'ateliers (gestion dynamique AAC)	Par le conseiller, auprès des agriculteurs sous forme de bilan collectif annuel	Pas de restitution collective	Par l'équipe de chercheurs auprès des agriculteurs sous forme de réunion à l'automne

Personne interrogée	Florine Nataf	Lison Delsalle	Mathilde Bonifazi	Rémy Ballot (complété par Maïder B. et Claire B.)	Daniel Hanocq	Raymond Reau
Dispositif RDD	PSE basés sur des objectifs de RDD	Outil d'animation	PSE basés sur des objectifs de RDD	Animation à partir d'objectifs de RDD (avec Co-click'eau)	RDD comme indicateur surfertilisation en Baies Algues Vertes	Accompagnement à partir d'objectifs de résultats dont le RDD
Fonction	Chargée de mission Agriculture et territoires	Animatrice captage	Chef de projet	Ingénieur de recherche	Ingénieur d'étude agronomie/sol	Ingénieur de Recherche INRAE
Structure	Eau de Paris	Mairie de Clamecy	Ecodécision	INRAE, UMR Agronomie	CRA Bretagne (CRAB)	INRAE
Pilote du dispositif	Eau de Paris	Mairie de Clamecy	SMG 35 (syndicat d'eau)	Eau17	DRAAF Bretagne	CA Yonne
Types d'agriculture	Grandes cultures (2 éleveurs) dont majorité en SCOP et Bett ; peu d'irrigation	Polyculture-élevage (bovin allaitant) et céréaliers	Bovin lait majoritairement	Grandes cultures ; 1/3 SAU irrigable ; quelques élevages avec un peu de prairies	Elevage +/- intensif + grandes cultures	SCOP + élevage hors sol (volaille, porc, veau en batterie)
Types de sol	Très hétérogènes ; hydro-morphes drainés	Argilo-calcaires superficiels, moyens et profonds	Limons à limons-sableux	Hétérogènes : tourbe, limons profonds, argilo-calcaires profonds	Limons sur schiste et granite moyen à profond	Profonds peu caillouteux (150 mm RU)
Climat	Océanique dégradé (500 mm.an ⁻¹)	Océanique dégradé à semi-continental (690 mm.an ⁻¹)	Océanique (entre 700 et 950 mm.an ⁻¹)	Océanique (700 mm.an ⁻¹)	Océanique (lame drainante entre 300 et 600 mm)	Océanique dégradé
Taille du dispositif	> 20 000 ha (23 000 ha)	< 500 ha (220 à 500 ha)	Entre 1000 et 2000 ha (plusieurs AAC de 84 et 215 ha)	> 20 000 ha (20 000 ha)	> 100 000 (190 000 ha)	Entre 1 000 et 2 000 ha (≈ 1700 ha de SAU)
Nombre de parcelles prélevées/an	150	100	De 20 à 70 (selon AAC)	200	1 500 (jusqu'à 8 000)	100
Nombre d'agriculteurs concernés	21	35	22 (pré-engagés dans le PSE)	47	500 (jusqu'à 2 500)	≈ 25
Autres infos ou mesures collectées	ITK + pesée biomasse couvert	RSH, pesée de biomasse couverts et colza, ITK	RPA + couverture des sols de l'exploitation	ITK ; RSH ; (enquêtes) ; assolement (RPG) ; assolement (satellites)	Évaluation visuelle des couverts + ITK	Pesée de biomasse des couverts et colza

Objectif de résultat chiffré	50 mg N-NO ₃ .l ⁻¹ au captage, soit RDD de 50 kg N.ha ⁻¹	RDD de 50 kg N.ha ⁻¹	RDD de 60 kg N.ha ⁻¹	Diminuer de 30 % les RDD de l'AAC par rapport à la situation initiale	Non, comparaison à des parcelles de références	37,5 mg N-NO ₃ .l ⁻¹ au captage soit un RDD objectif de 60 kg N.ha ⁻¹
Restitution individuelle	Fiche de synthèse	Courrier + point téléphonique (puis échange individuel)	Courrier avec résultats et notes PSE	Courrier	Résultat brut par le laboratoire + Note par l'administration ou la CRAB avec proposition de conseil individualisé	Dernier jour de janvier : chacun vient chercher ses résultats
Restitution collective	Pas de restitution collective (pour le moment)	Par l'animatrice auprès des agriculteurs et partenaires, sous forme de réunion, de rapport écrit et de synthèse	Pas de restitution collective (pour le moment)	Par le syndicat d'eau, auprès des agriculteurs et partenaires, sous forme de réunions techniques et flyers	Par la CRAB auprès du groupe de travail Algues vertes sous forme de réunion et de synthèse	Par l'animatrice auprès des agriculteurs en réunion fin février + par les agriculteurs auprès du comité de pilotage

Certains dispositifs ont déterminé des objectifs de RDD à ne pas dépasser (11/14), à partir de méthodes de détermination différentes, d'autres non (3/14). La majorité restitue individuellement les résultats de RDD (bruts ou accompagnés d'une interprétation) aux agriculteurs (11/14), soit uniquement par écrit (6/14), soit couplé à un entretien individuel (5/14). La majorité des dispositifs organise également des restitutions collectives des résultats de RDD (10/14) principalement sous forme de réunion annuelle (7/14), où au travers d'un accompagnement collectif plus participatif : ateliers, tours de plaines, etc. (3/14).

Entretiens et analyse des résultats

La méthodologie suivie pour analyser ces dispositifs est illustrée en figure 2.

Une grille d'entretien a tout d'abord permis de mettre en évidence l'ensemble des critères caractérisant un usage du RDD. Les questions posées rejoignent en partie les informations à recueillir dans un diagnostic des usages (Lefeuvre et al., 2020). Les familles de critères structurant cette grille sont synthétisées dans le tableau 2.

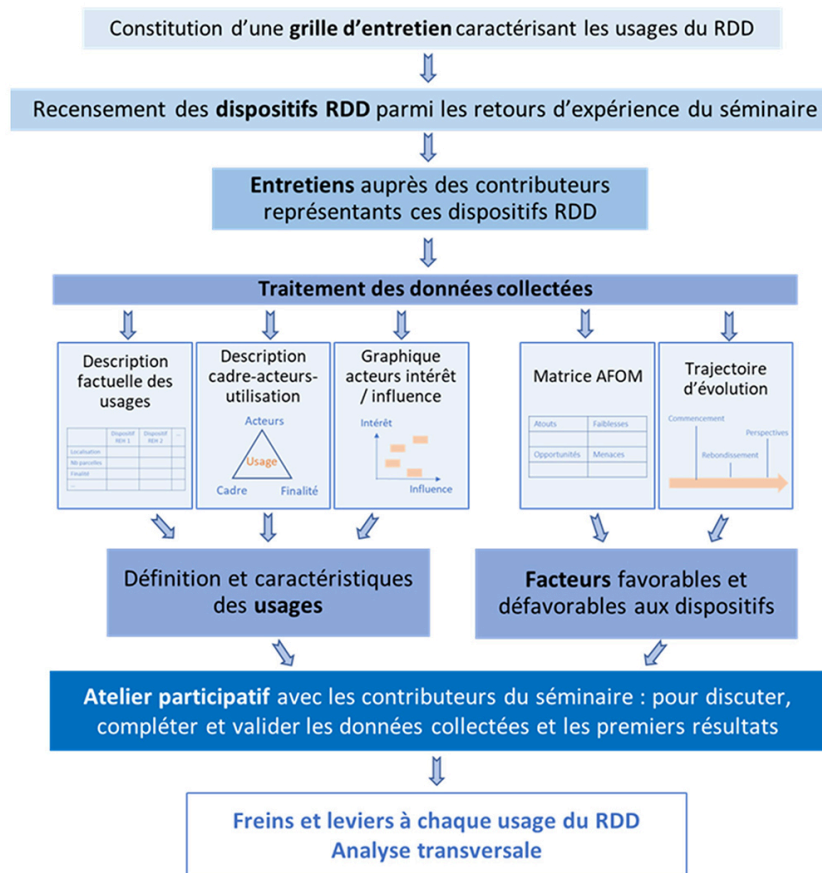


Figure 2. Schéma illustrant la méthodologie suivie pour analyser les données collectées lors des entretiens.

Tableau 2. Familles de critères structurant la grille d'entretien.

Principaux items de la grille

Présentation de la personne interrogée
 Cadre général du dispositif dans lequel s'inscrit le REH
 Description du dispositif
 Acteurs impliqués dans les différentes étapes du processus
 Utilisation des résultats
 Effets du dispositif
 Évolution, trajectoire du dispositif
 Difficultés / contraintes

Les entretiens ont ensuite été menés auprès des 14 personnes recensées comme ayant eu un usage du RDD s'inscrivant dans un dispositif territorial tel que décrit plus haut. Les entretiens ont principalement été menés en visioconférence, pour des raisons sanitaires (COVID-19) et pratiques (gain de temps). Ils duraient en moyenne 1h30.

Les données collectées ont ensuite été traitées en cinq étapes.

La première visait à retenir les principaux critères, issus de la grille d'entretien initiale, permettant de décrire le dispositif analysé (ex : personne interrogée, structure, localisation, type d'agriculture, type de sol, nombre de prélèvements annuels, etc.).

La deuxième étape consistait à décrire l'usage du RDD au travers de trois déterminants majeurs :

1. le cadre dans lequel s'insère la mise en place de mesures RDD (ex : programme d'action d'une AAC Grenelle),
2. les acteurs qui ont un rôle dans le déploiement du dispositif autour du RDD,
3. les objectifs de la campagne de RDD (ex : sensibiliser les agriculteurs aux risques de pertes azotées).

La troisième étape consistait à positionner les acteurs impliqués dans le dispositif sur deux axes : en abscisse, l'influence vis-à-vis du dispositif (ex : pilote du dispositif ; conseiller de la majorité des agriculteurs du territoire ; financeur) et en ordonnée, leur intérêt (ex : montrer la mobilisation des agriculteurs en faveur de la qualité de l'eau ; publications scientifiques ; opportunités commerciales).

La quatrième étape visait à réaliser une matrice « AFOM » (Atouts-Faiblesses-Opportunités-Menaces) pour chaque dispositif.

Enfin, la cinquième étape consistait à retracer la trajectoire d'évolution du dispositif, depuis sa mise en œuvre jusqu'à aujourd'hui (ou si le dispositif s'est arrêté depuis, jusqu'à sa fin).

Les trois premières étapes ont permis de définir les usages du RDD ainsi que leurs principales caractéristiques. Les deux dernières ont fait émerger des facteurs favorables et défavorables à la mise en place de ces dispositifs RDD.

Enfin, deux ateliers ont été organisés lors du séminaire REH/APL avec l'ensemble des participants pour discuter, compléter et valider l'analyse menée jusqu'alors sur les usages du RDD identifiés. Au cours d'un premier atelier collectif, les usages définis avec leurs caractéristiques ont été présentés à l'ensemble des participants, qui ont pu reformuler les usages, améliorer les définitions et compléter les caractéristiques. Puis, au cours d'un deuxième atelier, les participants ont travaillé en sous-groupe et par usage du RDD (chacun a pu choisir l'usage qui correspondait le mieux à son retour d'expérience) pour identifier les clés de réussite et les freins associés à l'usage en question.

Résultats et discussion

Les différents usages du RDD

Le recoupement des cadres d'usage, des acteurs et des objectifs pour chacun des dispositifs conduit à définir plusieurs types d'usages (tableau 3), sachant que certains dispositifs peuvent en avoir plusieurs.

Tableau 3. Définition des différents usages du RDD selon trois déterminants majeurs (ZAR : Zone d'Action Renforcée, ZSCE : Zone Soumise à Contraintes Environnementales).

Usage	Cadre d'usage	Acteurs, leurs rôles et interactions	Objectifs de l'usage du RDD
1. Animation des territoires pour faire évoluer l'agriculture	Programme d'actions AAC, Zones vulnérables	<ul style="list-style-type: none"> - Agriculteurs volontaires mais peu moteurs - Animateurs (issus de structures variées) - Peu de liens individuels animateur/agriculteurs 	<ul style="list-style-type: none"> - Créer une dynamique agricole - Mobiliser un maximum d'agriculteurs et évaluer l'évolution des pratiques agricoles
2. Sensibilisation des agriculteurs à la qualité de l'eau et ses déterminants	Programme d'actions AAC, Zones vulnérables, ZAR	Animateurs le plus souvent en chambres d'agriculture ou collectivités territoriales	<ul style="list-style-type: none"> - Sensibiliser les agriculteurs (vocation pédagogique) - Créer du lien entre collectivités et agriculteurs
3. Accompagnement des agriculteurs pour obtenir de l'eau de qualité à l'échelle de l'AAC	Programme d'actions AAC	<ul style="list-style-type: none"> - Interaction étroite entre animateur et agriculteurs - Implication forte et volontaire des agriculteurs - Soutien affiché des commanditaires et élus 	Atteindre l'objectif de résultat visé en matière de qualité de l'eau sous les champs cultivés
4. Suivi de l'évolution de la qualité de l'eau à l'échelle de l'AAC	Programme d'actions AAC	<ul style="list-style-type: none"> - Préoccupation des acteurs qui ont la compétence « eau » - Difficulté à mobiliser les agriculteurs (si usage unique du dispositif) 	Analyser l'évolution de la qualité de l'eau dans le temps
5. Evaluation des pratiques des agriculteurs dans des actions réglementaires	PGDA et PLAV, Arrêtés ZSCE	<ul style="list-style-type: none"> - Nombre important d'agriculteurs contrôlés - Implication d'un nombre importants d'acteurs diversifiés - Administration partie prenante 	Vérifier la conformité des pratiques des agriculteurs par rapport aux bonnes pratiques de gestion N

6. Rémunération des agriculteurs à partir d'objectifs de qualité de l'eau à atteindre	PSE	- Commanditaires : syndicats d'eau ou collectivités territoriales - Recours aux bureaux d'études courant	- Motiver les agriculteurs à agir en faveur de la qualité de l'eau - Encourager les agriculteurs à innover - Reconnaître le service rendu
7. Compréhension des déterminants de la qualité de l'eau (usage environnemental) et développement des modèles	Projets de recherche / expérimentations	Pilotage par des structures de recherche ou bureaux d'étude ou instituts techniques	- Montrer le lien entre RDD et qualité de l'eau - Prédire la qualité de l'eau, tester des scénarios
8. Compréhension des liens entre RDD et pratiques agricoles (usage agronomique)	Observatoires / Projets de recherche	Pilotage par structures de recherche, bureau d'études, instituts techniques ou chambre d'agriculture	- Montrer le lien entre RDD et pratiques agricoles - Alimenter le conseil agricole, construire des références

Caractéristiques, freins et leviers des principaux usages

Les entretiens ainsi que les ateliers nous ont permis d'associer aux différents usages des caractéristiques spécifiques, ainsi que des facteurs favorisant ou défavorisant chacun des usages.

1. Animation des territoires pour faire évoluer l'agriculture

C'est l'usage du RDD le plus partagé, où le développement d'une dynamique agricole à l'échelle du territoire est recherché, mais pour lequel le lien individuel entre animateur et agriculteurs n'est pas prioritaire. L'implication des agriculteurs y est volontaire mais ceux-ci ne sont pas forcément très actifs dans le dispositif. Cet usage implique de réaliser les mesures de RDD à la même période chez les agriculteurs du territoire, mais le fait de s'approcher le plus possible de la date de début du drainage n'est pas crucial.

Même si le dispositif vise à améliorer la qualité de l'eau, c'est souvent l'évolution des pratiques agricoles qui est évaluée plus que le résultat. La mesure du RDD est d'ailleurs souvent incluse dans des actions larges, où d'autres variables comme le RSH ou l'azote présent dans les couverts sont également mesurées. La communication vers les agriculteurs est souvent axée sur des pratiques agricoles (ex. CIPAN) et non sur les RDD. Il n'y a pas à proprement parler d'objectif de résultat à atteindre, le RDD est utilisé comme information pour faire évoluer les pratiques ou inciter les agriculteurs à le faire : on part de l'état initial chez l'agriculteur

et on le fait évoluer. La mesure des RDD, et plus largement les reliquats, est aussi considérée comme vecteur de lien avec les agriculteurs.

Certains facteurs associés aux résultats et à leur valorisation favorisent la réussite des dispositifs qui ont ce type d'usage :

- un nombre important d'exploitations qui augmente la fiabilité des résultats de RDD considérés dans leur ensemble,
- la nécessité d'une analyse synthétique des résultats,
- la diffusion collective des résultats mais aussi la restitution des résultats via un entretien individuel (facteur clé pour une meilleure compréhension des résultats par les agriculteurs).

Cependant, cet usage est souvent corrélé à un nombre de parcelles suivies important qui complexifie, d'une part, ces restitutions individuelles, et d'autre part, l'interprétation des résultats, du fait notamment de la difficulté du recueil d'informations individuelles fiables et précises sur les exploitations.

D'autres facteurs, plus liés aux acteurs, favorisent également ce type d'usage : l'identification d'agriculteurs "leaders" qui peuvent diffuser les idées, les échanges entre les préleveurs et les agriculteurs et la confiance vis-à-vis des prescripteurs (conseillers agricoles notamment).

À l'inverse, la variabilité des résultats peut décrédibiliser les RDD. Le diagnostic, en lien avec le résultat de RDD chez les agriculteurs, peut manquer de pertinence si l'on ne considère que les pratiques annuelles et non le système de culture. De trop nombreux interlocuteurs peuvent brouiller le message vis à vis des agriculteurs. Aussi, un *turn-over* important des animateurs peut déstabiliser le dispositif.

Enfin, un dernier risque existe avec cet usage en particulier : le fait qu'il soit assez répandu dans les dispositifs RDD signifie aussi qu'il est souvent associé à d'autres usages. Il est alors parfois difficile, notamment pour l'animateur, de se retrouver dans les différentes finalités de ces usages multiples du RDD ; ces finalités en matière d'animation, de communication, de traitement de données, (etc.) étant souvent bien distinctes. Les messages communiqués peuvent alors être moins clairs et l'ensemble des acteurs impliqués dans le dispositif peuvent ne pas se repérer dans la multitude d'objectifs visés.

2. Sensibilisation des agriculteurs à la qualité de l'eau et ses déterminants

Cet usage implique des échanges entre animateurs et agriculteurs mais à une vocation plus pédagogique que d'obtention de résultats. Dans les cas où ce sont les collectivités qui animent, et non une structure agricole, le RDD peut même jouer le rôle de lien social entre animateur territorial et agriculteurs. Dans ce cas, le laboratoire d'analyse (qui interagit directement avec les agriculteurs) joue un rôle crucial d'intermédiaire.

Quand il est l'unique usage pour le dispositif, les modalités d'utilisation du RDD sont simplifiées (envoi simple des résultats de RDD, synthèses simplifiées des RDD à l'échelle du territoire). Comme pour l'usage précédent, il est souvent inclus dans des actions larges, où d'autres variables comme le RSH ou la pesée des couverts, sont également mesurées pour faire comprendre la dynamique de l'azote ou rendre compte de "l'azote en jeu" via le RDD et l'azote des couverts.

La communication vis-à-vis des agriculteurs et autres acteurs agricoles est ici cruciale pour que ceux-ci se sentent concernés (même si c'est peu le cas dans cet usage). La visée pédagogique requiert de bien expliquer les enjeux, de vulgariser, d'avoir un langage compréhensible et d'avoir un message clair s'appuyant sur des données scientifiques et techniques (lien pratiques-pertes azotées-qualité de l'eau). Même si l'animateur

peut légitimement parfois se poser des questions sur le dispositif ou ses résultats, il doit “ne pas transmettre son doute” dans la mesure où les agriculteurs associés à cet usage ne sont pas initialement convaincus de l'intérêt du RDD. Il est souhaitable de ne pas se focaliser que sur des messages environnementaux mais d'évaluer les pertes sous un angle économique. Cependant, il ne faut pas trop de “dispersion dans le message” pour ne pas perdre de vue l'objectif. Un des facteurs les plus défavorables à cet usage est d'ailleurs les messages contradictoires (sur l'intérêt des RDD ou l'efficacité de certaines pratiques agricoles) pouvant émaner des prescripteurs et influenceurs des agriculteurs qui minent l'adhésion au dispositif RDD.

Enfin, un dernier facteur favorisant la réussite est l'engagement du dispositif dans un temps long (durabilité du dispositif, pérennité des interlocuteurs).

3. Accompagnement des agriculteurs pour obtenir de l'eau de qualité à l'échelle de l'AAC

Cet usage du RDD est le plus corrélé à la reconquête de la qualité de l'eau : il implique de se focaliser sur l'objectif de résultats à atteindre sans se référer à un état initial (on ne vise pas une progression, mais un bon état). Il s'inscrit dans la construction participative du projet local, à l'échelle de l'AAC. Le RDD est ici un indicateur de résultat, notamment mobilisé dans le cadre d'un plan de gestion dynamique de la qualité de l'eau (Ferrané et al., 2020). Un RDD objectif ($X \text{ kg N}_{\text{min}} \cdot \text{ha}^{-1}$) est co-construit et partagé par les différents acteurs du territoire. Il oriente les actions entreprises par les agriculteurs et l'animateur. Les pratiques mises en œuvre pour atteindre l'objectif sont laissées au choix des agriculteurs, même si elles peuvent être envisagées au niveau d'une animation territoriale. L'accompagnement est à la fois individuel car des informations spécifiques sont données à chaque agriculteur, pour chaque parcelle, mais également collectif lors de réunions de travail annuelles ou des tours de plaine (« il faut que l'agriculteur voit clairement son résultat par rapport au collectif »).

Cet usage est donc associé à une interaction étroite entre animateur et agriculteurs (discussions individuelles et collectives), et entre l'animateur et les gestionnaires de l'eau qui délivrent un mandat clair à l'animateur. Il est important que l'animateur (en posture d'accompagnement et non de prescription) gère le dispositif sur le long terme et ait la confiance des agriculteurs. Une autre clé de réussite est l'existence d'une “tension féconde” entre les parties prenantes, se traduisant par une volonté affichée du commanditaire d'avoir une eau de qualité et la responsabilisation des acteurs agricoles pour l'obtenir. Il nécessite un soutien affiché des commanditaires et élus du territoire et repose sur une implication forte et volontaire des agriculteurs, favorisée par l'engagement d'agriculteurs « *leaders* ». La collecte, le traitement de données et l'animation sont souvent réalisés par la même personne, avec l'appui d'autres collègues. Cet usage requiert des échanges intelligibles entre acteurs diversifiés et de la confiance entre ces acteurs du dispositif (préleveur, laboratoire, conseillers locaux, animateur, agriculteurs et gestionnaire de l'eau). Là aussi, le préleveur joue un rôle important du fait de son lien privilégié avec les agriculteurs ; il est nécessaire de pouvoir avoir confiance dans la qualité de son travail pour valider les résultats.

Les autres facteurs clés de réussite sont l'implication d'acteurs locaux (pas à des échelles régionales par ex.) et de confiance, la mobilisation des conseillers (surtout les plus influents) et la participation assidue des parties prenantes au comité de pilotage de l'AAC.

4. Suivi de l'évolution de la qualité de l'eau à l'échelle de l'AAC

Cet usage mobilise le RDD comme indicateur de la teneur en nitrate, pour analyser son évolution dans le temps ; il est principalement celui d'établissements gestionnaires de l'eau. Il nécessite une connaissance du fonctionnement hydrogéologique du territoire (périmètre, temps de transfert connu, pas de transferts

verticaux de l'eau, etc.). Le RDD est parfois utilisé en valeur brute (sans correction de l'effet annuel), ce qui peut poser des questions quant à l'interprétation de l'évolution entre années du fait de la variabilité climatique interannuelle.

Pour cet usage, il est crucial de réaliser un bon suivi temporel, en effectuant tous les ans la mesure juste avant le démarrage du drainage hivernal. Une météorologie très variable avant ou après la mesure peut rendre celle-ci difficile à interpréter. Il est aussi nécessaire d'avoir une bonne représentativité des parcelles échantillonnées en termes de sol et de systèmes de culture. Le lien entre RDD et qualité de l'eau sur l'AAC requiert une bonne représentativité de l'échantillonnage d'eau que ce soit dans une source, un drain, une galerie, un collecteur d'eau ou un puits. Différentes compétences sont nécessaires pour l'interprétation des résultats : agriculture, agronomie, hydrogéologie, traitement des données ; la complémentarité et multidisciplinarité au sein des équipes est très favorable (exemple de l'équipe de recherche wallonne qui accompagne PROTECT'eau et l'Administration au travers du référentiel APL).

Quand il est l'unique usage du dispositif, il s'agit souvent de territoires où les animateurs ont du mal à créer du lien avec les agriculteurs et à mobiliser les RDD pour agir. L'interprétation des résultats est d'autant plus difficile que les informations sont difficiles d'accès : manque de connaissances sur les pratiques (pas l'information sur le rendement par ex.), ou accès partiel aux parcelles des agriculteurs (selon leur accord).

5. Évaluation des pratiques des agriculteurs dans des actions réglementaires

Cet usage du RDD se distingue des précédents car il est mobilisé dans des actions plus coercitives initiées par des structures administratives ; il vise avant tout à vérifier la conformité des pratiques des agriculteurs aux meilleures pratiques préconisées ou obligatoires dans les territoires concernés. Il concerne souvent des dispositifs de grande superficie avec un nombre important d'agriculteurs et de nombreux types d'acteurs différents.

Cela implique notamment que le RDD mesuré soit comparé à des résultats de référence annuels (pour s'affranchir du climat), issus de fermes expérimentales ou de réseaux de fermes où les agriculteurs appliquent les pratiques recommandées ou obligatoires. La fiabilité des informations issues des fermes de référence doit être incontestable.

Un faible écart de RDD par rapport à la référence annuelle ne garantit cependant pas une bonne qualité de l'eau. Les résultats de RDD obtenus par un agriculteur peuvent être plus faibles que la valeur médiane du référentiel (pour une classe de succession de cultures donnée), mais cela ne signifie pas que ces résultats se traduisent par une faible concentration en nitrate sous-racinaire. En effet, cette même classe de succession de cultures peut être à l'origine de fortes pertes par lixiviation, par la dynamique d'azote dans le sol et la plante qu'elle induit.

Cet usage permet l'identification des pratiques non conformes mais pourrait permettre aussi celles des agriculteurs aux bons résultats (« vrais positifs », aux résultats meilleurs que le réseau de parcelles de référence), auxquels il peut être intéressant de s'intéresser pour connaître de nouvelles façons de cultiver propices à la qualité de l'eau.

Une clé de réussite de ce type d'usage est le rôle bien défini de chaque acteur (conseil, références, contrôle, laboratoire). Un risque possible est la défiance des agriculteurs vis-à-vis des mesures : la confiance entre acteurs et leur compétence reconnue sont donc des facteurs cruciaux pour cet usage.

6. Rémunération des agriculteurs à partir d'objectifs de qualité de l'eau à atteindre

Cet usage individuel mobilise le RDD pour PSE mis en place par des collectivités, pour lever les freins économiques au changement de pratiques agricoles. Le résultat individuel de la mesure du RDD est comparé à une valeur fixe de référence ($X \text{ kg N}_{\text{min}} \cdot \text{ha}^{-1}$). Dans le cas présent, l'objectif est uniquement un objectif de résultat, il n'y a aucun objectif de moyen. À noter que cet usage individuel du RDD peut freiner une dynamique collective déjà en place sur l'AAC (en passant d'une logique collective et « bénévole » à une logique individuelle et rémunérée). Un « bonus collectif », obtenu si l'ensemble du groupe atteint un objectif donné, peut être mis en place sur certains territoires pour tenter de préserver une dynamique collective.

Un certain nombre de facteurs favorisent cet usage du RDD : la motivation des élus en charge de la qualité de l'eau, la co-construction du cahier des charges avec les agriculteurs, la connaissance de l'historique des mesures RDD, des agriculteurs déjà sensibilisés à l'intérêt des RDD, une bonne stratégie de communication sur le PSE (argument de « vente ») et enfin le fait que le PSE s'insère dans une animation territoriale plus globale (le PSE ne doit pas être la seule action mise en œuvre sur le territoire pour fédérer les acteurs).

En revanche, certains éléments freinent cet usage : un cahier des charges trop complexe, le manque de moyens humains, un temps administratif trop important par rapport au relationnel, et un manque de rigueur dans les mesures et la fixation des objectifs (dates de mesure, qualité des prélèvements, objectifs de résultats).

7. Compréhension des déterminants de la qualité de l'eau (usage environnementale) et développement des modèles

Cet usage du RDD mobilise des mesures nombreuses et des suivis temporels pour comprendre et prédire la qualité de l'eau dans une AAC. Les mesures de RDD sont associées à d'autres connaissances : fonctionnement hydrologique (temps de réponse du sol et de la nappe), pédoclimat, pratiques agricoles sur le long terme. Les agriculteurs sont assez peu actifs dans cet usage. Les RDD peuvent servir à l'étape de compréhension « générique » qui peut être extrapolée à d'autres AAC, de même qu'au développement de modèles de prédiction de la qualité de l'eau (étape propre à la recherche). Il est indispensable de mobiliser des chroniques de mesures sur le long terme. Il est ici souhaitable de pouvoir mutualiser des bases de données pour la modélisation (calibration, validation). Pour une utilisation dans les AAC, ces modèles doivent être génériques et validés, afin d'asseoir leur crédibilité auprès des utilisateurs des modèles ou de leurs résultats. Ils doivent avoir des variables d'entrée accessibles et des formalismes simples, transparents et appropriables par les utilisateurs, et prendre en compte des conditions locales (si possible représentatives et contrastées). Les RDD peuvent ainsi être utilisés pour renseigner un modèle ou l'évaluer dans une AAC donnée et si besoin pour réaliser une étape de calibration du modèle afin de l'utiliser localement. C'est l'usage privilégié des structures de recherche mais aussi des instituts techniques et bureaux d'étude. Les utilisateurs doivent avoir une bonne caractérisation initiale des systèmes ainsi que des répétitions de mesures dans le temps et l'espace. Si le modèle est utilisé pour la prédiction, il est utile de co-construire les scénarios (Ballot et al., 2022).

8. Compréhension des liens entre RDD et pratiques agricoles (usage agronomique)

Cet usage rejoint pour partie le précédent, dans la mesure où il a également comme finalité la compréhension de processus, ceux-ci étant ici relatifs à des connaissances agronomiques. C'est pourquoi les connaissances associées aux mesures de RDD sont de l'ordre notamment du diagnostic agronomique (azote absorbé par les couverts d'interculture ou culture en place lors du prélèvement du RDD, jours

normalisés...). Les mesures sont utilisées dans des observatoires ou pour développer, calibrer, valider des modèles agronomiques. La bancarisation des données est nécessaire pour valoriser les mesures de façon optimale. Les facteurs de réussite relatifs à cet usage du RDD sont notamment liés à la qualité des données acquises : maîtrise de la chaîne des opérations (en limitant les opérateurs différents), protocoles rigoureux, personnel formé et motivé, qualité du prélèvement et de l'analyse, communication entre acteurs, implication des acteurs locaux, prise en compte d'effets mesurables (plan statistique adapté à la qualité des mesures, à la variabilité). A l'inverse, un budget trop limité, des prestataires peu fiables, le manque d'implication des agriculteurs et techniciens, le manque de connaissance des conditions particulières et les pédoclimats peuvent rendre les résultats de mesures inutilisables.

Autres usages

Les usages du RDD identifiés dans cet article ne sont pas exhaustifs. D'autres membres du groupe de travail REH/APL ont un usage du RDD que nous n'avons pas approfondi dans cet article (car nous avons choisi de traiter des usages visant à la reconquête de la qualité de l'eau dans les territoires). C'est le cas de l'équipe travaillant sur le modèle NIT-DRAIN dont l'usage de RDD estimés permet de prédire les concentrations en nitrate dans les eaux de drainage (Chelil et al., 2022) ou de l'équipe travaillant sur le modèle CHN à Arvalis qui utilise les mesures de reliquats, dont les RDD, pour paramétrer des outils d'aide à la décision et fournir des références pour le raisonnement de la fertilisation minérale.

Analyse transversale des usages du RDD

Après l'analyse de différents usages du RDD et leurs spécificités, nous avons réalisé une analyse transversale de ces usages pour en dégager les traits communs et divergents.

Les acteurs

L'analyse des matrices intérêt/influence des différents acteurs de chaque dispositif dégagent plusieurs tendances (figure 3).

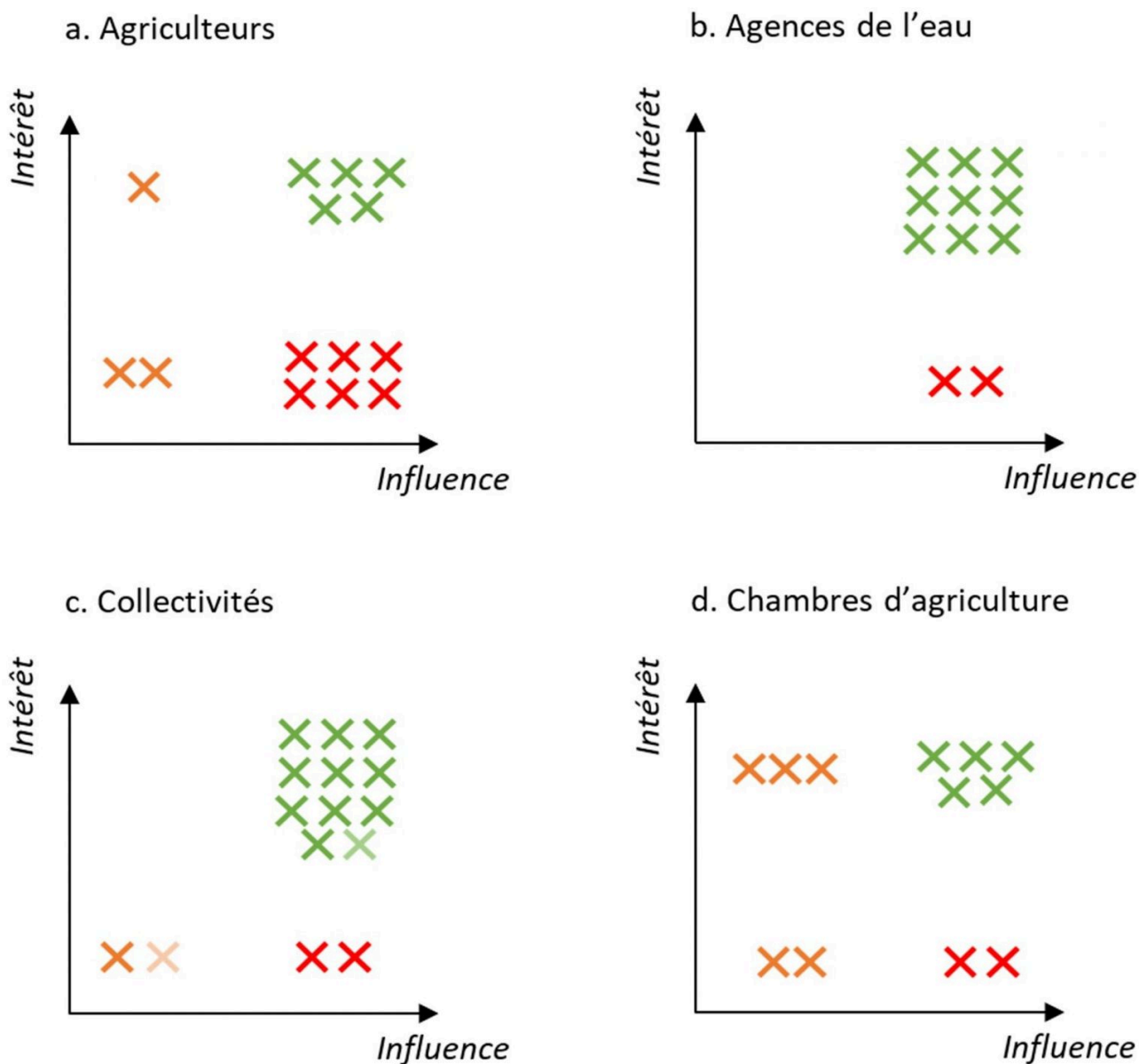


Figure 3. Matrice de qualification de l'influence et de l'intérêt des quatre principales structures actrices vis-à-vis des dispositifs RDD analysés. Chaque croix correspond au positionnement a priori des acteurs dans chaque dispositif, à partir du retour d'expérience de chaque personne interrogée.

Les **agriculteurs** (figure 3a) ont la plupart du temps une influence importante : c'est dans leurs parcelles que sont réalisés les RDD, les dispositifs reposent donc sur leur mobilisation. Dans les usages obligatoires ou expérimentaux, leur intérêt est souvent assez faible, de même que lorsque les pilotes des dispositifs RDD sont les collectivités territoriales, à moins que les RDD soient associés à des PSE (dispositifs incitatifs). Les agriculteurs peuvent jouer un rôle moteur (en mobilisant d'autres collègues agriculteurs par exemple). L'intérêt des agriculteurs semble positivement influencé par plusieurs facteurs :

- le fait que les RDD soient associés à d'autres mesures, tels que les RSH, permettant de calculer le bilan prévisionnel,
- le fait que les RDD soient associés à d'autres actions, autour de la gestion des couverts d'interculture par exemple,
- associés à une restitution individuelle réalisée par l'animateur.rice avec un temps dédié,
- le fait que les résultats de REH fassent l'objet d'une restitution collective entre eux et les animateur.rice.s.

Les **agences de l'eau** (figure 3b) ont souvent une influence déterminante car elles assurent la majorité du financement des dispositifs RDD (80 % dans de nombreux cas), quel qu'en soit l'usage. Leur intérêt global est unilatéralement fort car motivé par la reconquête de la qualité de l'eau, mais leur intérêt pour les dispositifs RDD, au sens ici de leur implication, est variable. Il peut être plus faible quand ce n'est pas ce type d'action qui aurait été souhaité initialement ou quand ce sont de puissantes collectivités qui gèrent les dispositifs (plus faible intérêt corrélé à la plus faible influence qu'elles ont sur ce type de territoire). A l'opposé il peut être très fort mais pas toujours en faveur du dispositif dans des contextes de tensions entre les différents acteurs à propos des actions relatives à la qualité de l'eau et de leurs finalités.

Les **collectivités territoriales** (ici agglomérations, communauté de communes, syndicats d'eau, etc.) (figure 3c) ont une influence décisive dans la mesure où ce sont les commanditaires des dispositifs RDD (la fourniture d'eau potable relevant de leur périmètre de compétences). Un autre niveau d'influence qui recoupe l'intérêt, est le temps d'un salarié de la collectivité dédié au pilotage ou l'animation des dispositifs RDD ; ce qui ne veut pas forcément dire que la structure suit activement les résultats. Cela dit, les collectivités peuvent démontrer leur intérêt pour les dispositifs même si l'animation est confiée à une autre structure. Dans le cas où l'animation du dispositif est portée par la collectivité, la proximité aux agriculteurs est plus variable que lorsque c'est une structure agricole qui anime. Certaines personnes enquêtées mentionnent l'implication des élus des collectivités comme moteur de la mobilisation des agriculteurs et soutien à l'animation des dispositifs, y compris quand l'animateur.rice appartient à une autre structure.

Les **Chambres d'agriculture** (figure 3d) ont des influences et intérêts très différents entre dispositifs selon qu'elles soient pilotes et/ou animatrices des dispositifs RDD, ou *a contrario* si le dispositif RDD est piloté et animé indépendamment par la collectivité, sans interaction avec la Chambre d'agriculture du territoire. Dans certains cas où le pilotage est assuré par la collectivité, les Chambres d'agriculture sont intéressées par les résultats de RDD qu'ils mobilisent pour l'animation sur les questions d'azote ou pour le conseil individuel aux agriculteurs sur la gestion de l'azote. Enfin, dans d'autres cas, les Chambres d'agriculture peuvent avoir une influence dans des contextes de situations conflictuelles entre acteurs, par leur opposition aux dispositifs RDD qu'ils estiment être stigmatisants vis-à-vis des agriculteurs.

Les laboratoires, y compris leurs préleveurs, ont une place importante dans un dispositif RDD car en contact direct avec les agriculteurs et garant de la qualité des mesures de RDD.

En Wallonie, les structures sur lesquelles nous avons focalisé l'analyse n'existent pas en tant que telles. C'est le Service Public de Wallonie qui finance et pilote le contrôle associé au dispositif. PROTECT'eau, structure neutre et indépendante, pilote l'accompagnement des agriculteurs associé au dispositif. Elle travaille en collaboration étroite avec les deux partenaires scientifiques, l'Université Catholique de Louvain et Gembloux Agro-Bio Tech, qui établissent les valeurs de référence et garantissent la validité scientifique du dispositif, ainsi qu'avec les préleveurs qui ont un contact privilégié avec les agriculteurs.

Facteurs favorables et défavorables aux usages des RDD

Les facteurs favorables

Les liens que les animateurs ou pilotes des dispositifs entretiennent avec les agriculteurs du territoire sont mentionnés très largement par les acteurs interrogés comme facteurs clés dans leur usage du RDD. Ces liens se caractérisent souvent par des restitutions individuelles et personnalisées et parfois par des restitutions collectives fédératrices.

Dans les facteurs mentionnés par les usagers du RDD comme force des dispositifs, on retrouve d'autres leviers d'ordre humain. Parmi eux, l'expérience de l'animateur (d'autant plus s'il est en poste depuis plusieurs années) ressort comme déterminant. En lien également avec les animateurs, le fait qu'il y ait sur le territoire une personne dédiée à plein temps à l'animation et l'accompagnement des agriculteurs autour de l'enjeu qualité de l'eau ressort dans plusieurs dispositifs comme clé. Un autre facteur humain cité : les acteurs agricoles locaux du conseil, de la vente, de la recherche et développement qui se fédèrent dès le début pour lancer la dynamique RDD. En lien avec cette notion d'acteurs fédérés autour des dispositifs enquêtés, on retrouve la bonne relation entre les parties prenantes. L'implication des élus des collectivités, des acteurs locaux de l'administration et aussi de certains agriculteurs "leaders" et moteurs sont des facteurs de réussite.

Plusieurs leviers financiers ressortent également comme forces de certains dispositifs, notamment :

- ceux qui n'ont pas de limitation budgétaire pour les mesures et l'accompagnement autour du RDD,
- ceux dans lesquels les RDD sont financés ou
- ceux dans lesquels les RSH sont aussi financés, en plus des RDD (les financements des reliquats étant des leviers très appréciés des agriculteurs).

En lien avec les leviers financiers, les PSE sont vus comme une opportunité d'usage du RDD.

Des leviers scientifiques qui crédibilisent les résultats et fédèrent véritablement l'ensemble des parties prenantes ont été mentionnés comme clé dans les dispositifs enquêtés :

- l'accompagnement de l'INRAE dans le traitement des RDD,
- les échanges avec des experts ou
- l'expertise scientifique au centre de certains dispositifs.

Les freins qui ressortent des usages des RDD

De nombreux freins à l'usage du RDD ont été mentionnés par les usagers interrogés :

- des freins d'ordre humain, mentionnant des positionnements ou conflits avec certains acteurs du territoire qui impactent l'engagement des agriculteurs ou freinent certaines initiatives ;
- le *turn-over* important des animateurs BAC de certaines chambres d'agriculture ou de collectivités ;
- le manque de compétences agricoles au sein de nombreuses collectivités ou
- la solitude de l'animateur dans le portage du dispositif RDD dans les cas où un manque d'implication de la gouvernance de la collectivité porteuse est observé.

On dénombre aussi des problèmes de communication venant freiner l'usage du RDD. Les animateurs se trouvent souvent désarmés face à la remise en cause fréquente des agriculteurs dans leur rôle sur la qualité de l'eau. Certains mentionnent un malaise pour communiquer avec les agriculteurs sur les résultats ; d'autres porteurs de projet regrettent leur manque de pédagogie envers les agriculteurs ou l'absence de restitution collective qui aurait dû être organisée par la collectivité. Certains membres des comités de pilotage sur les BAC eux-mêmes remettent en cause le lien entre RDD et qualité de l'eau, ce qui freine la communication sur les résultats auprès des agriculteurs. Il est évoqué aussi les difficultés à dynamiser ces comités de pilotage BAC.

Les difficultés d'animation et de mobilisation des agriculteurs sont également des freins aux dispositifs RDD, mentionnés par les acteurs interrogés. Quand il ne s'agit pas d'une faible mobilisation des agriculteurs en réunion, il s'agit de difficultés à maintenir une dynamique collective sur le long terme ou encore un étiolement de la participation des agriculteurs aux réunions collectives. Ce manque de motivation peut s'expliquer par un manque de renouvellement du programme d'action ou du cahier des charges appliqué sur le territoire. Des difficultés à fédérer les agriculteurs autour du RDD et un faible intérêt des agriculteurs pour ce reliquat, voire un doute quant à sa fiabilité et son utilité, sont également exposés.

Des freins logistiques aux usages du RDD ont également été mentionnés. Parmi eux ressortent :

- des difficultés d'échantillonnage des parcelles ;
- des incertitudes autour des protocoles de prélèvements ;
- des erreurs de prélèvements ;
- une grosse charge de travail pour les laboratoires ;
- un temps de réaction trop long de certains laboratoires pour obtenir les résultats et
- un temps de réaction trop long avant déclenchement des prélèvements.

La taille du territoire peut également représenter un frein logistique. En effet, la taille du territoire peut être synonyme de :

- plus de temps à passer dans l'interprétation des résultats et le suivi des agriculteurs,
- plus d'imprécisions liées par exemple au recalcul des résultats nécessaires quand les prélèvements s'étalent dans le temps,
- plus d'imprécisions aussi en cas d'extrapolation quand la surface est trop importante.

Les difficultés d'interprétation sont très souvent citées comme frein à l'usage du RDD. Parmi elles, des difficultés d'ordre scientifique, en lien avec l'interprétation, sont mentionnées :

- variabilité de résultats entre laboratoires ;
- valeurs extrêmes inexplicables ;
- couplage avec l'hydrologie complexe (lien difficile à établir entre les flux d'eau et d'azote sur la profondeur d'enracinement et ces mêmes flux au-delà de cette zone d'exploration racinaire, jusqu'à la nappe) ;
- limites des modèles (pour estimer les flux d'eau et d'azote et expliquer les valeurs de RDD) ou
- incertitudes liées à l'azote minéral réellement lixivie du fait de la minéralisation hivernale et donc des pertes post RDD.

Par ailleurs, de réelles incertitudes sur les mesures existent et sont augmentées dans les sols superficiels (variabilité spatiale) et dans les sols caillouteux car la charge en cailloux est toujours difficile à définir. Ces incertitudes sont d'autant plus problématiques pour des usages coercitifs, se traduisant par des amendes, ou des usages incitatifs, se traduisant par des primes.

Le nombre de parcelles suivies peut aussi représenter un handicap à l'interprétation des données :

- pour les dispositifs dépassant les 1000 parcelles suivies, un référentiel comparatif (établi à partir de parcelles de référence ou de statistiques) est mis en place et semble nécessaire pour interpréter les données ;
- pour les dispositifs suivant moins de 100 parcelles, une analyse au cas par cas est mise en place et semble nécessaire pour interpréter les données ;
- pour les dispositifs suivant un nombre de parcelles intermédiaire, les difficultés d'interprétation se justifient par un nombre pas assez suffisant pour réaliser des statistiques significatives mais trop important pour une analyse au cas par cas.

Des freins financiers ont également été soulignés à travers le coût des mesures pour l'agriculteur quand il est amené à les financer lui-même ou à travers le coût de l'animation en tant que telle pour la collectivité, notamment quand elle est déléguée à un prestataire. Le manque de temps, associé à un manque de financement suffisant pour financer les actions d'animation, est aussi mentionné.

En lien avec ces freins financiers, certains usagers interrogés voient comme une menace pour l'avenir de la dynamique RDD de leur territoire, les arrêts ou baisses de budget accordés initialement par les agences de l'eau ; les aides aux financements des RDD étant souvent vues comme une force des dispositifs.

Enfin, d'autres menaces ont également été mentionnées :

- le fait que l'évolution de la qualité de l'eau n'était pas visible sur le temps de ces dispositifs ;
- le fait que les leviers de réduction des RDD étaient parfois antagonistes avec les leviers de réduction des herbicides ;
- l'intégration du RDD dans la réglementation vue comme un réel danger pour l'avenir du RDD en France et enfin,
- l'observation d'une moindre cohésion entre acteurs du territoire depuis que des marchés publics ont été mis en place en lieu et place des aides directes à l'animation par les agences de l'eau (plus de concurrence induite par le marché public et moins de souplesse dans l'animation avec un cahier des charges précis à respecter, limitant l'innovation).

Trajectoires d'évolution

On dénombre trois dispositifs qui se sont arrêtés, huit dispositifs qui sont toujours en cours et trois dispositifs qui se caractérisent par une évolution marquante depuis leur déclenchement.

La fin des trois dispositifs arrêtés relève d'autres facteurs que leur efficacité sur la qualité de l'eau. En effet, sur deux des trois dispositifs, une amélioration significative de la qualité de l'eau a été observée. Les facteurs qui justifient l'arrêt des dispositifs sont :

1. financier (faute de moyen pour continuer),
2. politique (fin du programme d'action et renouvellement de stratégie) ou
3. multiples avec des freins logistiques, des difficultés de communication, des résultats jugés non probants, etc.

Les évolutions marquantes de certains dispositifs sont motivées par des raisons financières. L'arrêt des aides directes à l'animation par l'agence de l'eau a généré une simplification d'un des dispositifs, qui est désormais financé par la collectivité sur ses fonds propres pour l'un d'eux, et la mise en place de marchés publics avec un cahier des charges restructurant le dispositif initial pour un autre. Un dernier dispositif a fortement évolué à travers la mise en place d'un PSE basé sur le RDD, venant redynamiser l'animation autour de la reconquête de l'eau sur le territoire. Cependant, la dynamique collective s'est vue affectée par la mise en place de système de paiement moins fédérateur entre agriculteurs.

Certains dispositifs viennent de démarrer, d'autres viennent d'être renouvelés, d'autres encore n'ont pas d'échéance prévue en soi. Ces dispositifs étant récents, il n'est pas possible à ce stade de conclure sur les raisons expliquant leur renouvellement ou l'absence d'échéance. Le dispositif wallon, le plus ancien et toujours en cours, est bien accepté par l'ensemble des parties prenantes. Les campagnes de prélèvements et l'évaluation des résultats sont l'objet d'une amélioration continue depuis le début du dispositif.

Les trajectoires d'évolution des différents dispositifs ne permettent pas de conclure sur l'évolution de la qualité de l'eau. Beaucoup d'acteurs soulignent que les dispositifs RDD, même les plus anciens, sont trop récents pour pouvoir observer un impact significatif sur la qualité des eaux souterraines, du fait de leur temps de réponse. Même si la concentration en nitrate au captage n'est pas un indicateur qui permet d'évaluer l'efficacité des actions agricoles récentes sur la qualité de l'eau, le RDD est lui un indicateur qui le permet (« l'eau émise par les champs est deux fois moins chargée au bout de cinq ans [d'accompagnement des agriculteurs à partir du RDD], mais on n'a pas de réponse de la nappe à ce jour puisque le délai de réponse est de 10 à 15 ans »). Par ailleurs, certaines rares configurations hydrogéologiques (réponse rapide de la nappe) permettent de mettre en évidence l'impact favorable des dispositifs RDD sur la qualité de l'eau (« Le temps de réponse est plus long que le temps depuis lequel on mesure des APL. Cependant sur certains bassins qui ont une nappe plus superficielle, il a été montré que l'amélioration des APL avait conduit à une amélioration de la qualité de l'eau »).

Rôle du RDD

Au travers des différents usages analysés, nous avons vu les différents rôles que pouvait avoir le RDD dans les dispositifs dans lesquels il était central. Il permet de :

- sensibiliser les acteurs agricoles à l'impact des pratiques sur la qualité de l'eau (usage 2),
- servir de d'indicateur de la teneur en nitrate permettant d'approcher la qualité de l'eau (usage 4),
- prédire la qualité de l'eau d'une AAC et comprendre les processus agronomiques associés à la gestion de l'azote (usages 7, 8),
- calibrer des modèles agronomiques et scientifiques (usages 7, 8),
- faire évoluer les pratiques agricoles vis-à-vis de la qualité de l'eau (usage 1, 3),
- fournir un fil conducteur et orienter les actions à entreprendre pour reconquérir la qualité de l'eau (usage 3),

- évaluer les programmes d'action et vérifier la conformité des pratiques des agriculteurs (usage 5),
- structurer des PSE (usage 6),
- être un vecteur de lien et un créateur de dialogue avec les agriculteurs (usage 1, 2).

Dans ces usages, le RDD est un objet intermédiaire tel que le définit Vinck (2009). Il est vu tantôt comme un objet de représentation des acteurs, et plus précisément des interactions entre eux (usage 1, 2, 3), tantôt comme un objet de médiation à travers les compromis que ces acteurs ont construits (usage 5 et 6) et les connaissances partagées qui découlent de son usage (usage 4, 7 et 8). L'objet intermédiaire est aussi un facilitateur, il permet l'émergence de solutions (usage 1 et 3). Tout comme nous l'avons analysé avec le RDD, l'objet intermédiaire peut être sujet à controverse, il permet une mobilisation collective et est aussi un objet de rupture, traduisant un changement de pratiques, de raisonnement, de posture (Vinck, 2009).

Conclusion

Le séminaire REH/APL a été l'occasion d'analyser des retours d'expérience de personnes impliquées dans des dispositifs mobilisant le RDD, qui s'inscrivent dans des actions territoriales visant la reconquête de la qualité de l'eau.

Le RDD est un indicateur qui permet de fournir un résultat intermédiaire, correspondant à l'impact des pratiques à relativement court terme sur la quantité de nitrate qui est susceptible d'être lixiviée lors de la période de drainage suivant la mesure du RDD. En ce sens, il présente un fort potentiel pour des dispositifs d'incitations financières de type PSE ou pour des démarches d'accompagnement des agriculteurs orientées vers des objectifs de résultats à atteindre. Ce travail a mis en évidence les multiples usages de ce RDD, usage se définissant par un cadre d'action, un ensemble d'acteurs et un (ou plusieurs) objectif(s) qui lui est(sont) spécifique(s). Certaines de ces finalités peuvent aller au-delà de qualité de l'eau pour lesquels ils ont été conçus (ex : créer du lien avec les agriculteurs).

Il est possible d'avoir plusieurs usages du RDD, néanmoins, les retours d'expérience d'usages multiples au sein d'un même dispositif montrent la difficulté à atteindre l'ensemble des finalités si toutes sont visées à la fois. Ainsi, nous proposons d'utiliser ce travail sur les usages pour aider les porteurs et autres acteurs de dispositifs RDD à identifier l'usage qu'ils visent en priorité afin de se focaliser sur les propriétés qui lui sont propres et favoriser l'atteinte des objectifs.

L'analyse transversale de ces usages a ensuite mis en évidence les rôles que pouvaient avoir le RDD : sensibiliser les acteurs agricoles, faire évoluer les pratiques agricoles, les évaluer, prédire la qualité de l'eau, et bien d'autres. Le RDD est en fait souvent un objet intermédiaire entre les acteurs des territoires agissant pour la qualité de l'eau.

Parmi d'autres facteurs, l'implication de différents acteurs (selon les usages) ressort d'ailleurs comme déterminante pour la mise en place, la pérennisation et l'atteinte des objectifs des dispositifs RDD. Enfin, nous avons identifié avec les personnes impliquées des freins et des leviers à la mise en place de ces dispositifs, qui sont autant de clés de réussite ou de points de vigilance à intégrer pour le déploiement d'autres dispositifs.

Remerciements :

- aux personnes interrogées lors des entretiens semi-directifs : S. Andrianarisoa, R. Ballot, N. Beaudouin, M. Bonifazi, L. Delsalle, J. Gaillard, M. Gratecap, D. Hanocq, F. Nataf, V. Perrin, R. Reau, M. Thirard, C. Vandenberghe et D. Wouez ;
- à l'ensemble des participants au séminaire qui ont contribué activement au succès des ateliers participatifs proposés et
- à A. Ronceux pour sa relecture assidue de l'article.

Bibliographie

Ballot R., Barreix M., Bernardin C., Goineau S., 2022. Définition d'un objectif de reliquat azoté sur une aire d'alimentation de captage d'eau potable à l'aide de Co-click'eau : illustration sur le bassin de l'Arnoult. In : Vandenberghe C. & Delsalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Chelil S., Henine H., Dodinet P., Chaumont C., Tourbebize J., 2022. Estimation d'un REH équivalent en système drainé et prédiction de la concentration en nitrate dans les eaux de drainage agricole. In : Vandenberghe C. & Delsalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Ferrané C., Paravano L., Prost L., Reau R., Agronomie, U. M. R., & Grignon, I. (2020). Guide pour une gestion dynamique du projet d'une AAC à enjeu "nitrate." 1-54

Gaillard J., 2022. Retour d'expérience sur la mise en oeuvre d'une action collective de gestion de l'azote s'appuyant sur la mesure du REH dans les BAC de l'Aisne : la méthode AZUR. In : Vandenberghe C. & Delsalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Lefeuvre T., Jeuffroy M.-H., & Meynard J.- M., 2020. *Guide pratique: diagnostic des usages*. INRAE. <https://www6.inrae.fr/ideas-agrifood/Plateforme-d-appui/Nos-outils/Guide-diagnostic-des-usages>

Ministère de la Transition Écologique, 2019. Les nitrates, le principal polluant des eaux souterraines. <https://www.notre-environnement.gouv.fr/rapport-sur-l-etat-de-l-environnement/themes-ree/risques-nuisances-pollutions/pollution-de-l-eau-douce/nitrates-orthophosphates/article/les-nitrates-le-principal-polluant-des-eaux-souterraines?lien-ressource=5193&ancreretour=lireplus>

Morel A., 2020. *Évaluation des démarches de protection de l'eau fondées sur des objectifs de résultats en matière de fuites d'azote. Mémoire de fin d'étude*. Institut Agro, Montpellier, 59p. + annexes

Paravano L., Prost L., Reau R., 2016. Brienon-sur-Armançon : pilotage dynamique des actions d'un territoire à enjeu nitrate, à l'aide d'un observatoire et d'un tableau de bord. *Agronomie, Environnement et Société*, 6 (1), 127-133

Vandenberghe C., 2010. Mise en relation de l'évolution de l'agriculture et de la qualité de l'eau entre 1950 et 2000. In : Vandenberghe C., Marcoen J.M. (eds). *Atelier Nitrate-Eau. Evaluation du Programme de Gestion Durable de l'Azote*. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 14(S1), 9-16.

Vinck D., 2009. De l'objet intermédiaire à l'objet frontière. Vers la prise en compte du travail d'équipement. *Revue d'anthropologie des connaissances*, 3 (1), 51-72

Wouez D., 2022. LAPL wallon, un outil de contrôle et d'encadrement. In : Vandenberghe C. & Delsalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

About the Authors

Marion Delesalle

AGRO-TRANSFERT RESSOURCES ET TERRITOIRES

Virginie Parnaudeau

INRAE

Synthèse des retours d'expérience autour du REH/RDD/APL

Depuis parfois plus de vingt ans, des laboratoires, scientifiques, animateurs de territoire, conseillers agricoles ou encore bureaux d'étude, prélèvent des échantillons de sol en début de période de lixiviation pour en mesurer le contenu en azote minéral, interprètent les résultats et élaborent des stratégies et programmes d'actions pour accompagner des agriculteurs vers des pratiques plus durables en matière de gestion de l'azote.

Le temps d'un séminaire, un panel représentatif d'experts français et belges a pu partager ses expériences sur cet indicateur tantôt baptisé APL (azote potentiellement lessivable), RDD (reliquat début drainage) ou REH (reliquat entrée hiver) selon le choix de la date de prélèvement ou les habitudes de chacun.

Mesuré parfois à large échelle (plusieurs milliers de parcelles échantillonnées en l'espace de quelques semaines), les difficultés logistiques doivent être bien appréhendées pour coordonner au mieux l'enchaînement des actions à mener (choix des parcelles, **échantillonnage**, analyse, interprétation) entre les différents acteurs (commanditaires, échantillonneurs, laboratoires, animateurs ou conseillers agricoles) (Le Roux et al., 2022) ; d'autres facteurs telles qu'une pierrosité importante ou une météo défavorable (fin d'automne) peuvent venir perturber le prélèvement des échantillons.

La stratégie d'échantillonnage revêt une grande importance. En effet, le dosage du nitrate n'est effectué que dans quelques dizaines de gramme de sol prélevé alors qu'un hectare en contient environ 4 000 tonnes. La précision du résultat est donc proportionnelle au nombre de carottes de sol qui constitue un échantillon composite (Colinet et al., 2022). Outre ce nombre de carottes, un choix préalable quant à la zone échantillonnée (une superficie de quelques ares représentative ou toute la parcelle) doit être fait en fonction de l'objectif poursuivi (encadrement d'agriculteurs, contrôle, suivi scientifique ...).

Généralement, l'échantillonnage est réalisé jusqu'à une profondeur de 90 cm, voire 120 cm... ou 60 cm voire 30 cm en cas de pierrosité importante ou de sol superficiel. Le résultat de l'analyse est interprété à la lumière des pratiques agricoles récentes (quelques mois) mais ne permet pas d'en savoir plus sur des pratiques plus anciennes. Un échantillonnage plus profond (une dizaine de mètres) permet, à des fins scientifiques (vu le coût de mise en œuvre) de dresser un profil de la concentration en azote nitrique illustratif de pratiques/successions culturales plus anciennes (quelques années) (Lambert et al., 2022).

L'intérêt de REH/RDD/APL en tant qu'indicateur de **lixiviation du nitrate** a été évalué à trois échelles :

- la parcelle (à l'exutoire d'un lysimètre),
- quelques parcelles (à l'exutoire d'un drain),
- un territoire (à l'exutoire d'un bassin versant)

En termes de temps de réponse, le lysimètre (Vandenberghé et al., 2022) et le drain (Chelil et al., 2022) affichent une réactivité de quelques mois (une mesure du reliquat azoté en automne se traduit en concentration en nitrate dans l'eau au cours de l'hiver) avec toutefois, dans le cas du lysimètre dont la base est à deux mètres de profondeur, un temps de réponse qui peut être plus long (hiver suivant) en cas de

sécheresse prolongée. Le temps de réponse du bassin versant est bien évidemment plus long : de quelques années (Lefébure et al., 2022) à quelques dizaines d'années en cas d'aquifère très profond.

Aux trois échelles présentées, la qualité de la mesure en tant qu'indicateur de lixiviation du nitrate a pu être montrée.

La **modélisation** des flux d'eau et d'azote dans le sol et la plante, permet de tester à large échelle des scénarios d'occupation du sol, de gestion de l'azote et de climat qu'il serait impossible de mettre en œuvre in situ. La modélisation permet également un changement d'échelle (i) de temps, pour estimer les pertes de nitrate en hiver et (ii) d'espace, pour estimer la qualité de l'eau à l'échelle du territoire. Ces outils, du plus simple (équation de Burns) au plus complexe (STICS) (Beaudoin, 2022) en passant par Syst'N® (Parnaudeau et al., 2022) et Nit-Drain (Chelil et al., 2022) requièrent une quantité variable de données pour leur calibration. Pour certains d'entre eux, la mesure du reliquat est une donnée d'entrée ; pour d'autres, elle constitue une donnée de validation (comparaison des valeurs mesurées à des valeurs simulées).

Outre le test de scénario, certains outils permettent également de suivre le remplissage de la réserve utile en eau du sol et ainsi de déclencher l'échantillonnage des parcelles au plus près du début du drainage (Mouny, 2022).

Le choix d'un modèle est lourd de conséquence :

- complexe, il offre plus de possibilités de tests de scénarios mais est très « gourmand » en données et chronophage ;
- simple, il peut s'avérer être moins précis mais requiert moins de données et de temps de calibration.

L'**interprétation** des REH/RDD/APL n'est pas toujours aisée. Lorsqu'il est mis en œuvre dans de larges territoires tels que la Bretagne ou la Wallonie, plus d'une centaine de parcelles de référence (bonnes pratiques assurées) permettent de comparer et de qualifier des valeurs mesurées dans des exploitations agricoles à des fins d'encadrement ou de contrôle. Dans les deux exemples présentés (Hanocq & Guézengar, 2022 ; De Toffoli et al., 2022), ces parcelles de référence sont situées dans des exploitations agricoles afin d'être représentatif du contexte agro-pédologique régional et ainsi contribuer à l'acceptabilité du référentiel par la profession agricole.

En plus de garantir une gestion raisonnée de l'azote (fertilisation, qualité des CIPAN) dans le référentiel, ce dernier permet, grâce au nombre élevé de parcelles suivies et à la stabilité de gestion de l'azote, de constater l'importance du facteur climatique sur le REH/RDD/APL.

Cependant, la large échelle contraint à une période d'échantillonnage plus importante vu le nombre de parcelles échantillonnées (des milliers), période au cours de laquelle la pluviométrie peut significativement affecter le contenu en azote nitrique de la couche de sol échantillonnée. Les deux exemples présentés (Wallonie et Bretagne) illustrent des approches différentes pour tenir compte de cette contrainte.

Pour de petits territoires de quelques centaines à quelques milliers d'hectares (bien souvent en amont de captages), le nombre de parcelles se compte en dizaines voire centaines et est peu compatible avec un tel référentiel. L'interprétation est alors réalisée en regroupant et comparant les résultats par succession culturale ou itinéraire technique semblable (Gaillard, 2022 ; Perrin, 2022). Dans certaines régions, le contexte pédologique varié (y compris la profondeur du sol) rend cette interprétation plus complexe

(Delsalle, 2022). Dans la majorité des retours d'expérience, des objectifs de REH/RDD/APL à atteindre permettent d'interprétation des reliquats obtenus dans les parcelles des agriculteurs suivis.

Le REH/RDD/APL est utilisé à plusieurs fins (Delesalle & Parnaudeau, 2022), notamment dans l'**accompagnement** des agriculteurs vers une gestion de l'azote plus durable, qui peut-être associé, en Wallonie, au contrôle de l'APL (Wouez, 2022).

Son usage s'intègre parfois dans une démarche plus large (produits phytosanitaires, revenu de l'exploitation, temps de travail) (Ballot et al., 2022). Il est également régulièrement utilisé pour fixer des objectifs de résultats en matière de qualité de l'eau (traduction d'un objectif de concentration en nitrate sous-racinaire à ne pas dépasser en une valeur de reliquat azoté à ne pas dépasser) qui impliquent une réflexion globale sur le système de culture et une implication forte des agriculteurs pour identifier les solutions adaptées à leur système pour atteindre ces objectifs de résultats (Reau et al., 2022 ; Gratecap, 2022).

Ces changements de pratiques peuvent parfois être perçus par les agriculteurs comme coûteux. Pour lever ce frein économique, des aides (**Paiement pour Services Environnementaux** – PSE) sont localement proposées et le REH/RDD/APL fait partie des indicateurs de résultats. La déclinaison de sa mise en œuvre est variable : parfois, le soutien financier est inversement proportionnel au reliquat mesuré (Bonifazi et al., 2022), parfois le paiement n'est perçu que si un objectif fixe est atteint (Nataf et al., 2022). Dans tous les cas, le reliquat n'est pas le seul indicateur retenu pour le PSE : il est souvent complété par des objectifs en termes de couverture de sol en interculture, de maintien de prairies ...

En conclusion, bien que présentant des contraintes logistiques, financières ou encore physiques (prélèvements en sols caillouteux...), le REH/RDD/APL présente un réel intérêt en tant qu'indicateur agronomique (évaluation et/ou comparaison de la performance de la gestion de l'azote dans une même succession de deux cultures, comparaison de plusieurs types de successions culturales) et environnemental (observatoire de la pression nitrique, fixation d'objectifs qualitatifs comme de faibles émissions sous-racinaires dans les champs). De plus, il contribue également à fédérer les acteurs autour d'une gestion durable de l'azote. Enfin, il permet d'orienter les actions vers une logique de résultats à atteindre pour préserver la ressource en eau.

Bibliographie

Ballot R., Barreix M., Bernardin C., Goineau S., 2022. Définition d'un objectif de REH sur une aire d'alimentation de captage d'eau potable à l'aide de Co-click'eau : illustration sur le bassin de l'Arnoult. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Beaudoin N., 2022. Vers l'utilisation de l'APL pour quantifier les pertes d'azote au champ. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Bonifazi M., Rozec P., Langumier A., Delsalle L., Chauvière O., 2022. Mobilisation de l'indicateur RDD dans des dispositifs de Paiement pour Services Environnementaux sur les aires d'alimentation de captage dans la

Nièvre et l'Ille-et-Vilaine. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Chelil S., Henine H., Dodinet P., Chamont C., Tournebize J., 2022. Estimation d'un REH équivalent en système drainé et prédiction de la concentration en nitrate dans les eaux de drainage agricole. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Colinet G., Lefébure K., Vandenberghe C., 2022. Étude de la variabilité intra-parcellaire de l'azote nitrique et implications en matière d'échantillonnage. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

De Toffoli M., Vandenberghe C., Lambert R., 2022. Le référentiel APL en Wallonie. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Delesalle M., Parnaudeau V., 2022. Analyse transversale des usages du RDD dans des dispositifs territoriaux visant la reconquête de la qualité de l'eau. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Delsalle L., 2022. Évaluer les pressions azotées sur quatre bassins d'alimentation de captage dans le nord de la Nièvre par des mesures de REH : comment passer des constats à l'action. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Gaillard J., 2022. Retour d'expérience sur la mise en œuvre d'une action collective de gestion de l'azote s'appuyant sur la mesure du REH dans les BAC de l'Aisne : la méthode AZUR. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Gratecap M., 2022. Le REH au service de la transition agroécologique vers des pratiques productrices d'une eau de qualité vis-à-vis du nitrate. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Hanocq D., Guézengar A., 2022. L'exemple breton d'un réseau de mesure de REH utilisé comme outil et indicateur pour diminuer les fuites de nitrate. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Lambert R., Petit S., Vanclooster M., 2022. Évaluation de l'effet de l'APL sur la qualité de l'eau par l'analyse de profils de nitrate en zone non saturée à grande profondeur. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Lefébure K., Bachelart F., Colinet G., Vandenberghe C., 2022. L'APL, un outil d'encadrement et d'évaluation de la pression agricole pour restaurer la qualité de l'eau du bassin versant d'Arquennes. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Le Roux C., Obriot F., Servain F., 2022. Prélèvement et mesure de REH : retour d'expérience du LDAR, freins et difficultés. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Mouny J-C., 2022. Détermination d'une date de début de drainage avec un outil de modélisation : exemple de Syst'N dans les Hauts-de-France. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Nataf F., 2022. Le REH comme objectif de résultat pour améliorer la qualité de l'eau de Paris. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Parnaudeau V., Guézengar A., 2022. De la mesure du reliquat à l'estimation de la lixiviation du nitrate sous les parcelles agricoles dans les baies « algues vertes » de Bretagne. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Perrin V., 2022. Retour sur sept années de suivi du REH dans la région de Compiègne. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Reau R., Cohen S., Ferrané C., Paravano L., Prost L., 2022. Le REH, un outil pour observer les résultats de potentiel de lessivage des champs cultivés et construire pas à pas des territoires produisant de l'eau « propre ». In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Vandenberghe C., Bachelart F., Colinet G., Lefébure K., 2022. Le lysimètre, un outil d'évaluation de l'APL en tant qu'indicateur environnemental. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Wouez D., 2022. L'APL wallon, un outil de contrôle et d'encadrement. In : Vandenberghe C. & Delesalle M., eds. *Retours d'expérience autour du REH / RDD / APL*. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux.

Réflexions des participants sur la plus-value du séminaire

Ce séminaire, retraçant les retours d'expérience marquants autour du REH/APL, fut un succès : la diversité des acteurs autour de la table (et la mixité homme-femme soulignée à plusieurs reprises) ont permis de riches échanges. Le cercle de parole qui a clôturé cette semaine a permis de tirer quelques enseignements.

Tout d'abord, les interventions de chacun ont été très inspirantes pour les uns et les autres, pour : se rassurer, creuser de nouvelles pistes d'interprétation, formaliser les résultats différemment, tester de nouvelles idées d'animations, coupler le REH à d'autres mesures comme l'azote piégé par les couverts, considérer les reliquats au-delà de 90 cm en sols profonds, et bien d'autres éléments ouvrant le champ des possibilités autour de ce reliquat (« *On se sent moins seuls après le séminaire* » ; « *Ça me conforte dans ce que je veux faire des reliquats.* » ; « *Ça m'a ouvert les yeux sur pleins d'aspects* »). La nécessité de mieux intégrer les laboratoires dans les réflexions autour du reliquat ressort nettement.

Le pessimisme ou découragement chez certains intervenants a pu être observé face aux difficultés rencontrées. Le séminaire leur a permis de mettre en avant l'intérêt et la solidité de leurs résultats et de souligner les actions entreprises, très intéressantes pour l'ensemble des participants (« *Je repars regonflé* » ; « *Je repars avec l'idée qu'on a encore plein de choses à faire avec les données acquises* »).

L'intérêt de l'approche par les usages du RDD a également été souligné, permettant aux porteurs de dispositifs autour du reliquat d'y voir plus clair, notamment dans les finalités attendues (« *J'étais bloqué dans un usage, je voulais en faire un autre* » ; « *Je mesurais le REH sans trop me concentrer sur son usage* » ; « *Je retiens qu'il y a une multitude d'usages du REH et qu'il ne pas oublier la finalité qu'on veut leur donner* »).

Le séminaire franco-belge a aussi mis en lumière la complexité du système administratif français. Les nombreux acronymes, lois, règles, arrêtés, etc., ont souvent perdu les participants wallons, à juste titre. Le poids politique pesant et frustrant pour les acteurs du monde agricole (tous confondus) a été souligné (« *Système bien trop compliqué en France* » ; « *Côté belge, on n'a pas l'impression d'être isolés nous. On sent une forte frustration chez vous* » ; « *On se rend compte de vos difficultés avec le poids politique de vos démarches* »).

Les participants se sont aussi montrés enthousiastes face à ce présent ouvrage, vu comme une belle concrétisation du séminaire et une valorisation des joies et des peines de chaque participant. Les échanges autour de RDD ne sont pas terminés, le séminaire a fait émerger de nouvelles pistes de travail pour le groupe de travail REH/RDD/APL du RMT Bouclage, notamment autour de la prise en compte de l'ammonium dans les résultats.

Enfin, tous les participants ont souligné l'utilité de s'être concentrés une semaine sur le REH pour confronter les points de vue et avancer efficacement sur toutes les thématiques qui gravitent autour de ce reliquat (« *J'avais peur de me laisser déconcentrer mais non j'étais à fond concentrée* » ; « *Très bien une semaine pour aller à fond* » ; « *Le temps qu'on a pris, nous a permis d'aller au fond des choses, on n'y arrive jamais* »).

Ces échanges n'auraient jamais pu aboutir à cette concrétisation si une économie du temps de rencontre avait été faite. Ce séminaire et cet ouvrage auront mis plusieurs années à se construire mais, *in fine*, une semaine ensemble sur un même sujet est un gain de temps considérable pour obtenir ces résultats.

« *Se déconnecter pour mieux se connecter* » se sont vérifiés être les maîtres-mots de ce séminaire.