



HAL
open science

Impact environnemental de l'action des agences de l'eau : une évaluation économétrique sur le bassin Rhin-Meuse

Louise Demoor, Marine Favre

► To cite this version:

Louise Demoor, Marine Favre. Impact environnemental de l'action des agences de l'eau : une évaluation économétrique sur le bassin Rhin-Meuse. Commissariat Général au Développement durable (CGDD). 2024, <https://www.ecologie.gouv.fr/collection-rapports-et-etudes>. hal-04525389

HAL Id: hal-04525389

<https://hal.science/hal-04525389v1>

Submitted on 28 Mar 2024

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

Public Domain

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



MINISTÈRE
DE LA TRANSITION
ÉCOLOGIQUE
ET DE LA COHÉSION
DES TERRITOIRES

*Liberté
Égalité
Fraternité*

DOCUMENT DE TRAVAIL

Impact environnemental de l'action des agences de l'eau : une évaluation économétrique sur le bassin Rhin-Meuse

Mars 2024

Résumé

La mise en œuvre d'actions pour l'atteinte des objectifs de la directive-cadre sur l'eau (DCE) mobilise chaque année des contributions financières conséquentes de la part des agences et des offices de l'eau. Au total en moyenne, ils versent des aides pour cofinancer des projets de prévention ou de restauration à hauteur de 1,8 milliard d'euros par an. La méthode économétrique des doubles différences est utilisée pour évaluer dans quelle mesure les interventions, soutenues financièrement par l'agence de l'eau Rhin-Meuse entre 2010 et 2015, ont modifié significativement la condition des cours d'eau soumis aux pollutions domestiques et agricoles ainsi qu'aux obstacles hydromorphologiques.

Les estimateurs d'impact sont significatifs pour les indicateurs de pollution domestique : une masse d'eau bénéficiaire d'un nouvel ouvrage de traitement des eaux usées présenterait à moyen terme une réduction de sa concentration moyenne d'ammonium de 26 % et une réduction de sa concentration maximale de phosphore total de 11 %, par rapport à une masse d'eau non bénéficiaire. Cela correspondant à une diminution de la valeur moyenne de 0,11 mg/litre d'ammonium (pour un seuil de bon état de 0,50 mg/litre) et à une diminution de la valeur maximale de 0,03 mg/litre de phosphore total (pour un seuil de bon état de 0,20 mg/litre).

Concernant les opérations mises en œuvre pour lutter contre les pollutions diffuses agricoles, l'impact d'une opération apparaît non significatif pour les pesticides et significatif mais de faible importance pour les nitrates. En effet, une masse d'eau bénéficiaire présenterait à moyen terme une concentration moyenne de nitrates inférieure de 11 % par rapport à une masse d'eau non bénéficiaire, soit près de 1,82 mg/litre pour un seuil de bon état de 50 mg/litre. La méthode économétrique employée ne permet pas de détecter d'impact significatif sur la valeur de l'indice invertébrés multimétrique à la suite des opérations visant à rétablir la condition hydromorphologique des cours d'eau.

Mots clés : agences de l'eau, DCE, double-différence, évaluation d'impact, pollution de l'eau, bassin hydrographique

Remerciements

Les auteurs remercient Adeline Blard-Zakar, Guillaume Demortier, Julien Hardelin, Boris Le Hir, Vincent Marcus, Katia Schmitzberger, Eric Tromeur, Antonin Vergez, et Anca Voia, qui par leurs conseils ont contribué à enrichir ce travail d'étude, ainsi que l'agence de l'eau Rhin-Meuse pour la fourniture des données.

Citation pour ce document : « Favre, M. et al., 2024. *Impact environnemental de l'action des agences de l'eau : une évaluation économétrique sur le bassin Rhin-Meuse*, CGDD, document de travail, mars 2024. »

Auteurs

Marine FAVRE (CGDD)
Louise DEMOOR (Ensaë IP Paris)

Contributeurs

François BIGORRE (Agence de l'eau Rhin-Meuse)
Guillaume MONACO (Agence de l'eau Rhin-Meuse)
Stéphane PETITGENET (Agence de l'eau Rhin-Meuse)

Sommaire

Partie 1 - Introduction	5
Partie 2 - Méthodologie et données	12
Partie 3 - Résultats	22
Partie 4 - Conclusion	32
Annexes	34

Synthèse

La mise en œuvre d'actions pour l'atteinte des objectifs de la directive-cadre sur l'eau (DCE) mobilise chaque année des contributions financières conséquentes de la part des agences et des offices de l'eau. Au total, en moyenne, ils versent des aides pour cofinancer des projets de prévention ou de restauration à hauteur de 1,8 milliard d'euros par an. Les opérations cofinancées concernent par exemple, des investissements dans de nouveaux ouvrages épuratoires pour lutter contre la pollution domestique, des actions d'animation, de formation et d'accompagnement au changement des pratiques agricoles pour lutter contre les pollutions diffuses ou encore des opérations d'aménagement pour la restauration de la condition hydromorphologique des cours d'eau. Afin d'évaluer l'efficacité de ces opérations sur l'état des masses d'eau d'un bassin, la méthode économétrique des doubles différences, caractérisant les liens de causalité entre le programme ou la politique évalué et l'impact, est appliquée sur la base des données fournies par l'agence de l'eau Rhin-Meuse (AERM). Cette méthode permet d'évaluer l'impact par rapport à une tendance, prenant ainsi en compte une potentielle évolution indépendante de la politique menée. Cette méthode est utilisée pour évaluer dans quelle mesure les interventions soutenues financièrement par l'agence pendant le premier cycle de gestion de la DCE, soit entre 2010 et 2015, ont modifié significativement la condition des cours d'eau soumis aux pollutions domestiques et agricoles, et aux obstacles hydromorphologiques. Pour chacune de ces trois pressions, l'évolution d'indicateurs de condition est comparée entre des masses d'eau sur lesquelles ont été conduites des interventions et des masses d'eau n'ayant pas bénéficié d'interventions.

Les estimateurs d'impact sont significatifs pour les indicateurs de pollution domestique : une masse d'eau bénéficiaire d'un nouvel ouvrage de traitement des eaux usées présenterait à moyen terme une réduction de sa concentration moyenne d'ammonium de 26 % et une réduction de sa concentration maximale de phosphore total de 11 %, par rapport à une masse d'eau non bénéficiaire. Si l'on applique ces coefficients à la concentration des masses d'eau traitées, un tel impact correspond à une diminution de la valeur moyenne de 0,11 mg/litre d'ammonium (qui passerait de 0,41 mg/litre à 0,30 mg/litre) pour un seuil de bon état de 0,50 mg/litre et à une diminution de la valeur maximale de 0,03 mg/litre de phosphore total (qui passerait de 0,31 mg/litre à 0,28 mg/litre) pour un seuil de bon état de 0,20 mg/litre. Ces gains peuvent être rapportés à un investissement moyen sur la même période 2010-2012 d'environ 830 000 euros par masse d'eau pour réduire la pollution domestique.

L'impact estimé pour une masse d'eau bénéficiaire d'une opération, le plus souvent à l'échelle départementale, régionale ou d'un sous-bassin versant, de lutte contre les pollutions agricoles, apparaît non significatif pour les pesticides et significatif mais de faible importance pour les nitrates. En effet, une masse d'eau bénéficiaire présenterait à moyen terme une concentration moyenne de nitrates inférieure de 11 % par rapport à une masse d'eau non bénéficiaire, soit près de 1,82 mg/litre pour un seuil de bon état de 50 mg/litre.

La méthode économétrique employée ne permet pas de détecter d'impact significatif sur la valeur de l'indice invertébrés multimétrique à la suite des opérations visant à rétablir la condition hydromorphologique des cours d'eau : une analyse plus fine des données s'avérerait nécessaire pour relier plus précisément les masses d'eau aux interventions financées.

Ces premiers résultats appellent à reproduire les analyses sur d'autres périodes plus récentes et sur d'autres périmètres géographiques afin de mettre en évidence d'autres paramètres territoriaux impactant le milieu des masses d'eau et l'efficacité des actions.

Partie 1

-

Introduction

I. CONTEXTE GÉNÉRAL

La directive-cadre européenne sur l'eau (DCE) demande aux États membres d'atteindre le bon état (écologique et chimique) des masses d'eau continentales et côtières (eaux souterraines, cours d'eau, plans d'eau, eaux de transition et eaux littorales). Une masse d'eau correspond au découpage territorial élémentaire des milieux aquatiques ; c'est l'unité d'évaluation de la DCE, sur la base de laquelle l'état environnemental est évalué et rapporté à la Commission européenne.

La mise en œuvre de la DCE s'effectue selon des cycles de six ans¹, durant lesquels sont définis, pour chaque bassin hydrographique, l'état des lieux (diagnostic de l'état des masses d'eau, des pressions significatives, inventaire des émissions de substances toxiques), les objectifs environnementaux qui sont inscrits dans les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (Sdage) et les mesures à adopter pour atteindre ces objectifs, chiffrées et formalisées dans un programme de mesures. Pour appuyer la mise en œuvre de ces derniers, des plans d'actions opérationnels territorialisés sont réalisés à l'échelle des départements pour cibler les priorités. Chaque plan identifie les actions à mettre en œuvre et précise l'effet attendu sur la qualité des masses d'eau ainsi que les maîtres d'ouvrage impliqués et les zones géographiques concernées. Cette approche au plus près des territoires consolide la cohérence et l'efficacité des mesures (AERM, 2013).

Les 12 212 masses d'eau françaises sont réparties en 12 bassins hydrographiques, soumis chacun à la gouvernance d'un comité de bassin (*figure 1*). Les agences de l'eau en métropole et offices de l'eau dans les territoires ultra-marins coordonnent la politique de l'eau et sont en charge de la mise en œuvre de la DCE à l'échelle de leur bassin. En particulier, les agences de l'eau collectent taxes et redevances auprès des usagers de l'eau au titre de leur prélèvement de la ressource et auprès des activités et usages susceptibles de générer une pollution des milieux aquatiques. Elles reversent une part de ces recettes sous forme d'aides financières aux collectivités locales, aux industriels ou aux agriculteurs pour financer ou cofinancer des actions de réduction de la pollution et de gestion durable de l'eau.

Figure 1 : périmètre des agences de l'eau et bassins hydrographiques en France métropolitaine



Source : Olivier Debuf, OFB, 2023

¹ Le premier cycle est 2010-2015, le second 2016-2021 et le troisième cycle 2022-2027.

Les montants des aides versées par les agences et offices de l'eau sur la période 2010-2020 s'élèvent en moyenne à 1,8 milliard d'euros par an au titre de leur mission. Il n'existe pas de consolidation *ex-post* de l'ensemble des moyens effectivement dépensés sur l'ensemble du territoire ou par bassin, car les agences de l'eau ne sont pas les seuls financeurs des projets. On dispose toutefois de l'estimation des trois derniers programmes de mesures qui chiffrent les besoins de financement (tous cofinanceurs confondus) à plus de 20 milliards d'euros par cycle de six ans, soit près de 3 à 4 milliards d'euros par an.

Dans le cadre de la DCE, l'évaluation de l'état des masses d'eau prend en compte différents paramètres (biologiques, chimiques ou quantitatifs) suivant qu'il s'agisse de masses d'eau de surface ou de masses d'eau souterraines. Ces paramètres sont synthétisés dans des indicateurs de l'état écologique, chimique et quantitatif des masses d'eau et sont rapportés à la Commission européenne. C'est le paramètre qui enregistre le statut le plus bas qui définit l'état de la masse d'eau au global, de « mauvais » à « très bon ». Cette règle de caractérisation peut ainsi masquer les progrès effectués sur un nombre important d'autres paramètres.

Cet indicateur d'état global est difficile à interpréter dans le temps car ses méthodes d'évaluation évoluent au fil des cycles : la valeur des seuils pour certains polluants et substances peut changer et le périmètre des paramètres évalués n'est pas stable car de nouveaux polluants et substances peuvent être intégrés.

À l'issue du premier cycle, tout comme à mi-parcours du deuxième cycle en 2019, peu de progrès apparents étaient enregistrés si l'on considère la part des masses d'eau superficielles évaluées comme étant en bon état (BE) ou très bon état (TBE) – (tableau 1). Il demeure néanmoins difficile de comparer les états de masses d'eau entre les cycles de mise en œuvre de la DCE sur la base de cet indicateur.

Tableau 1 : part des masses d'eau en bon état (BE) ou très bon état (TBE)

En %

Année	Masses d'eau superficielles		Masses d'eau souterraines	
	BE ou TBE écologique	BE ou TBE chimique ²	BE ou TBE quantitatif	BE ou TBE chimique
2009	41	43	89	59
2015	44	63	89	69
2019	43	45	88	71

Note : les résultats concernant l'état chimique sont à manipuler avec une précaution particulière : le périmètre des masses d'eau renseigné n'est pas stable (pour 2019 par exemple, toutes les masses d'eau sont en état inconnu pour l'Adour-Garonne) et des nouveaux seuils sur certaines substances ont été pris en compte.

Source : auteurs d'après le site *Rapportage pour les données 2009 et 2015, Bulletin rapportage de l'OFB pour 2019*

Cette situation a conduit les bassins français à devoir justifier un nombre important de demandes de dérogation permises dans le cadre de la DCE, des dérogations de délai pour le second cycle 2015-2021, et des dérogations d'objectif pour le troisième cycle 2022-2027³. Au-delà, elle interroge sur l'impact des moyens mobilisés pour remplir les objectifs visés par la mise en œuvre de la politique de l'eau et met donc en évidence la nécessité de mener des études d'évaluation des interventions réalisées.

² Les résultats concernant l'état chimique sont à manipuler avec une précaution particulière : le périmètre des masses d'eau renseigné n'est pas stable (pour 2019 par exemple, toutes les masses d'eau sont en état inconnu pour l'Adour-Garonne) et des nouveaux seuils sur certaines substances ont été pris en compte.

³ La directive prévoit en effet dans ses articles 4.4, 4.5, 4.6 et 4.7 la possibilité de déroger au bon état, d'obtenir des délais ou de viser à la réalisation d'objectifs environnementaux moins stricts. Ces exceptions doivent alors être justifiées.

II. REVUE DES TRAVAUX EXISTANTS

Au niveau des agences de l'eau, des analyses ciblées pour évaluer les actions mises en œuvre sur certains territoires et certaines pressions ont déjà été entreprises, mobilisant différentes techniques, qualitatives ou quantitatives, de suivi de l'état des milieux (AERM, 2017a, 2017b ; agence de l'eau Seine-Normandie, 2021). Par exemple, deux études s'inscrivant dans la démarche de la commission de planification de l'AERM ont mesuré l'évolution de différents indices (indice invertébrés, indice poissons, indice diatomées, chronique de concentration de macro-polluants et de pesticides) à l'échelle des bassins de l'Orne et la Chiers dans lesquels l'agence de l'eau a financé des interventions. Dans le bassin de la Chiers, la mise en œuvre du programme de mesure pour l'atteinte des objectifs de bon état chimique et écologique des eaux s'est traduite entre 2009 et 2016 par des investissements visant de très petits cours d'eau dégradés dans lesquels le débit ne permettait pas d'assimiler les rejets de zones pourtant faiblement peuplées. L'étude conclut que cette politique d'intervention s'est accompagnée d'une forte accélération de la progression des cours d'eau en bon état écologique, principalement due aux progrès effectués sur les nutriments et les matières organiques. Le bilan est plus mesuré dans le domaine agricole où les actions financées d'animation et d'accompagnement à l'amélioration des pratiques culturales sont insuffisantes pour remettre en question les objectifs et les activités des acteurs locaux.

Au-delà de ces résultats, la lecture de ces études pose la question du choix de la bonne échelle géographique et temporelle d'observation car l'impact de certaines mesures peut ne pas être visible localement et le temps de réaction du milieu naturel aux actions peut être plus long que l'échelle d'observation. Elle met aussi en exergue la complexité d'isoler l'effet des actions, du fait du caractère multifactoriel des causes de l'évolution de l'état des masses d'eau.

Au niveau européen, les études d'évaluation académiques publiées disponibles visant à mesurer l'impact des interventions sur l'état des masses d'eau concernent principalement des évaluations *ex-ante* de programme d'investissement mobilisées pour programmer des investissements et en prioriser les actions (Berbel et al., 2011; Holguin-Gonzalez et al., 2014). D'autres travaux ont été conduits pour suivre l'état des masses d'eau (Boets et al., 2021) ou identifier les pressions qui déterminent le statut d'état écologique (Lemm et al., 2021) mais ces derniers ne permettent pas d'identifier de lien de causalité entre des interventions menées et l'évolution de l'état environnemental. Une seule étude récente estime *ex-post* avec la méthode de la double différence, les impacts de la mise en application de la directive « Nitrates » en France sur la qualité de l'eau, et les pratiques agricoles. Chabé-Ferret et al. (2021) comparent l'évolution dans le temps sur la période 1994-2015 d'une sélection d'indicateurs des différentes zones exposées plus ou moins intensément à la réglementation du fait de leur statut de vulnérabilité. En particulier, les indicateurs de mesure de la qualité des eaux de surface sont construits à partir de 400 000 relevés issus de 2 800 stations de surveillance couvrant l'ensemble du territoire français : concentrations de nitrates, nitrites, phosphore, ammonium, demande en oxygène dissous et chimique, concentration en chlorophylle A, un indicateur de l'eutrophisation, le nombre de poissons et de poissons espèces observées. Les auteurs concluent que la mise en place de cette réglementation a permis de réduction de la concentration de nitrates dans les eaux de surface de 1,23 mg/litre soit moins 8 % et jusqu'à 2,28 mg/litre quand l'intégralité du périmètre en aval est couverte par la directive.

En dehors de l'Union européenne, trois études évaluant *ex-post* l'impact d'investissements publics sur la condition des masses d'eau ont été identifiées. Un premier article présente une étude d'évaluation économétrique réalisée aux Etats-Unis pour évaluer l'impact sur la qualité de l'eau et la pollution ambiante du *Clean Water Act*, loi fédérale américaine adoptée en 1972 portant sur la pollution des eaux (Keiser et Shapiro, 2019). Cette étude cherche à identifier comment les subventions du *Clean Water Act* aux usines d'assainissement (650 milliards de dollars au travers le versement de 35 000 subventions entre 1972 et 2001 soit 22 millions d'euros annuels) ont contribué aux tendances d'amélioration de l'état des eaux mesurée par l'évolution de deux indicateurs : la saturation en oxygène dissous de l'eau et le caractère

pêchable d'une eau estimé par un indice standardisé⁴, mesurés sur plus de 240 000 sites de surveillance au cours des années 1962 à 2001. Une méthode en triple différence est adoptée : comparaison de la pollution de l'eau avant et après les investissements, en amont par rapport à l'aval des usines réceptrices et entre les usines, les zones en amont étant utilisées comme groupe de contrôle des zones en aval. Les auteurs concluent que les subventions impactent la qualité de l'eau : chacune conduit à une réduction du déficit en oxygène dissous de 0,7 % et à une réduction de la probabilité que les eaux en aval dans un rayon de 25 milles ne soient pas pêchables de 0,5 % pendant 30 ans. Le déficit en oxygène dissous moyen est passé de 24 % en 1970 à 17 % en 2001 et la part des eaux non pêchables de près de 30 % en 1970 à moins de 20 % après 1990.

Deux autres articles récents restituent des études menées en Chine. Zhou et al. (2021) se concentrent sur l'évaluation de l'efficacité du *Ten Point Water Plan* mis en place en Chine en 2015 pour améliorer l'état des eaux et particulièrement la gestion des eaux usées, avec la méthode de double différence. L'indice de pollution industrielle des eaux⁵ est mesuré sur la période 2012-2017 sur un panel de 269 capitales préfectorales. La situation, avant et après 2015, des villes des régions centrales et occidentales pour lesquelles l'indice de pollution industrielle de l'eau est le plus élevé et donc pour lesquelles la politique est déployée de manière plus extensive et robuste est comparée à la situation des autres villes, qui se situent davantage dans les régions orientales. À partir de leur modélisation, les auteurs estiment que la mise en œuvre de la politique contribue à une réduction de l'indice d'intensité de pollution industrielle de 1,3 sachant que la valeur moyenne de l'indice sur l'échantillon total est de 3,35 et la médiane de 3,05. Dans une autre étude dédiée à la Chine, She et al. (2019), s'appuient sur la même méthode pour estimer l'impact du *River Chief Policy* (RCP), l'institution de gestion de l'eau mise en place en 2007 sur la qualité de l'eau dans la zone économique du Delta du fleuve Yangtsé. L'étude utilise des données en panel de 40 villes sur la période 2004-2015 dont 18 villes ayant lancé la RCP constituant le groupe de traitement et les 22 restantes formant le groupe de contrôle. Sur la base des mesures communiquées par le ministère chargé de l'écologie et de l'environnement de Chine, les indicateurs retenus pour suivre l'évolution de la qualité de l'eau sont les valeurs annuelles de la demande chimique en oxygène (DCO) dont le niveau marque la présence des eaux usées industrielles avec des compositions complexes, et la présence d'ammonium dont les sources sont principalement les eaux usées domestiques, les eaux usées industrielles et l'utilisation d'engrais rejoignant les rivières par ruissellement. Les résultats de l'étude indiquent que la mise en œuvre du RCP a permis de réduire significativement la DCO qui a chuté en moyenne de 1,10 mg/litre, soit près de 16 %, dans les villes ayant mis en œuvre la RCP (la réduction se stabilisant après six ans) mais n'a pas produit d'effet significatif sur la teneur des eaux en ammoniac.

⁴ L'eau est « pêchable » si la pollution est inférieure à un seuil, basé sur quatre mesures : une demande biochimique en oxygène (DBO) inférieure à 2,4 mg/litre, une saturation en oxygène dissous inférieure à 36 %, les coliformes fécaux inférieurs à 1 000 MPN/100 ml (nombre le plus probable pour 100 millilitres) et le total des solides en suspension (TSS) inférieur à 50 mg/litre.

⁵ L'indice d'intensité de pollution correspond au rejet d'eaux usées industrielles par unité de PIB.

III. OBJECTIFS

Les études d'impact de nature économétrique permettant de mesurer de manière robuste les impacts directs d'un programme restent donc encore peu appliquées aux mesures d'amélioration de l'état des eaux. L'objet de cette étude est ainsi d'appliquer cette méthode à l'échelle d'un bassin hydrographique, pour évaluer la contribution des opérations réalisées à l'atteinte des objectifs de la DCE. Les opérations sont généralement ciblées sur la baisse de l'impact des pressions significatives s'exerçant sur les masses d'eau. Cependant, l'état environnemental des masses d'eau est une résultante combinée de ces opérations mais aussi de facteurs externes, ce qui rend particulièrement pertinente l'adoption d'une méthodologie d'impact causal isolant l'effet du programme.

L'étude se concentre sur les 617 masses d'eau de type rivière du bassin de l'agence de l'eau Rhin-Meuse. L'agence s'est portée volontaire pour mettre à disposition l'ensemble des données dont elle dispose sur les opérations financées au cours des dernières années, les caractéristiques des cours d'eau, et les valeurs d'une sélection d'indicateurs permettant le suivi de l'évolution de la condition des masses d'eau.

Le champ de l'évaluation a été restreint à l'étude de l'impact des opérations financées entre 2010 et 2015 visant à maîtriser trois grandes pressions sur les masses d'eau : les pollutions domestiques, les pollutions agricoles, et les contraintes hydromorphologiques. Ont ainsi été exclues les opérations visant à traiter les pollutions industrielles, du fait tout d'abord de la difficulté à isoler les rejets industriels des rejets domestiques, mais aussi de la variabilité liée à la dynamique démographique de l'industrie sur le bassin (apparition, disparition, reconversion des établissements, évolution rapide des processus de production) et à leur faible effectif qui rendrait non interprétable la variation des polluants pour les masses d'eau concernées. Aussi, la question évaluative à laquelle l'étude entend répondre est la suivante :

Dans quelle mesure les opérations soutenues financièrement par AERM pendant le premier cycle de gestion de la DCE (2010-2015) ont impacté la condition des rivières soumises aux pollutions domestiques et agricoles et aux obstacles hydromorphologiques ?

IV. ENJEUX SUR LE BASSIN RHIN-MEUSE

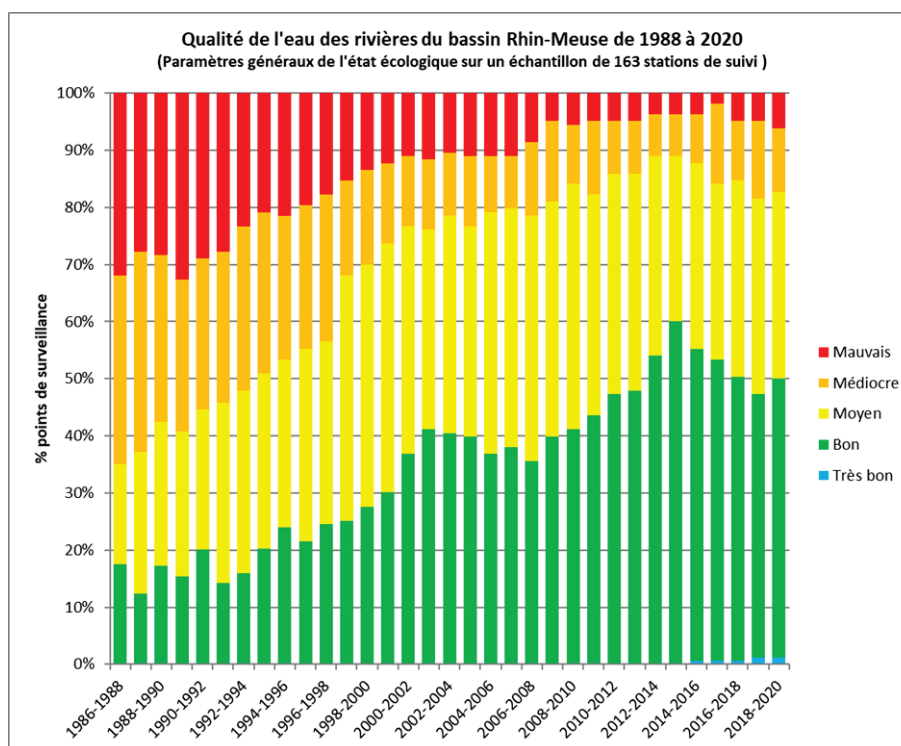
Le bassin Rhin-Meuse couvre 6 % du territoire métropolitain. Il a comme particularité de ne pas disposer de façade maritime et d'être intégré dans les bassins internationaux du Rhin et de la Meuse. Il subit l'héritage d'un passé industriel et minier, tout particulièrement dans les anciens bassins houiller et ferrifère. Les activités industrielles actuelles restent très développées dans ces secteurs historiques mais elles ne sont plus un enjeu majeur à l'échelle du bassin (5 % des masses d'eau fortement impactées). Les enjeux actuels se focalisent sur les rejets d'eaux usées qui ont nécessité de fixer des objectifs moins stricts sur les nutriments pour près de 30 % des masses d'eau, en raison des performances insuffisantes de traitement du phosphore des ouvrages rustiques d'assainissement des eaux en milieu rural. Les pollutions agricoles, en raison de leur caractère diffus, constituent aussi une priorité majeure, avec 45 % des cours d'eau affectés par une présence excessive de pesticides. Enfin, le dernier enjeu concerne la très forte anthropisation des cours d'eau dont près de la moitié sont fortement altérés par des ruptures de la continuité écologique, l'altération de leur morphologie et de leur hydrologie diminuant également leur capacité à absorber les pressions polluantes.

Les trois programmes de mesures construits pour répondre progressivement aux enjeux du bassin ont été chiffrés en moyenne à 1,7 milliard d'euros soit près de 283 millions d'euros par an. Le premier programme de mesures (2010-2015) représentait 1,7 milliard d'euros, le deuxième (2016-2021) 1,8 milliard d'euros et le troisième (2022-2027) s'élève à 1,6 milliard d'euros. Ils correspondent à des montants réalisables par cycle de six ans et visent *in fine* pour 2027 un objectif de bon état écologique pour au moins 52 % des masses d'eau (soit plus de

20 points par rapport à la situation de 2021) et un objectif de bon état chimique des eaux de surface porté à 33 % (soit à peine plus d'un point supplémentaire par rapport à la situation de 2021).

Les tendances observées sur l'état des eaux montrent des progrès certains sur les marqueurs de pollution urbaine, tout particulièrement à la fin des années 90 avec la mise en œuvre des actions liées à la directive européenne sur les eaux résiduelles urbaines et au premier programme de mesures en 2010 (AERM, 2021) – (figure 2). Le retour en arrière observé depuis 2015 est attribué aux changements climatiques (plus faibles débits conduisant à une moindre dilution). L'état écologique ne progresse pas au même rythme en raison de l'artificialisation historique des cours d'eau qui altère leur bon fonctionnement biologique (perte d'habitats et de capacité d'autoépuration) et de l'intensification de l'agriculture qui masque les améliorations des pratiques culturales. Les possibilités d'action pour l'amélioration de l'état chimique sont encore plus limitées avec des apports atmosphériques d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) provenant en grande partie de pays étrangers (AERM, 2021) et une contamination historique des sédiments (Pfas⁶, HAP et métaux) sans réelle possibilité d'action.

Figure 2 : évolution de la qualité de l'eau des rivières vis-à-vis des marqueurs de pollution urbaine dans le bassin Rhin-Meuse



Source : auteurs d'après les données AERM

⁶ Pfas : substances per- et polyfluoroalkylées.

Partie 2

-

Méthodologie et données

I. MÉTHODOLOGIE

A. Cadre de la double différence

Les méthodes d'évaluation *ex-post* cherchent à mesurer l'impact effectif d'un programme après sa mise en œuvre. Elles mobilisent l'économétrie, pour identifier statistiquement les liens de causalité entre le programme et les impacts. Parmi les différentes méthodes possibles, les méthodes dites quasi expérimentales évaluent *ex-post* un programme qui a été alloué de façon non aléatoire au sein d'une population statistique, et donc lorsqu'il existe possiblement un biais de sélection. Les expériences naturelles représentent des situations dans lesquels un programme a été appliqué sans cadre expérimental, c'est-à-dire sans tirage aléatoire des bénéficiaires du programme, mais qui peuvent être analysées comme tel du fait de certaines caractéristiques. Elles constituent un cas d'application de la méthode de double différence qui vise à comparer la situation dans laquelle un programme est mis en œuvre à la situation contrefactuelle dans laquelle il ne l'a pas été (Givord, 2014).

La mise en œuvre de cette méthode nécessite des données sur une variable dépendante Y sur laquelle on souhaite observer l'impact du programme τ sur deux périodes, une période de pré-traitement 0 avant la mise en place du programme et une période de post-traitement 1 après la mise en œuvre, et ce pour des individus statistiques bénéficiaires du programme qui forment le *groupe traité* T , et les individus statistiques non bénéficiaires du programme qui composent le *groupe de contrôle* C (Chabé-Ferret et al., 2017).

Dans la *figure 3* ci-après, l'impact propre du programme sur le groupe traité est représenté par le segment $[Y_{T1} Y'_{T1}]$. Il est mesuré par l'estimateur de double différence, issu du calcul de la différence entre la comparaison avant/après du groupe traité et la comparaison avant/après du groupe de contrôle soit :

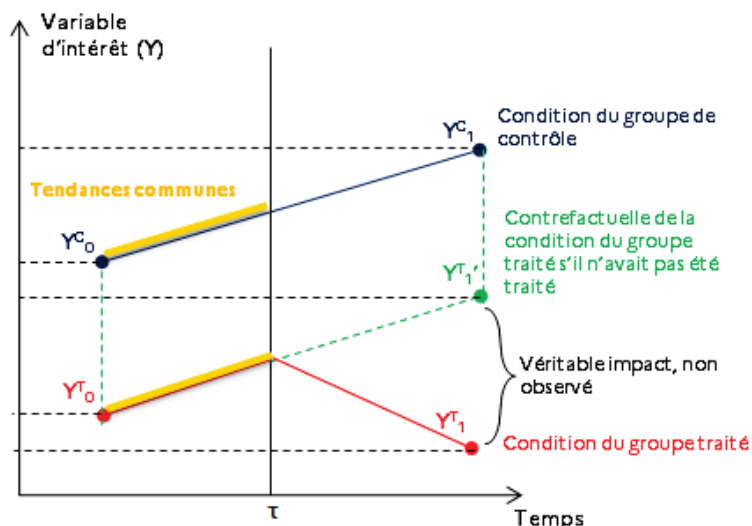
$$(Y_1^T - Y_0^T) - (Y_1^C - Y_0^C)$$

Cet estimateur peut aussi s'écrire comme la différence entre la comparaison traité/non traité après la date du traitement et la comparaison traité/non traité avant la date du traitement, soit :

$$(Y_1^T - Y_1^C) - (Y_0^T - Y_0^C)$$

Avec Y_T la variable dépendante des individus du groupe traité, Y_C la variable dépendante des individus du groupe de contrôle, pour la date 0 avant le traitement τ et la date 1 après le traitement τ .

Figure 3 : évolution attendue de la condition des individus des deux groupes, observée dans le cadre d'une double différence



Source : auteurs

L'estimateur de double différence ainsi calculé mesure l'effet propre du programme sous l'hypothèse que la condition des deux groupes aurait évolué de manière identique en l'absence de programme. Il n'est pas nécessaire que le groupe traité et le groupe de contrôle soient similaires mais la validité de l'estimateur repose sur l'hypothèse des tendances communes (ou « hypothèse des tendances temporelles parallèles ») selon laquelle le groupe traité et le groupe de contrôle ont connu des évolutions similaires avant la mise en œuvre du programme car ils ont subi les mêmes influences. C'est à partir de cette hypothèse que l'on suppose que la tendance d'évolution des deux groupes aurait été la même en l'absence de programme. En effet, le groupe de contrôle doit fournir une estimation précise du changement de résultat qui aurait prévalu dans le groupe traité s'il n'avait pas participé au programme. Le parallélisme des tendances est illustré en jaune dans la figure 3.

L'évolution contrefactuelle du groupe traité en l'absence de traitement ne peut s'observer mais des tests peuvent être produits pour confirmer la validité de l'estimateur de l'impact (Givord, 2014). Pour cette étude, une observation graphique de la tendance moyenne d'évolution de la variable dépendante Y pour les deux groupes avant l'occurrence du traitement est conduite pour contrôler l'hypothèse des tendances communes. Les données utilisées sont, comme cela est recommandé par Givord (2014), relativement proches dans le temps pour éviter de capter d'autres évolutions qui ne seraient pas liées au programme à évaluer. En outre des tests placebo sont conduits : il s'agit d'appliquer la procédure de calcul de l'estimateur de double différence avant et après une date à laquelle l'exposition au programme n'a pas évolué et de contrôler qu'aucun impact significatif de la mesure placebo n'est détecté.

B. Stratégie empirique

Le modèle de double différence construit pour la présente étude vise à mesurer l'impact d'un programme bénéficiant à un groupe de masses d'eau, en comparant la situation de ce groupe traité à celle d'un groupe de contrôle constitué des masses d'eau qui n'ont pas bénéficié du programme, et ce pour chaque origine de pollution (domestique, agricole, hydromorphologique). La présentation du modèle de cette section est reprise d'Albouy (2004).

La variable dépendante Y correspond à la condition écologique des masses d'eau indexées par la lettre $i = 1, \dots, N$ et classées en deux groupes selon leur exposition T au traitement τ avec $T = 0,1$ où 0 indiquent les individus qui n'ont pas reçu le traitement, et 1 les individus

qui ont bénéficié du traitement. Les masses d'eau sont observées sur deux périodes $t = 0,1$ où 0 indique la période pré-traitement et 1 la période post-traitement. Chaque masse d'eau est observée au cours de deux périodes : une période de pré-traitement et une période de post-traitement.

La condition Y de la masse d'eau i pour chaque année a est modélisée par l'équation suivante :

$$Y_{i,a} = \alpha + \beta T_i + \gamma t_i + \delta(T_i * t_i) + \theta X_{i,a} + \varepsilon_{i,a}$$

Où les coefficients α , β , γ , δ et θ sont des paramètres inconnus et $\varepsilon_{i,a}$ est un terme d'erreur aléatoire, inobservé, qui contient tous les déterminants de $Y_{i,a}$ que le modèle a omis :

α est un terme constant.

β représente l'effet spécifique du groupe traité (la moyenne des différences permanentes existant entre les deux groupes).

γ représente l'effet du temps sur Y commun aux deux groupes.

δ représente l'effet du traitement (lorsque $T = 1$ et $t = 1$).

θ représente la matrice des coefficients des variables de contrôle X variant individuellement et annuellement.

La modélisation consiste à trouver $\hat{\delta}$ une estimation de δ à partir des données disponibles. Un critère raisonnable pour un bon estimateur est qu'il soit sans biais, ce qui signifie qu'« en moyenne » l'estimation soit correcte, ou mathématiquement que la valeur attendue de l'estimateur, son espérance, soit égale à l'estimateur soit $E[\hat{\delta}] = \delta$.

Étant données les valeurs de T et t , les espérances de Y sont données par :

$$E[Y_0^T] = \alpha + \beta + \theta$$

$$E[Y_1^T] = \alpha + \beta + \gamma + \delta + \theta$$

$$E[Y_0^C] = \alpha + \theta$$

$$E[Y_1^C] = \alpha + \gamma + \theta$$

Ainsi, l'estimateur de double-différence $\hat{\delta}$ peut être estimé par δ car :

$$\hat{\delta} = (Y_1^T - Y_0^T) - (Y_1^C - Y_0^C)$$

$$= \alpha + \beta + \gamma + \delta + \theta - \alpha - \beta - \theta - \alpha - \gamma - \theta + \alpha + \theta = \delta$$

Une contrainte forte dans l'application de cette méthode est celle de devoir considérer pour toutes les masses d'eau une date de traitement unique tandis qu'elles ne bénéficient pas toutes des opérations à une seule et même date, et qu'une masse d'eau sur une période peut être bénéficiaire de plusieurs opérations successives. Cette contrainte est levée car on choisit d'évaluer l'impact global du programme de mesures 2010-2015, c'est-à-dire des opérations menées sur la période 2010-2015 correspondant administrativement au premier cycle de mise en œuvre de la DCE. Toutefois, il est nécessaire de considérer des durées de traitement cohérentes avec le temps de réponse des milieux et donc d'ajuster ces durées de traitement et le délai d'observation des impacts pour chaque pression.

II. CHOIX DES VARIABLES ET DONNÉES

A. Variable dépendante Y

Les indicateurs de condition, qui constituent les variables dépendantes Y , doivent rendre compte de l'évolution de la condition des masses d'eau, de manière homogène sur le périmètre de l'étude et stable dans le temps, mais offrir également une quantification graduée et non binaire, contrairement à l'indicateur de bon état global utilisé pour rapporter l'état des masses d'eau à la Commission européenne. Cette exigence conduit à mobiliser des données brutes des stations de surveillance des masses d'eau afin d'y sélectionner un nombre minimum d'indicateurs permettant de limiter le temps de collecte et de retraitement des données.

Des experts des agences de l'eau Rhin-Meuse et Seine-Normandie, et de l'office français de la biodiversité (OFB) ont été interrogés pour sélectionner des indicateurs caractéristiques de chacune des pressions pour suivre l'évolution de la condition des masses d'eau. En effet, il est proposé de regrouper les masses d'eau selon l'origine des pressions qu'elles subissent (domestique, agriculture et hydromorphologie) pour éviter les inconvénients d'un indicateur agrégé qui masquerait les évolutions de l'une ou l'autre des pressions. De plus, cette proposition permet de distinguer les masses d'eau traitées et non-traitées : hormis une quarantaine d'entre elles, toutes les masses d'eau ont bénéficié d'au moins une opération sur la période 2007-2018, mais pas pour traiter les mêmes pressions. Ainsi, en raisonnant par origine de pression, il est possible de créer des groupes de masses d'eau traitées et de masses d'eau non traitées, pour chacune des pressions.

Pour la pollution domestique deux paramètres sont retenus : la concentration en ammonium en mg/litre et la concentration en phosphore total en mg/litre, respectivement sur la base de leur valeur moyenne annuelle et de leur valeur maximale (pour mieux capter les pics de concentration, caractéristiques de la pollution au phosphore en période d'étiage), calculées sur le percentile 90 pour chaque masse d'eau⁷.

Pour la pollution agricole, la valeur moyenne annuelle de la concentration en nitrates en mg/litre calculée sur le percentile 90 pour chaque masse d'eau ainsi que l'indice de toxicité des pesticides constituent les deux indicateurs retenus. L'indice de toxicité, développé par l'AERM, correspond à un indice d'évolution des pesticides dans les cours d'eau. Il est extrait du cumul des concentrations, pondérées par le seuil d'écotoxicité propre à chaque pesticide selon la base de données de toxicité utilisée par le service des données et études statistiques du ministère chargé de l'environnement. Cet indice est calculé pour chaque prélèvement, puis la médiane annuelle est utilisée pour fixer la valeur de l'indice annuel.

Pour les contraintes hydromorphologiques, l'indice invertébrés multimétrique (I2M2) est observé, il représente une mesure de l'abondance des populations d'invertébrés. En application de l'arrêté ministériel du 27 juillet 2018⁸, cet indice est le nouvel indice biologique des invertébrés à considérer pour l'évaluation de l'état écologique des eaux de surface. Il a été développé pour pallier les faiblesses de l'indice biologique global normalisé (IBGN) qui était utilisé jusqu'alors (Mondy et al., 2021). La note de l'I2M2 s'établit entre 0 et 1, elle se calcule comme une comparaison à un cours d'eau de référence, où la note 1 représente la référence d'un cours d'eau non impacté.

⁷ Le percentile 90 (ou 90^e centile) est une valeur au-dessous de laquelle se situent au moins 90 % des données, et au-dessus de laquelle se situent au moins 10 % de ces mesures.

⁸ Arrêté du 27 juillet 2018 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement.

Les chroniques des concentrations de phosphore, ammonium et nitrates de l'année 2014 n'ont pas pu être conservées du fait d'une chronique incomplète (absence de données de janvier à avril). L'ensemble des chroniques d'indicateurs utilisées ont été corrigées des valeurs extrêmes selon la méthode décrite dans les annexes en page 37.

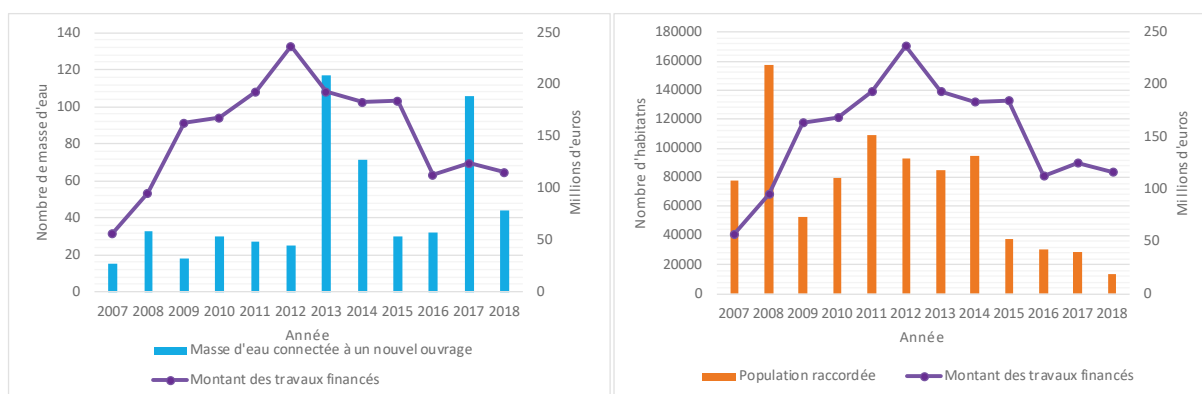
B. Variable de traitement T

Pour chaque origine de pression, il est nécessaire de distinguer les masses d'eau traitées, c'est-à-dire bénéficiaires du traitement à évaluer, des masses d'eau non traitées qui constitueront le groupe de contrôle, et donc de paramétrer la variable de traitement T.

L'identification des masses d'eau traitées se fait initialement à partir de la *base de données des interventions* sur laquelle sont saisies puis suivies les demandes d'aides faites à l'agence par les maîtres d'ouvrage et qui inventorie donc l'ensemble des opérations cofinancées. Il s'agit de repérer dans cette base de données les flux financiers des opérations visant chacune des masses d'eau : la mise en service de nouveaux ouvrages pour lutter contre la pollution domestique ; des actions d'animation, de formation et d'accompagnement au changement des pratiques agricoles pour lutter contre les pollutions diffuses ; des opérations d'aménagement pour la restauration de la condition hydromorphologique des cours d'eau. Ces opérations, très différentes, ont des effets attendus plus ou moins directs sur les masses d'eau. Les retraitements opérés sur cette base et les hypothèses retenues sur les données sont précisés dans les annexes en page 37.

Concernant les investissements réalisés au titre de la lutte contre les pollutions domestiques, les données physiques sont comptabilisées dans une seconde base de données qui référence la mise en service (et la mise à niveau en cas d'extension ou de modification du process) des stations de traitement des eaux usées (STEU) et le raccordement progressif de nouvelles franges de populations au réseau s'assainissement collectif dans les bassins versant des masses d'eau. Un décalage temporel s'observe entre les flux financiers et la mise en service effective de ces ouvrages physiques (*figure 4*). Ce décalage n'apparaît pas stable, ce qui justifie de considérer les données physiques dans l'identification du traitement des masses d'eau plutôt que les flux financiers.

Figure 4 : estimation des montants totaux des travaux financés pour lutter contre la pollution domestique et mise en service des stations d'épuration (à gauche) et raccordement des populations au réseau collectif (à droite)



Source : auteurs d'après les bases de données de l'AERM

Aussi, pour la constitution des groupes, l'occurrence du traitement est identifiée sur la base de données physiques pour la pression domestique, et sur la base de données financières pour les deux autres pressions du fait de l'indisponibilité de données physiques. La définition

du traitement est aussi contrainte par la taille cible des échantillons qui doivent être suffisamment grands pour que les résultats puissent être considérés comme robustes.

Pour la pollution domestique, une masse d'eau est considérée comme ayant été traitée lorsque, entre 2010 et 2012, au moins un nouvel ouvrage d'épuration a été mis en service dans son bassin versant ou celui d'une masse d'eau directement en son amont, ou si plus de 2 000 habitants ont été raccordés au réseau d'assainissement collectif sur son périmètre sur cette période. En effet, prendre en compte les masses d'eau en amont permet de prendre en compte les externalités de traitement entre masses d'eau, c'est-à-dire l'effet du traitement d'une masse d'eau sur une masse d'eau en aval. Afin de garantir une taille d'échantillon minimale, toutes les masses d'eau doivent être considérées, hormis celles dont le rang de Strahler est de six⁹, correspondant aux portions des plus gros cours d'eau en aval. Par ailleurs, il convient d'exclure du groupe de contrôle, c'est-à-dire des masses d'eau sans traitement, celles qui n'ont pas bénéficié d'un ouvrage d'assainissement car elles en ont déjà reçu un précédemment qui a permis de maîtriser la pollution. Aussi, seules sont retenues les masses d'eau nécessitant un ouvrage entre 2010 et 2020, c'est-à-dire que l'échantillon des masses d'eau traitées regroupe celles qui ont eu reçu un ouvrage entre 2010 et 2012 et l'échantillon des masses d'eau non traitées rassemble celles qui avaient besoin d'être traitées mais l'ont été après la période d'observation c'est-à-dire après 2013. On pose ainsi l'hypothèse que le temps de réaction après l'investissement et à partir duquel on peut observer l'impact est d'une année. L'effet de la mise en service d'une station d'épuration est immédiat sur le milieu puisqu'il y a réduction du flux polluant rejeté dans le milieu naturel. Toutefois, l'impact le plus élevé apparaissant majoritairement en période d'étiage, il est logique d'attendre une année de données pour se mesurer l'effet réel de l'ouvrage sur le milieu.

Pour la pollution agricole, une masse d'eau est considérée comme ayant été traitée lorsqu'elle a bénéficié ou lorsqu'une masse d'eau directement en son amont a bénéficié d'une opération ou de plusieurs opérations dédiées ou collectives à l'échelle du bassin, du département, ou de la région, d'un montant minimum cumulé de 5 000 euros, pour conserver des actions significatives, entre 2010 et 2015, hors opérations spécifiques pour la protection des aires de captage. L'impact s'observe à compter de 2018, soit trois années après la mise en œuvre des dernières opérations sur la période, faisant l'hypothèse que le temps de réponse aux actions de sensibilisation et d'adaptation des pratiques est long. En effet, le caractère diffus des pollutions agricoles nécessite que les actions menées concernent une masse critique d'exploitants pour aboutir à des résultats visibles et cela prend du temps.

Pour la contrainte hydromorphologique, une masse d'eau est considérée comme ayant été traitée lorsqu'elle a bénéficié d'au moins une opération entre 2010 et 2015. L'impact s'observe à compter de 2018, soit à partir de deux ans après la mise en œuvre des dernières opérations sur la période, faisant l'hypothèse que le temps de réaction du milieu est plus long que les opérations visant la pollution domestique. En effet, contrairement à la réduction d'une pollution ponctuelle qui produit un effet très rapide sur le milieu, la croissance des végétaux, l'évolution des habitats et du biotope liés à des opérations de renaturation de cours d'eau nécessitent un temps plus important avant de constater une amélioration.

Pour les pressions agricole et hydromorphologique, le nombre de masses d'eau traitées étant suffisamment élevé, il est possible de ne sélectionner que les masses d'eau dont le rang de Strahler est inférieur ou égal à trois, soit des cours d'eau de taille petite à moyenne, pour une plus grande homogénéité des sous-échantillons observés.

Cette sélection permet de tester le modèle sur les trois pressions, et assure des échantillons pertinents, bien que la taille minimale de 30 masses d'eau permettant d'obtenir des résultats transférables à grande échelle ne puisse pas toujours être respectée (tableau 2).

⁹ Le rang d'un cours d'eau est un nombre entier positif utilisé en géomorphologie et en hydrologie pour indiquer le niveau de branchement d'un cours d'eau dans un système hydrographique. La méthode de Strahler est une méthode utilisée pour déterminer ce rang. D'après cette méthode, les cours d'eau issus d'une source sont notés de rang 1, puis chaque fois que deux tronçons de même rang confluent, ils forment un tronçon de rang supérieur, tandis qu'un cours d'eau qui reçoit un affluent de rang inférieur conserve son rang.

(Source : d'après <https://glossaire.eauetbiodiversite.fr/concept/rang-de-confluence-de-strahler>)

Tableau 2 : effectif des groupes de masses d'eau pour chaque pression et chaque indicateur

Année	Pollution domestique				Pollution agricole				Hydromorpho.	
	Concentration phosphore		Concentration ammonium		Concentration nitrates		Indice pesticides		I2M2	
	non traité	traité	non traité	traité	non traité	traité	non traité	traité	non traité	traité
2007	16	31	20	43	39	25	20	14	13	12
2008	19	37	23	49	66	34	43	20	41	15
2009	24	39	28	50	80	39	53	27	48	12
2010	23	43	27	54	75	37	52	27	51	16
2011	22	43	26	54	66	31	42	19	42	23
2012	25	44	29	56	74	32	46	19	47	20
2013	30	41	34	52	105	57	94	52	95	28
2014	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	37	16
2015	39	42	43	53	143	54	58	23	76	31
2016					102	38	50	21	51	31
2017					107	49	65	30	67	30
2018					115	43	63	24	75	26
2019					28	15	18	11		

nd = non disponible.

Note : la variabilité des échantillons s'explique par la disponibilité des données : les caractéristiques de certaines masses d'eau ne sont pas mesurées certaines années.

Source : auteurs

C. Variables de contrôle X

Les variables dépendantes Y , c'est-à-dire la condition des masses d'eau représentée par les cinq indicateurs retenus, sont influencées par plusieurs autres variables décrivant les caractéristiques des masses d'eau ou de leur environnement. Ces caractéristiques changent dans le temps et il est possible qu'elles aient donc une influence sur l'effet du traitement. Ainsi, il est nécessaire d'inclure les caractéristiques « observables » (les caractéristiques pouvant être observées car des données les décrivant sont disponibles) dans la régression afin de réduire la variance du terme d'erreur et de produire des estimations plus précises de l'effet du traitement. Le choix des co-variables est établi à partir d'une revue de la littérature académique et des études locales existantes à l'échelle du bassin Rhin-Meuse, tout en étant également contraint par la disponibilité des données. Les variables intégrées dans le modèle sont présentées ci-après.

Le débit des cours d'eau (DEBIT). Le débit des cours d'eau, pouvant être affecté par les conditions climatiques, des altérations hydromorphologiques ou la taille des cours d'eau contribue à la capacité de dilution des polluants (Lemm et al., 2021; Rice & Westerhoff, 2017). Localement, pour des rejets ponctuels liés à l'assainissement collectif ou aux industries, il semble que les concentrations des polluants augmentent quand les débits diminuent, du fait notamment du mécanisme de dilution. Toutefois, des pics de concentration de phosphore total ont été observés sur le bassin lors des pics de débits, mettant en évidence l'existence d'autres sources de phosphore qui se manifestent lors des épisodes pluvieux (AERM, 2023). Il pourrait s'agir de rejets urbains par temps de pluie, de remise en suspension de sédiments, ou encore de lessivage de sols agricoles.

Différentes variables ont été testées : un indice d'hydraulicité du mois de septembre (débit moyen du mois de septembre / débit moyen des autres mois de septembre de toute la période), le débit mensuel moyen et le débit moyen mensuel quinquennal sec à l'exutoire de la masse d'eau (QMNA5). Le percentile 90 du QMNA5 est retenu comme variable car il s'agit du débit statistique couramment utilisé dans le cadre d'études d'impact, représentatif de la sévérité des étiages, et disponible pour la majorité des masses d'eau. Toutefois, s'agissant du

débit statistique (débit mensuel minimal ayant la probabilité 1/5 de ne pas être dépassée une année donnée), il ne varie pas annuellement.

Le rendement agricole de l'année précédente (LAG RENDEMENT). Cette variable est utilisée comme proxy des conditions climatiques propices au lessivage des sols et aux pollutions dans les cours d'eau.

Guillaud & Bouriel (2007) observent que la concentration de nitrate dans les 25 principales rivières bretonnes est dans 90 % des cas corrélée positivement au débit. Les analyses locales produites par l'AERM mettent également en évidence que les pics de concentration de nitrates se produisent quasi exclusivement en zones agricoles et en période automnale et hivernale lors des reprises de lessivage et de ruissellement sur les sols agricoles. Le fait d'observer les principaux pics lors des premières crues d'automne et de faibles concentrations estivales met en évidence la plus faible importance des apports urbains. Il est fait l'hypothèse que certaines conditions météorologiques particulières sont propices à la diffusion du nitrate : un stress hydrique pendant le printemps et le début de l'été, favorable à la génération d'un reliquat d'azote dans le sol, suivi de fortes pluies à l'automne, qui vont lessiver les sols et contribuer à acheminer les nitrates dans les cours d'eau. Ce cycle climatique peut être repéré dans les données météorologiques, mais il peut être aussi identifié grâce aux données sur les rendements agricoles, si l'on considère que ces mêmes conditions météorologiques conduiront à de mauvais rendements agricoles.

Aussi, il est proposé d'utiliser comme proxy les données des statistiques agricoles sur les rendements en faisant l'hypothèse que de mauvais rendements en année n se traduisent en un pic de nitrates en début de l'année $n+1$. Le rendement agricole moyen annuel des céréales pour la région Grand Est est reconstitué à partir des données des comptes d'exploitation des exploitations agricoles des départements de Lorraine, d'Alsace et de Champagne-Ardenne, enquêtées annuellement par le réseau d'information comptable agricole¹⁰.

La densité de population humaine (DENSITE POPULATION). She et al. (2019) citant Cropper & Griffith (1994) testent cette variable pour saisir les niveaux auxquels l'activité humaine affecte la qualité de l'eau de la rivière par rapport à la taille de la population. Keiser et Shapiro (2019) identifient également la densité de population comme une variable de contrôle.

Pour le modèle de l'étude d'impact des actions visant à réduire la pollution domestique, une variable de densité de population est construite à partir de la population du bassin versant de la masse d'eau¹¹ rapportée à la superficie du bassin versant, à laquelle est appliqué un taux de croissance annuel moyen des communes du bassin versant. Le taux de croissance est calculé à partir des données de l'Insee recensant la population par commune et par année sur la période 2006-2018, grâce à la table de correspondance des communes avec les masses d'eau.

Aides versées aux agriculteurs dans le cadre de la politique agricole commune (PAC). En 2021, le rapport d'évaluation de l'impact de la PAC sur les ressources naturelles de la Commission européenne conclut à une contribution nuancée de la PAC pour l'atteinte des objectifs relatifs aux ressources en eau à l'échelle de l'UE. En particulier, la France est le premier bénéficiaire des aides PAC sur la période 2014-2020 (63 milliards d'euros) mais mobilise seulement 545 millions d'euros pour les mesures agroenvironnementales et climatiques (MAEC) - (contre 1 milliard d'euros pour l'Allemagne), et 385 millions d'euros pour l'aide à l'agriculture biologique (contre 700 millions d'euros en Allemagne). Le rapport note que la vente de pesticides a augmenté de presque 40 % entre 2011 et 2018, tandis qu'elle est restée stable en moyenne en UE (OFB, 2022). Il semble pertinent d'intégrer parmi les variables de contrôle une variable indicatrice de versements d'aides au titre de la PAC qui pourraient avoir un impact sur la qualité de l'eau.

¹⁰ Disponible sur le site internet de l'Agreste.

¹¹ Il s'agit de la somme des populations domestiques rejettent leurs eaux usées dans le bassin versant d'une masse d'eau. Pour la majorité des cas on compte une commune pour une masse d'eau mais pour les villes de grande superficie urbaine plusieurs masses d'eau sont souvent comptés.

Les données publiées sur les bénéficiaires d'aides PAC diffusées par le site Telepac du ministère en charge de l'agriculture sont utilisées pour construire deux variables pour la période 2007-2018 selon les hypothèses détaillées dans les annexes en page 34 :

- La variable **AIDES MAECAB HN** représentative des aides versées pour soutenir les mesures agroenvironnementales, l'agriculture biologique et les aides de soutien aux handicaps naturels qui contraignent les taux de chargement pour les éleveurs ;
- La variable **AIDES DECOUPL** représentative des aides découplées.

Il est fait l'hypothèse que les premières mesures pourraient impacter positivement la qualité de l'eau tandis que les aides découplées dont les bénéficiaires historiques sont davantage les grandes cultures auraient un impact négatif.

Le *tableau 3* ci-après présente les statistiques descriptives de variables de contrôle testées pour chacun des modèles.

Tableau 3 : statistiques descriptives des variables de contrôle utilisées pour chacun des modèles

Modèle	Période	Variable	Unité	Effectifs	Écart-type	Moyenne	Min	Max
Ammonium	2008-2015	DEBIT	m ³ /s	578	4,017	1,684	0,002	32,836
		DENSITE POPULATION	hab./km ²	549	420,0	217,0	6,1	2 446,6
Phosphore	2008-2015	DEBIT	m ³ /s	471	0,669	0,569	0,002	3,808
		DENSITE POPULATION	hab./km ²	450	287,2	140,2	6,1	2 200,6
Nitrates	2008-2018	LAG RENDEMENT	100 kg/ha	1 489	17,4	77,0	49,0	110,3
		DEBIT	m ³ /s	1 524	0,474	0,297	0,001	3,935
		AIDES MAECAB HN	K€/masse d'eau	1 588	93,229	47,5705	0	1 501,862
		AIDES DECOUPL	K€/masse d'eau	1 482	767,519	610,382	0	5 050,016
Pesticides	2008-2018	LAG RENDEMENT	100 Kg/ha	943	17,9	77,2	49,0	110,3
		DEBIT	m ³ /s	971	0,543	0,326	0,001	3,935
		AIDES MAECAB	K€/masse d'eau	942	100,994	46,086	0,000	1 501,862
		AIDES DECOUPL	K€/masse d'eau	942	809,571	695,779	0,000	5 050,016
I2M2	2008-2018	DEBIT	m ³ /s	1 002	0,890	0,531	0,002	6,391
		DENSITE POPULATION	hab./km ²	936	318,8	207,9	0,0	2 200,6

Source : auteurs d'après les bases de données AERM ; données Insee, Agreste et Telepac

Partie 3

-

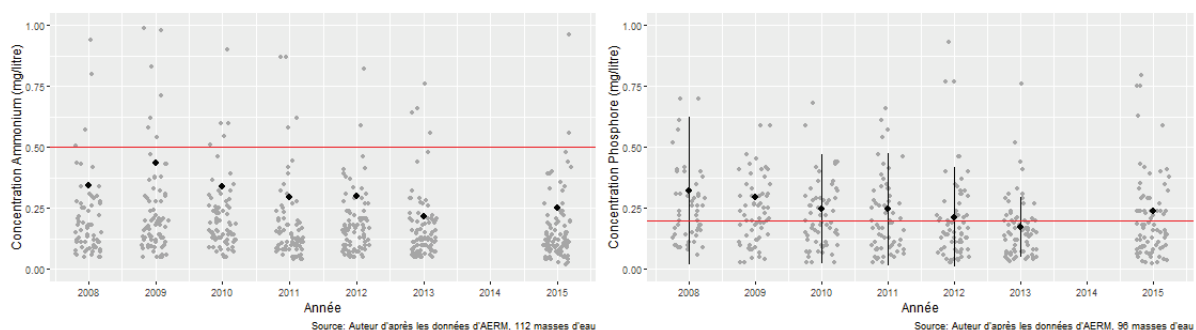
Résultats

I. STATISTIQUES DESCRIPTIVES

A. Condition des masses d'eau

Sur la période 2008-2015, les concentrations moyennes en ammonium s'établissent à un niveau inférieur au seuil critique de 0,50 mg/litre à partir desquelles une masse d'eau n'est pas considérée comme étant en bon état pour ces paramètres selon les critères de la DCE, contrairement au phosphore total pour lequel la valeur seuil de 0,20 mg/litre est dépassée, à l'exception de 2013 (figure 5). Pour les deux polluants, les valeurs moyennes diminuent entre 2009 et 2013, mais remontent en 2015.

Figure 5 : concentrations en ammonium (à gauche) et en phosphore total (à droite) pour les masses d'eau des deux modèles

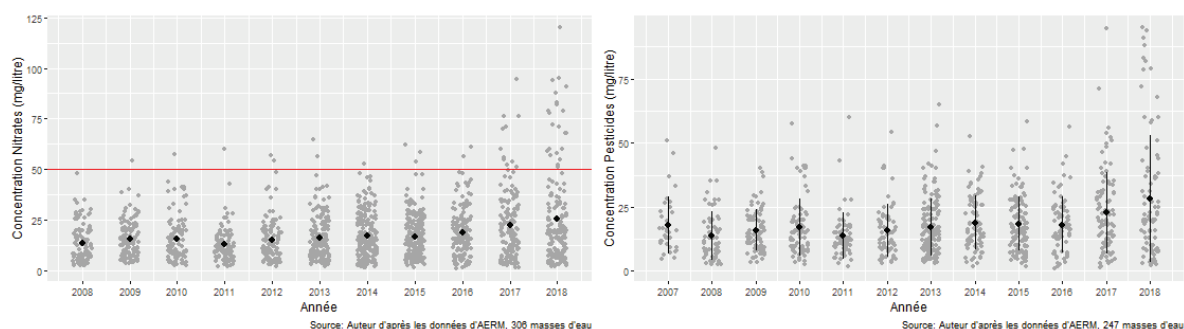


Note de lecture : les graphes représentent un zoom sur les valeurs inférieures à 1 mg/litre des observations des échantillons finaux. Les points gris représentent les valeurs individuelles et les points noirs les valeurs moyennes. La ligne rouge représente le seuil de bon état. Les lignes verticales noires représentent les intervalles de confiance.

Source : auteurs d'après les données AERM

Pour les modèles mesurant l'impact sur les concentrations de nitrates et de pesticides, on observe que les valeurs moyennes annuelles des échantillons sont en constante hausse à partir de 2012, et qu'elles restent, pour les nitrates, inférieures au seuil de 50 mg/litre (figure 6). S'agissant d'un indicateur agrégé, la valeur de l'indice des pesticides ne peut être comparée à une unique valeur limite.

Figure 6 : concentrations en nitrates (à gauche) et en pesticides (à droite) des masses d'eau des deux modèles

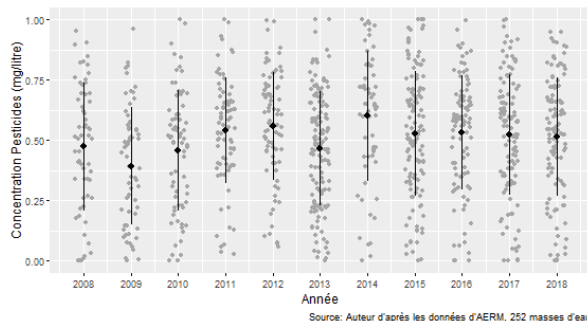


Note de lecture : les points gris représentent les valeurs individuelles et les points noirs les valeurs moyennes. La ligne rouge représente le seuil de bon état. Les lignes verticales noires représentent les intervalles de confiance.

Source : auteurs d'après les données AERM

Les valeurs moyennes de l'I2M2 sont fluctuantes et ne semblent pas suivre une tendance (figure 7).

Figure 7 : indice I2M2 pour les masses d'eau du modèle de mesure de l'impact des opérations visant une restauration de l'hydromorphologie



Source : auteurs d'après les données AERM

Les statistiques descriptives des indicateurs calculées sur les échantillons finaux sont restituées dans le tableau 4 ci-après.

Tableau 4 : statistiques descriptives des variables dépendantes calculées sur les périodes d'observation pour chacun des modèles

Variable	Unité	Période	Effectif	Écart-type	Moyenne	Minimum	Maximum	Médiane
Y _{AMMONIUM}	mg/litre	2008-2015	578	0,706	0,307	0,020	8,020	0,150
Y _{PHOSPHORE}	mg/litre	2008-2015	471	0,257	0,244	0,022	2,710	0,180
Y _{NITRATES}	mg/litre	2008-2019	1 535	13,628	17,698	0,800	120,000	14,700
Y _{PESTICIDES}	mg/litre	2007-2018	979	13,377	18,415	0,800	95,000	15,200
Y _{I2M2}	[0 :1]	2008-2018	1 002	0,248	0,508	0,000	1,000	0,531

Source : auteurs d'après les bases de données AERM

B. Opérations sur les masses d'eau

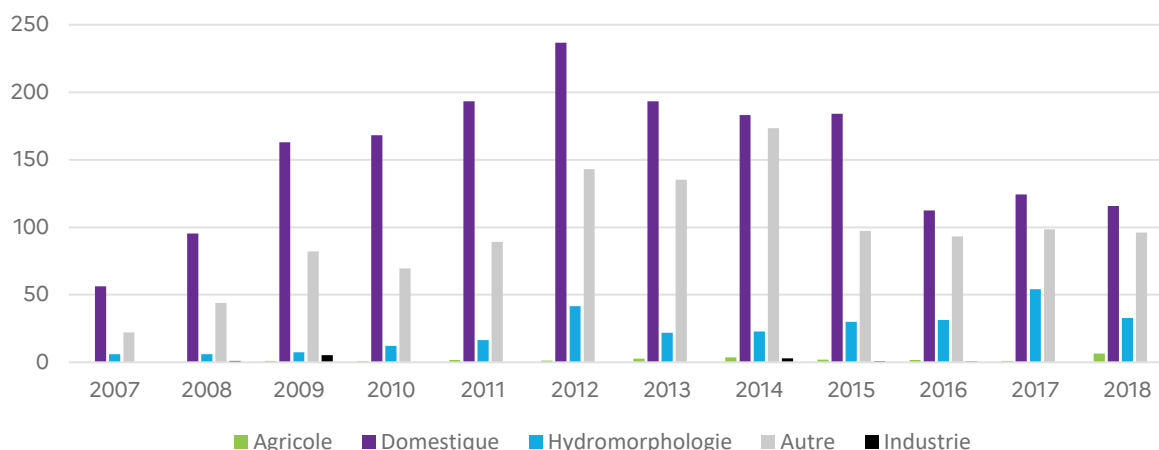
Sur la période 2010-2015, le montant total estimé des opérations réalisées pour les trois origines de pression étudiées s'élève à 1,3 milliard d'euros soit 219 millions d'euros par an, sur un total d'opérations de 2,0 milliards d'euros, hors projets de solidarité internationale. L'année 2012 enregistre des montants particulièrement élevés car elle marque la fin du 9^e programme pluriannuel d'intervention¹² (figure 8).

Les investissements visant à réduire la pression de pollution domestique totalisent sur cette même période 57 % du total, les opérations pour améliorer l'hydromorphologie des cours d'eau 7 % et les opérations de lutte contre les pollutions agricoles 1 %, pour des montants d'opération annuels moyens par masse d'eau bénéficiaire de respectivement 833 milliers d'euros, 157 milliers d'euros et 37 milliers d'euros (voir tableau 10 en annexe).

¹² Les agences de l'eau disposent chacune d'un programme d'intervention courant sur six années, qui fixe les modalités de soutien financier aux maîtres d'ouvrage pour la mise en œuvre des différentes actions des programmes de mesures. Ces programmes d'intervention définissent les domaines et conditions d'interventions des agences de l'eau.

Figure 8 : estimation des montants totaux des travaux financés (tous financeurs), par destination

En millions d'euros



Source : auteurs d'après les bases de données des interventions AERM

II. VALIDITÉ DE L'HYPOTHÈSE DES TENDANCES PARALLÈLES

La validité de l'estimation de l'impact repose sur l'hypothèse des tendances communes (ou « hypothèse des tendances temporelles parallèles ») selon laquelle le groupe traité et le groupe de contrôle ont connu des évolutions similaires avant la mise en œuvre du programme car ils ont subi les mêmes influences. Il est vérifié que les groupes traités et les groupes de contrôle ont connu en moyenne des évolutions similaires avant la mise en œuvre du premier programme de mesures, c'est-à-dire avant 2010 grâce à la conduite de deux tests : une observation graphique des valeurs moyennes des deux groupes puis un test statistique.

Une première observation graphique de la tendance moyenne d'évolution des variables dépendantes Y (condition des masses d'eau) pour le groupe de contrôle et le groupe traité est conduite pour contrôler l'hypothèse pour chaque modèle (*figure 9 à figure 11*). Au-delà, l'observation graphique permet d'avancer que la sélectivité des actions pour traiter la pollution domestique semble pertinente car le groupe traité présente, pour les deux polluants, des concentrations plus élevées que le groupe de contrôle et qui sera traité en fait postérieurement à la période d'observation.

Figure 9 : évolution de la concentration moyenne d'ammonium (à gauche) et de phosphore (à droite) des sous-échantillons de masses d'eau

En mg/litre

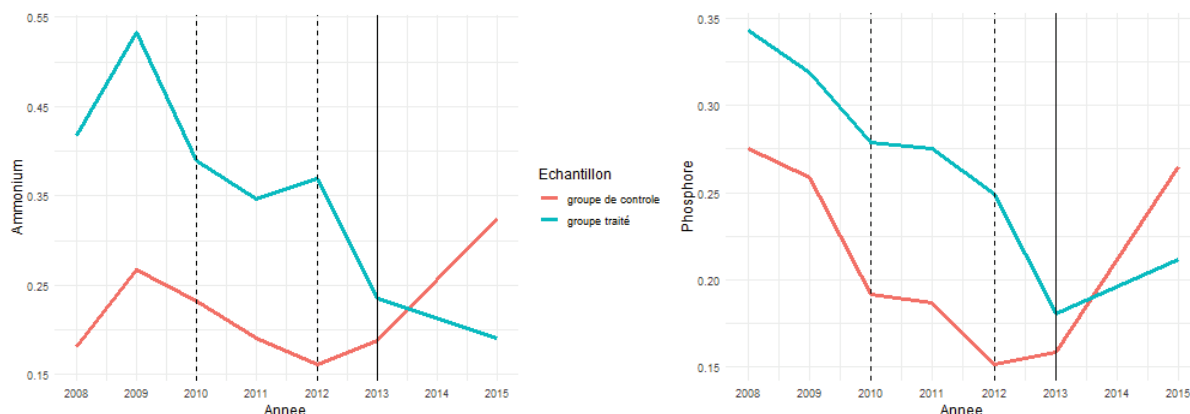


Figure 10 : évolution de la concentration moyenne de nitrates (à gauche) et de pesticides (à droite) des sous-échantillons de masses d'eau

En mg/litre

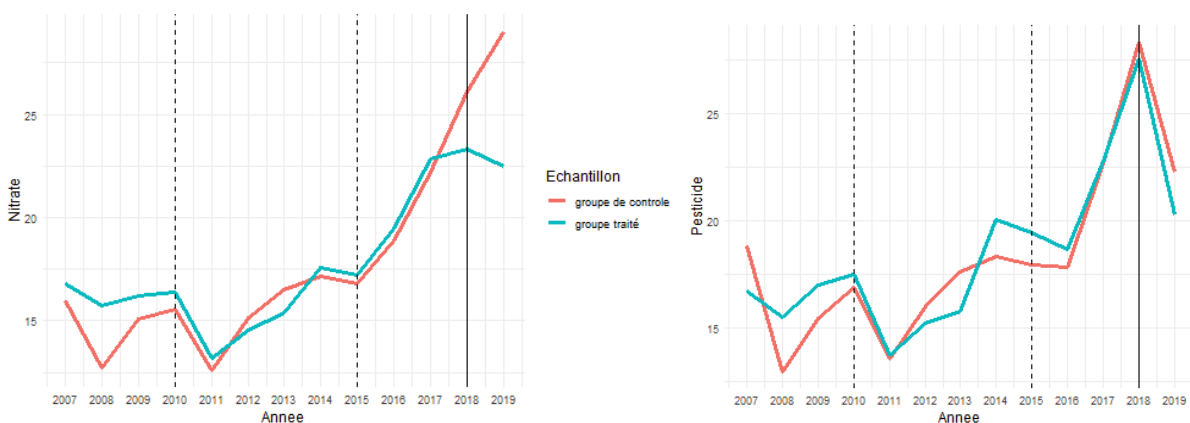
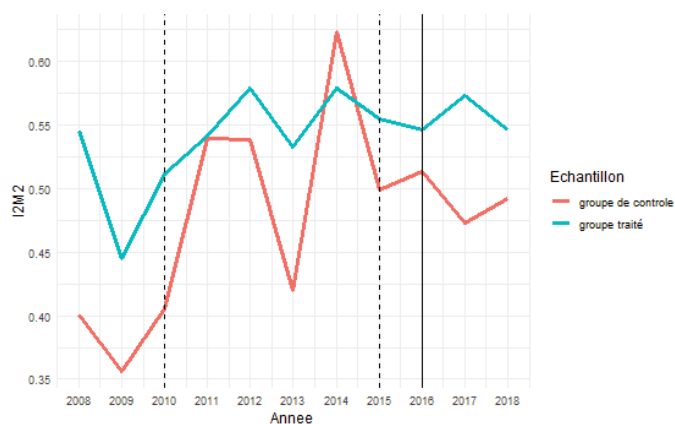


Figure 11 : évolution de la valeur de l'indice I2M2 des sous-échantillons de masses d'eau



Note : pour les cinq figures, la zone entre les deux lignes verticales en pointillés correspond à la période de traitement, et la ligne verticale continue correspond à l'année d'observation de l'impact.

Source : auteurs

En outre, pour tester cette hypothèse des tendances parallèles, suivant les travaux de Keiser et Shapiro (2019), une méthodologie des études d'événement est mise en œuvre par l'estimation des coefficients de l'équation suivante :

$$Y_{i,a} = \alpha + \sum_{k=-4}^2 \varphi_{i,a+k} * T_i + \theta X_{i,a} + \varepsilon_{i,a}$$

Où φ_a représente la série de coefficients d'estimation sur la période pour les années a et k représente la distance à l'année de fin de traitement et où les autres variables sont définies comme dans l'équation (1). Si l'évolution des estimateurs dans la période $k < 0$ n'est pas significative et relativement stable, on peut estimer que l'hypothèse des tendances parallèles est vérifiée. Cependant, si cette évolution est significativement à la hausse ou à la baisse, cela démontre qu'il y a une différence significative entre les deux groupes avant la mise en œuvre du traitement et que l'hypothèse des tendances parallèles n'est pas vérifiée. Autrement dit, si les tendances entre les groupes traité et de contrôle sont les mêmes, alors les coefficients φ_a devrait être non significativement différents de zéro.

Les figures 12 et 13 illustrent les résultats des estimateurs φ_a avec un intervalle de confiance de 95 %. On y observe que les coefficients pour l'ammonium pour la période antérieure de quatre ans à l'année de référence $k = 0$ ne sont pas significativement différents de zéro, indiquant qu'il n'y a pas de différence significative entre les deux groupes, ce qui est en ligne avec l'hypothèse des tendances parallèles. On remarque qu'à la suite de la mise en œuvre du traitement, les coefficients commencent à être significativement différents de zéro et à s'inscrire dans une tendance baissière, indiquant l'impact du traitement. Pour le phosphore l'hypothèse des tendances parallèles semble se vérifier mais sur une période plus courte (deux ans antérieurement à l'année de référence), et l'impact du traitement se lire plutôt à court terme seulement, soit l'année suivant la fin de la période de traitement.

Les tendances pour les indicateurs de pollution d'origine agricole apparaissent davantage cycliques que parallèles, mais sans toutefois montrer de tendance marquée à la hausse ou à la baisse, et montrent ensuite dans les deux cas une nette amélioration après le traitement. Ces conclusions ne peuvent pas être faite de manière si définitive pour l'hydromorphologie puisque l'on observe sur la figure 14 une tendance marquée à la hausse en période de pré-traitement et pas de rupture entre les périodes pré-traitement et post-traitement.

Figure 12 : tendances des coefficients de régression relativement au groupe de contrôle pour l'ammonium (à gauche) et le phosphore (à droite)

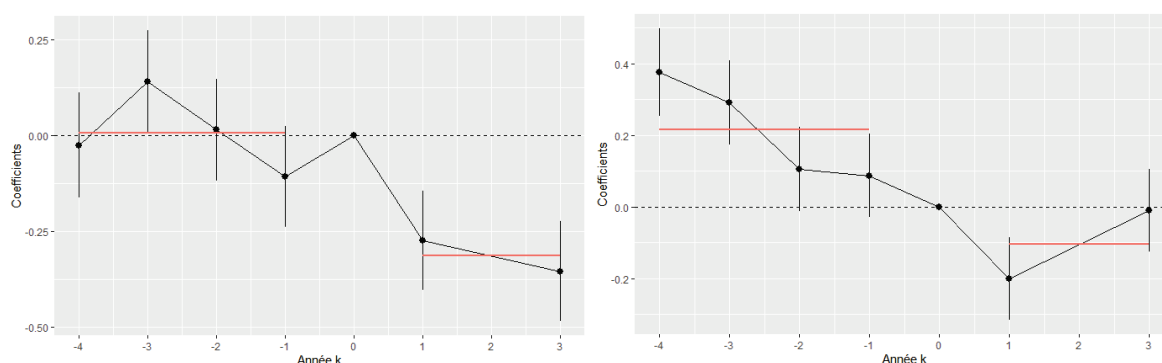


Figure 13 : tendance des coefficients de régression relativement au groupe de contrôle pour les nitrates (à gauche) et les pesticides (à droite)

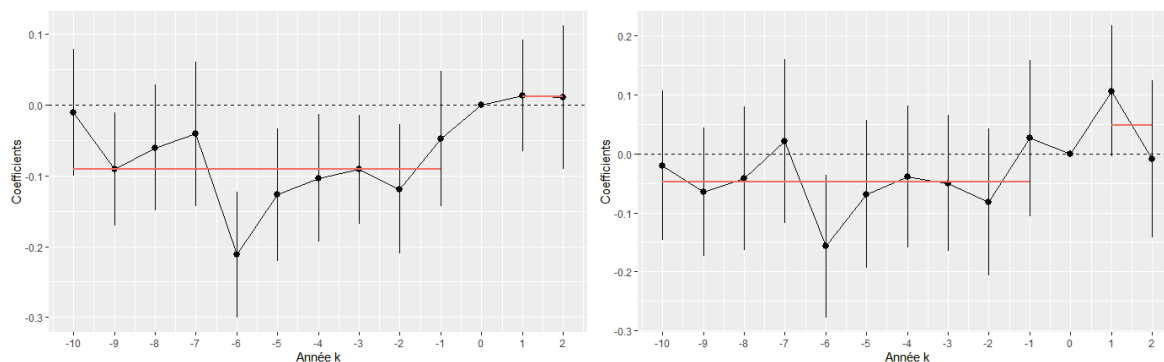
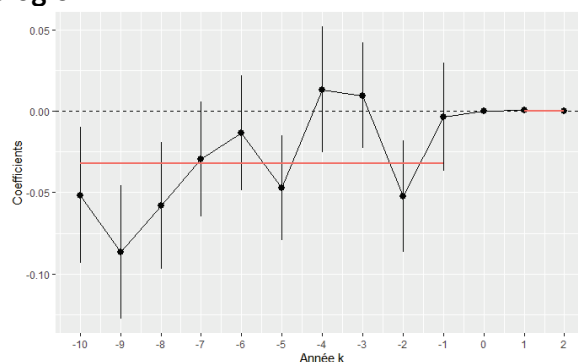


Figure 14 : tendance des coefficients de régression relativement au groupe de contrôle pour l'indice d'hydromorphologie



Note : pour chaque modèle, l'année de référence est l'année marquant la fin du traitement, soit 2012 pour la pollution domestique et 2015 pour les pressions agricole et hydromorphologique. Pour les quatre figures, les points représentent les valeurs des coefficients φ , les traits horizontaux noirs leur intervalle de confiance à 95 %, et les lignes verticales rouge leurs valeurs moyennes sur les sous-période.

Source : auteurs

III. ESTIMATION DES COEFFICIENTS

Les modèles sont spécifiés en log-niveau avec la variable dépendante Y en logarithme telle que :

$$\log(Y)_{i,t} = \alpha + \beta T_i + \gamma t_i + \delta (T_i * t_i) + \theta X_{i,t} + \varepsilon_{i,t}$$

Cette spécification permet une lecture directe des coefficients : on peut interpréter $100 * \delta$ comme le changement en pourcentage de la condition de la masse d'eau lorsque la variable de traitement augmente d'une unité (soit quand elle passe de 0 à 1), toutes choses égales par ailleurs. Elle est en outre particulièrement adaptée à la distribution très asymétrique de la variable dépendante Y .

Dans un premier temps, plusieurs tests sont conduits pour déterminer le modèle approprié pour les données en panel. Le test de Fisher confirme la présence d'effets individuels, tandis que le test de Hausman confirme la présence d'effets aléatoires pour les modèles traitant de l'impact des opérations sur les concentrations d'ammonium et de phosphore, et d'effets fixes pour les modèles d'impact sur concentrations de nitrates, pesticides et sur l'I2M2. Le tableau 5 reporte les résultats de l'estimation des modèles (un modèle par indicateur de pollution, avec une variante pour le phosphore).

Tableau 5 : valeur des estimateurs

	Pollution domestique			Pollution agricole		Hydromorphologie
	Modèle 1 Ammonium	Modèle 2A Phosphore	Modèle 2B Phosphore	Modèle 3 Nitrates	Modèle 4 Pesticides	Modèle 5 I2M2
Variable dépendante	Log Concentration	Log Concentration	Log Concentration	Log concentration	Log concentration	Note [0 :1]
Variable impact	-0,258 ** (0,090)	-0,115 # (0,069)	-0,205 ** (0,078)	-0,115 # (0,064)	-0,080 (0,089)	+0,033 (0,021)
TRAITEMENT * TEMPS	Pr(> t) = 0,004	Pr(> t) = 0,099	Pr(> t) = 0,009	Pr(> t) = 0,071	Pr(> t) = 0,374	Pr(> t) = 0,131
Variables de contrôle						
DENSITE POPULATION	+0,001 * (0,000) Pr(> t) = 0,026	+0,001 # (0,000) Pr(> t) = 0,083	+0,001 # (0,000) Pr(> t) = 0,091			-0,000 (0,000) Pr(> t) = 0,103
DEBIT	-0,062 * (0,024) Pr(> t) = 0,011	-0,309 ** (0,112) Pr(> t) = 0,006	-0,261 * (0,034) Pr(> t) = 0,006			
LAG RENDEMENT				-0,003 * (0,001) Pr(> t) = 0,023	-0,001*** (0,002) Pr(> t) = 0,425	
AIDES MAECAB HN				0,000 # (0,000) Pr(> t) = 0,061	0,000*** (0,000) Pr(> t) = 0,000	
AIDES DECOUPL				-0,000*** (0,000) Pr(> t) = 0,000	-0,000 (0,000) Pr(> t) = 0,200	
TEMPS	-0,161 * (0,076) Pr(> t) = 0,033	-0,196 ** (0,060) Pr(> t) = 0,002	-0,128* (0,061) Pr(> t) = 0,035	+0,109 * (0,044) Pr(> t) = 0,013	+0,123* (0,061) Pr(> t) = 0,046	-0,012 (0,015) Pr(> t) = 0,481
Nombre d'observations	548	450	260	1 588	971	936
Nombre de périodes	7	7	4	13	13	11
R2 ; R2 ajusté	0,17946 ; 0,17191	0,18645 ; 0,17729	0,2904 ; 0,27643	0,36153 ; 0,3587	0,18413 ; - 0,08411	0,01117 ; -0,32078
Modèle	Effets aléatoires	Effets aléatoires	Effets aléatoires	Effets fixes	Effets fixes	Effets fixes
Statistique de test Hausman	chisq = 2,566, df = 3, p-value = 0,463	chisq = 1,025, df = 3, p-value = 0,795	chisq = 2,293, df = 3, p-value = 0,514	chisq = 17,11, df = 5, p-value = 0,004	chisq = 15,387, df = 5, p-value = 0,008	chisq = 13,032, df = 4, p- value = 0,011

Note de lecture : l'écart type est entre parenthèse. Les coefficients ont été corrigés de l'hétéroscédasticité. La probabilité critique $Pr(>|t|)$ est donnée en valeur et par seuil avec # $Pr < 0,10$; * $Pr < 0,05$; ** $Pr < 0,01$; *** $Pr < 0,001$.

Source : auteurs

La spécification du modèle en log-niveau permet une lecture directe des coefficients. Les coefficients de la variable *TEMPS* sont significatifs, et confirment l'évolution des valeurs moyennes observées sur les *figure 5* et *figure 6* ci-avant, à la baisse pour les marqueurs de pollutions domestiques et à la hausse pour les marqueurs des pollutions diffuses agricoles.

Les estimateurs d'impact sont significatifs pour les indicateurs de pollution domestique : une masse d'eau bénéficiaire d'un nouvel ouvrage de traitement des eaux usées présenterait à moyen terme une réduction de concentration d'ammonium et de phosphore de respectivement 26 % (modèle 1) et 11 % (modèle 2A), comparativement à une masse d'eau non bénéficiaire. L'estimation du modèle pour le phosphore sur une période plus resserrée autour de la période du traitement (c'est-à-dire en considérant deux années en pré-traitement et une seule année en post-traitement) conduit à des résultats montrant un impact de 20 % (modèle 2B).

L'impact moins marqué sur le phosphore comparativement à l'ammonium est cohérent avec les analyses conduites par les experts de l'agence de l'eau, à savoir que les STEU créées depuis 2010 sont majoritairement des procédés extensifs adaptés aux petites collectivités, inférieures à 2 000 équivalents-habitants (EH), voire de moins de 500 EH qui traitent mal le phosphore, affichant un rendement moyen de 40 % (Coantic et al., 2022)¹³. Les autres

¹³ Les « procédés extensifs adaptés aux petites collectivités » sont des systèmes épuratoires simplifiés avec une maintenance réduite, il s'agit par exemple des filtres plantés de roseaux et du lagunage naturel, qui constituent la très grande majorité des procédés installés depuis 2010 dans le bassin Rhin-Meuse.

variables de contrôle testées réagissent en accord avec les études antérieures. La variable *DEBIT* influence négativement les deux indicateurs de pollution domestique : plus le débit minimal est faible, plus la concentration est élevée, mais cette corrélation est plus marquée pour le phosphore car les pics apparaissent majoritairement en période d'étiage¹⁴. La variable *DENSITE POPULATION* est positivement corrélée avec les concentrations des polluants.

Concernant les pollutions diffuses agricoles, l'impact à la baisse est significatif pour les nitrates mais de faible importance : une masse d'eau bénéficiaire d'une opération dédiée, ou d'un programme à l'échelle du bassin, départemental ou régional présenterait à moyen terme une concentration de nitrates inférieure de 11 % comparativement à une masse d'eau non traitée (modèle 3), et il est non significatif pour les pesticides (modèle 4). Le résultat sur les nitrates s'établit ainsi dans les mêmes ordres de grandeur que celui de l'étude de Chabé-Ferret et al. (2021) pour lesquels une réduction de nitrates au niveau national de 8 % était estimée sur les zones les plus exposées aux mesures de la directive Nitrates. Pour ces modèles de pollution agricole à effets fixes, la variable *DEBIT*, invariante avec le temps, n'est pas conservée. Pour chacun des modèles, la variable de *RENDEMENT*, proxy des conditions climatiques propices au lessivage des sols et aux pollutions dans les cours d'eau, est significativement corrélée négativement à la concentration des polluants, comme il l'était supposé, bien que la corrélation soit très faible. L'impact des autres aides distribuées sur le territoire aux exploitations agricoles *AIDES MAECAB HN* et *AIDES DECOUPL* apparaît nul sur les concentrations de polluants à l'échelle de l'étude. Il est possible que la localisation de ces aides, basée sur le seul critère de résidence administrative de l'agriculteur bénéficiaire, ainsi que le ciblage trop large des mesures susceptibles d'avoir un impact sur le milieu aquatique, expliquent ces résultats. Mais l'impact nul peut aussi s'expliquer par la faible variabilité, temporelle et individuelle, de ces deux variables durant la période étudiée.

La méthode économétrique employée sur l'échelle spatiale et la période d'observation ne permettent pas de détecter d'impact significatif sur l'indice des invertébrés consécutivement à des opérations de restauration hydromorphologique (modèle 5). Une analyse plus fine des données s'avère nécessaire : des masses d'eau référencées comme traitées ont pu faire l'objet d'une restauration sur une petite partie de leur linéaire seulement, et pas à proximité de la station de mesure de l'I2M2, d'où des artefacts potentiellement importants.

¹⁴ Les débits d'étiage étant en baisse en raison du changement climatique, on observe une tendance à l'augmentation des concentrations de phosphore en été. Par ailleurs, les filières rustiques nitrifiant très bien l'azote, le rejet d'azote de ces stations d'eaux usées en milieu rural est principalement sous forme de nitrates.

IV. TESTS DE ROBUSTESSE

Pour réaliser les tests placebo, une mesure est simulée en 2009 avant la mise en œuvre des premières mesures du premier programme de mesures pour chaque modèle. Les résultats des simulations permettent de conclure qu'aucun impact significatif de la mesure « placebo » n'est détectée sur les groupes, tandis que les variables de contrôle qui étaient significatives dans les modèles initiaux le restent (tableau 6).

Tableau 6 : valeur des estimateurs pour une simulation placebo

Variable dépendante	Pollution domestique		Pollution agricole		Hydromorphologique
	Ammonium	Phosphore	Nitrates	Pesticides	I2M2
	Log Concentration	Log Concentration	Log concentration	Log concentration	[0 :1]
Variable impact TRAITEMENT * TEMPS	- 0,195 (0,137) Pr(> t) = 0,155	- 0,087 (0,107) Pr(> t) = 0,419	- 0,036 (0,046) Pr(> t) = 0,430	0,005 (0,061) Pr(> t) = 0,937	- 0,022 Pr(> t) = 0,456
Variables de contrôle					
DENSITE POPULATION	+ 0,000* (0,000) Pr(> t) = 0,027	+ 0,000* (0,000) Pr(> t) = 0,026			0,000 (0,000) Pr(> t) = 0,140
DEBIT	- 0,061* (0,012) Pr(> t) = 0,013	- 0,044** (0,014) Pr(> t) = 0,001			
LAG RENDEMENT			- 0,002 # (0,001) Pr(> t) = 0,080	- 0,001 (0,001) Pr(> t) = 0,540	
AIDES MAECAB HN			0,000* (0,000) Pr(> t) = 0,027	0,000*** (0,000) Pr(> t) = 0,000	
AIDES DECOUPL			- 0,000*** (0,000) Pr(> t) = 0,000	- 0,000*** (0,000) Pr(> t) = 0,000	
TEMPS	0,057 (0,109) Pr(> t) = 0,601	- 0,279** (0,089) Pr(> t) = 0,002	- 0,009 (0,027) Pr(> t) = 0,718	0,000 (0,035) Pr(> t) = 0,874	- 0,003 (0,002) Pr(> t) = 0,088,
Nombre d'observations	549	549	1 588	971	936
Nombre de périodes	7	7	13	13	11
R2 ; R2 ajusté	0,0739 ; 0,0653	0,1864 ; 0,1773	0,1165 ; - 0,0835	0,1732 ; - 0,0986	0,0078 ; - 0,3253
Modèle	Effets aléatoires	Effets aléatoires	Effets fixes	Effets fixes	Effets fixes
Statistique de test Hausman	chisq = 0,96358, df = 3, p-value = 0,810	chisq = 0,41974, df = 3, p-value = 0,936	chisq = 55,998, df = 5, p-value = 0,000	chisq = 25,647, df = 5, p-value = 0,000	chisq = 23,576, df = 4, p-value = 0,000

Note de lecture : l'écart type est entre parenthèse. Les coefficients ont été corrigés de l'hétéroscédasticité. La probabilité critique Pr(>|t|) est donnée en valeur et par seuil avec # Pr < 0,10 ; * Pr < 0,05 ; ** Pr < 0,01 ; *** Pr < 0,001.

Source : auteurs

Partie 4

-

Conclusion

La méthode économétrique de double différence est mise en application sur les données de l'agence de l'eau Rhin-Meuse pour évaluer dans quelle mesure les interventions soutenues financièrement par l'agence pendant le premier cycle de gestion de la DCE (2010-2015) ont modifié significativement la condition des cours d'eau soumis aux pollutions domestiques et agricoles et aux obstacles hydromorphologiques. Les enjeux majeurs de la réalisation de cette étude sont le choix des variables, qui nécessitent une compréhension fine des interactions entre les polluants et l'environnement des masses d'eau, et la disponibilité des données pour les construire. Concernant les données, les deux principales difficultés relèvent de la localisation des variables à l'échelle des masses d'eau, et du paramétrage de la variable de traitement.

Pour chacune des trois pressions étudiées, les évolutions d'indicateurs de condition sont comparées entre des masses d'eau sur lesquelles ont été conduites des interventions et des masses d'eau n'ayant pas bénéficié d'interventions. Les estimateurs d'impact sont significatifs pour les indicateurs de pollution domestique : une masse d'eau bénéficiaire d'un nouvel ouvrage de traitement des eaux usées présenterait à moyen terme une diminution de concentration d'ammonium et de phosphore total de respectivement 26 % et 11 % comparativement à une masse d'eau non bénéficiaire. Si l'on applique ces coefficients au niveau de concentration des masses d'eau traitées, un tel impact correspond à une diminution de la valeur moyenne de 0,11 mg/litre d'ammonium¹⁵ pour un seuil de bon état de 0,50 mg/litre et à une diminution de la valeur maximale observée de 0,03 mg/litre de phosphore total¹⁶ pour un seuil de bon état de 0,20 mg/litre. Ces gains peuvent être rapportés à un coût moyen d'opération visant à traiter une masse d'eau pour la pollution domestique sur la même période 2010-2012 d'environ 830 000 euros (tous co-financiers compris)¹⁷.

Concernant les pollutions diffuses agricoles, les opérations financées ne sont pas des ouvrages de dépollution mais des actions de sensibilisation, d'accompagnement au changement des pratiques qui produisent des effets moins directs et moins immédiats sur la qualité des cours d'eau. En effet, l'impact à la baisse est significatif pour les nitrates mais de faible importance : une masse d'eau traitée présenterait à moyen terme une concentration moyenne de nitrates inférieure de 11 % par rapport à une masse d'eau non traitée, soit près de 1,82 mg/litre¹⁸ pour un seuil de bon état de 50 mg/litre, et il est non significatif pour les pesticides. La méthode économétrique employée ne permet pas de détecter d'impact significatif sur la valeur de l'I2M2 : une analyse plus fine des données s'avérerait nécessaire pour mieux faire relier les masses d'eau aux interventions financées. Ces premiers résultats appellent à reproduire les analyses sur d'autres périodes plus récentes, et surtout sur d'autres périmètres géographiques pour mettre en évidence d'autres paramètres territoriaux impactant le milieu des masses d'eau et l'efficacité des actions.

¹⁵ Le coefficient de 26 % est appliqué à la concentration moyenne qui s'élève à 0,41 mg/litre entre 2007 et 2012 pour le groupe de masses d'eau traitées.

¹⁶ Le coefficient de 11 % est appliqué à la concentration maximale (pic de concentration) qui s'élève à 0,31 mg/litre entre 2007 et 2012 pour le groupe de masses d'eau traitées.

¹⁷ Les agences interviennent en co-financement. Globalement sur la période 2010-2020, elles ont contribué annuellement à hauteur de 1,8 milliard d'euros sur les 3 à 4 milliards d'euros dépensés pour la politique de l'eau.

¹⁸ Le coefficient de 11 % est appliqué à la concentration moyenne de 15,99 mg/litre entre 2008 et 2015 pour le groupe de masses d'eau traitées.

Annexes

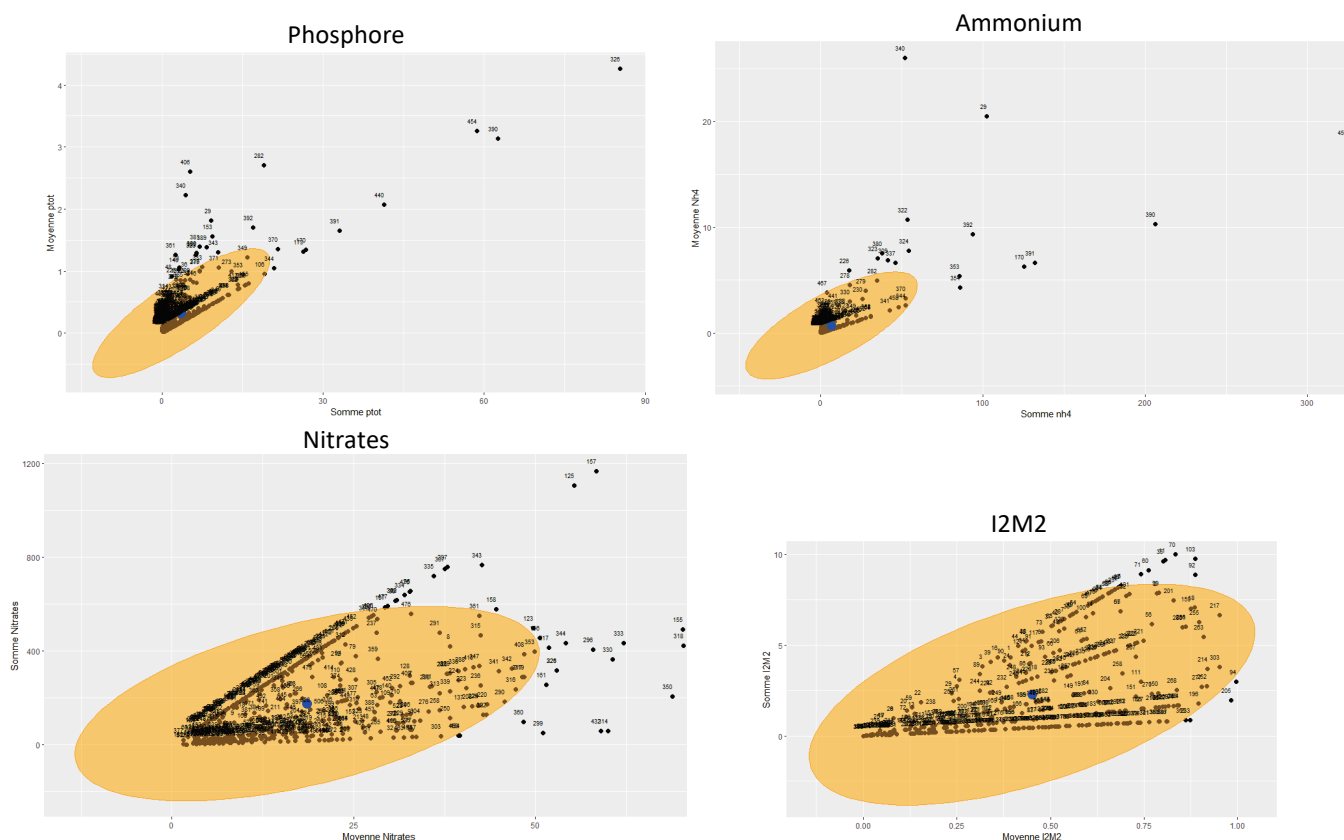
PRÉPARATION DES DONNÉES

A. Variable dépendante

Pour l'étude des pressions domestique et agricole, 27 masses d'eau situées à proximité d'industries agro-alimentaires ou caractérisées comme subissant des pollutions industrielles ont été exclues de l'échantillon.

Les valeurs aberrantes sont détectées pour chacun des quatre échantillons par l'observation graphique de la distance de Mahalanobis des valeurs de concentration de phosphore, ammonium, nitrates et mesure de l'I2M2 (figure 15). La mesure de distance de Mahalanobis locale est définie pour indiquer la distance entre un échantillon et une région saine, représentée graphiquement par une ellipse. Les mesures paraissant aberrantes sur la base de ce critère ont ensuite été individuellement analysées : les masses d'eau exposées à des épisodes de pollution extrêmes atypiques non représentatifs ont été exclues de l'échantillon tandis que celles qui ne constituaient *in fine* par une anomalie y ont été maintenues.

Figure 15 : représentation des distances de Mahalanobis pour les quatre indicateurs



Source : auteurs

Le *tableau 7* restitue ci-après la liste des masses d'eau exclues de l'analyse sur la base des critères ci-avant détaillés.

Tableau 7 : valeur des estimateurs et masses d'eau exclues des échantillons

	Domestique	Agricole	Hydromorphologie
Masses d'eau identifiées impactées par les pressions industrielles	FRB1R471, FRB1R487, FRB1R541, FRB1R550, FRB1R573, FRCR132, FRCR135, FRCR146, FRCR197, FRCR205, FRCR206, FRCR225, FRCR230, FRCR282, FRCR304, FRCR378, FRCR382, FRCR392, FRCR398, FRCR432, FRCR455, FRCR456, FRCR458, FRCR459, FRCR712, FRCR715, FRCR79		
Masses d'eau retirées de l'échantillon après contrôle graphique	FRCR276, FRCR151, FRCR392, FRCR393 (station de mesure 2086460), FRCR458 (stations de mesure 2103850 et 2103910), FRCR189, FRCR269, FRCR377, FRCR379, FRCR38, FRCR397, FRCR399, FRCR425, FRCR43, FRCR469, FRCR61, FRCR716	FRB1R498, FRB1R528, FRB1R530, FRCR196, FRCR266, FRCR348, FRCR359, FRCR379, FRCR399, FRCR408	FRCR151, FRCR156

Source : auteurs

DISTANCE DE MAHALANOBIS

Pour l'ensemble $\{X_k\}$ de N vecteurs de longueur L (correspondant à un échantillon de N unités avec L variables), ayant une matrice de variances-covariances Σ , la distance de Mahalanobis DM entre deux vecteurs X_i et X_j tirés de cet échantillon est définie comme ceci :

$$DM(X_i, X_j) = \sqrt{(X_i - X_j)^T \Sigma^{-1} (X_i - X_j)}$$

Pour mémoire, la distance euclidienne DE , distance usuelle de la géométrie, s'écrit :

$$DE(X_i, X_j) = \sqrt{(X_i - X_j)^T (X_i - X_j)}$$

La distance de Mahalanobis est donc la distance euclidienne appliquée après transformation des variables pour que leurs variances soient égales à 1, et leurs covariances égales à 0.

Géométriquement, cette opération transforme des cercles en ellipses, par étirement et rotation.

Ainsi, elle est invariante selon l'échelle, pour n'importe quelle composante des vecteurs : si on multiplie la p -ième composante de chaque vecteur de l'échantillon $\{X_k\}$ par une même constante, les distances de Mahalanobis restent identiques. On a ainsi une distance qui permet de comparer de manière pertinente des données avec plusieurs variables et éventuellement corrélées.

Extrait de La tarification incitative de la gestion des ordures ménagères - Quels impacts sur les quantités collectées ?, CGDD, 2016.

B. Variable de traitement

La base de données des interventions recense 23 188 opérations conduites entre 2007 et 2018 pour le bassin de Rhin-Meuse et ayant bénéficié d'un cofinancement de la part de l'agence. L'année 2007 correspond à l'année de mise en place des premiers dispositifs de surveillance de la DCE. Pour chaque opération, y sont renseignés notamment l'année d'intervention, la date de fin de travaux, la masse d'eau bénéficiaire, la nature de l'intervention grâce à différents champs (code OSMOSE, numéro de mesure, numéro de ligne de programme, libellé de la ligne de programme, code de la nature de l'opération, libellé de la nature de l'opération, description de l'opération) ainsi que les montants financiers de l'opération. Sont distingués le « montant des travaux » qui correspond à une première estimation du total des travaux tous financeurs confondus, saisi lors de l'instruction du dossier de demande d'aide, le montant sur lequel l'agence applique son taux d'aide selon les délibérations en vigueur au moment de l'instruction du dossier, et le montant de l'aide effectivement versée par l'agence.

Pour être utilisée dans le modèle chaque opération doit être rattachée à une masse ou des masses d'eau, une année, un montant et une origine de pression :

- Parmi les opérations enregistrées sur la période 2007-2018, 15 947 opérations sont localisées, c'est-à-dire rattachées à une ou des masses d'eau, tandis que 7 241 opérations représentant près 20 % des opérations en valeur ne sont pas localisées. Une procédure est appliquée pour affecter les opérations non localisées à partir d'une recherche textuelle sur le libellé de l'opération (nom de la masse d'eau, nom de la commune, code postal, code de la commune Insee) en utilisant une matrice de correspondance indiquant les communes traversées par les masses d'eau. Cette procédure permet de réaffecter 3 475 opérations à un ou plusieurs masses d'eau. Le reliquat des opérations n'est pas pris en compte pour le reste des analyses ;
- Les montants des opérations initialement rattachés à plusieurs masses d'eau ou qui le sont du fait de la procédure de relocalisation sont ensuite ventilés entre chaque masse d'eau en suivant l'hypothèse d'une répartition à part égale ;
- Par défaut la date de l'intervention est définie comme étant celle de la date de fin de travaux et lorsque cette dernière n'est pas renseignée l'année d'opération est conservée ;
- Le montant des travaux est considéré comme étant le meilleur estimateur des dépenses totales effectivement réalisées ;
- Les opérations sont rattachées aux trois origines de pressions à partir du libellé de la ligne du programme d'intervention, selon la matrice de correspondance suivante :

Tableau 8 : répartition des opérations par pression ou contrainte

Origine de la pression ou contrainte	Libellés de la ligne de programme d'intervention de l'agence
Pollution domestique	Réseaux d'assainissement des eaux usées, Traitement des eaux usées des usagers domestiques et assimilés, Élimination des déchets (avant 2014)
Pollution agricole	Lutte contre la pollution agricole, hors protection de captages
Contrainte hydro-morphologique	Restauration et gestion des milieux aquatiques, Protection de la ressource, Gestion quantitative de la ressource hors études

Source : auteurs

L'utilisation de cette base implique de considérer uniquement les opérations d'investissement ou d'exploitation, hors aspects réglementaires, qui sont soutenues financièrement par l'agence de l'eau, et de faire l'hypothèse qu'un cofinancement de sa part est sollicité dans la plupart des opérations conduites sur le territoire du bassin.

C. Variable de contrôle : données des aides de la PAC

Les données publiées sur les bénéficiaires d'aides de la PAC diffusées par le site Telepac du ministère en charge de l'agriculture pour la période 2014-2018 révèlent pour chaque bénéficiaire une localité de rattachement, le montant des aides versées et un libellé de mesure. Les données sont agrégées par commune et ventilées sur les masses d'eau selon la matrice de correspondance liant les masses d'eau aux communes. Des données brutes étant manquantes pour l'année 2016, les chiffres de l'année 2015 sont repris le cas échéant.

Pour la période 2007-2010, les données des paiements aux personnes morales sont agrégées par commune et par pilier pour les années 2011 et 2010. Un coefficient de variation entre 2011/2010 est calculé pour chaque pilier, par commune. Les coefficients ainsi calculés sont appliqués, par pilier et par commune, sur les données des versements totaux précédents de 2011 (personnes morales et physiques) pour estimer les versements totaux par commune pour 2010. Ensuite, les estimations pour 2010 sont répliquées sur la période 2007-2010 car il est observé une stabilité sur cette période au niveau régional.

Ensuite, à partir de la base de données ainsi constituée, sont créées deux variables décrivant les aides susceptibles d'avoir un impact sur la condition des masses d'eau :

- La variable **AIDES MAECAB** représentative des aides versées pour soutenir les mesures agro-environnementales et l'agriculture biologique (rubriques « V/B.2.4 - Aides agroenvironnementales », « IV/A.15 - Soutien agroenvironnement-climat », « V/B.4.2 - LEADER - volet gestion de l'environnement et des terres », « V/B.1.12 - Mesures d'adaptation aux normes communautaires », « IV/A.16 Aides à l'agriculture biologique », « V/B.2.1 - Soutien handicaps naturels en zones de montagne ») ;
- La variable **AIDES DECOUPL** représentative des aides découplées (rubriques « I.1 - Aide unique découplée à la surface (DPU) », « II.1 - Aide de base découplée à la surface (DPB) »).

Pour la période 2011-2013, les données de 2014 sont répliquées sur la période car il est observé une stabilité des aides versées entre 2011 et 2014 au niveau régional¹⁹.

Après ces retraitements, les aides s'élèvent en moyenne à près de 120 millions d'euros par an entre 2010 et 2015 pour les mesures agroenvironnementales et les aides découplées (tableau 9).

¹⁹ Cette stabilité est observée lorsque l'on consolide les lignes « Aides découplées - DPU, DPB, paiement redistributif, paiement vert, paiement additionnel aux jeunes agriculteurs- (k€) » et « Aides agro-environnementales (k€) » des comptes d'exploitation des exploitations agricoles des départements de Lorraine, d'Alsace et de Champagne-Ardenne, enquêtées annuellement par le Réseau d'information comptable agricole (RICA) consultable sur le site internet de l'Agreste

Tableau 9 : montants des aides versées par la PAC aux exploitations agricoles localisées sur le bassin

En millions d'euros

	Aides MAE, agriculture biologique et handicaps naturels	Aides découplées	Autres aides	Total des aides
2007	3,6	58,1	12,8	74,1
2008	4,6	68,5	16,3	88,8
2009	4,9	82,7	18,7	105,6
2010	5,2	81,9	18,5	104,9
2011	4,6	78,9	15,5	98,4
2012	4,5	81,7	16,4	101,9
2013	5,2	107,2	19,9	131,5
2014	6,5	119,2	24,3	149,1
2015	4,1	106,4	31,0	141,5
2016	3,5	87,3	25,9	116,7
2017	8,6	47,8	76,9	133,3
2018	16,4	43,0	73,9	133,2

Source : auteurs à partir des données diffusées par le site Telepac

STATISTIQUES DESCRIPTIVES SUR LES OPÉRATIONS

Tableau 10 : montant total des travaux estimés (tous financeurs), par destination

En millions d'euros

	Agricole	Domestique	Hydromorphologie	Sous-total	Autre	Industrie	Total
2007	0,1	56,4	6,0	62,4	22,2	0,0	84,7
2008	0,2	95,3	6,0	101,6	43,9	1,0	146,5
2009	0,9	162,9	7,4	171,2	82,1	5,2	258,6
Sous-total 2007-2009	1,2	314,6	19,4	335,2	148,3	6,2	489,7
2010	0,9	168,2	12,2	181,3	69,6	0,1	250,9
2011	1,8	193,3	16,4	211,5	89,3		300,8
2012	1,2	236,7	41,6	279,5	143,1		422,6
2013	2,8	193,3	21,9	218,1	135,3	0,1	353,5
2014	3,6	183,2	22,8	209,6	173,4	3,0	385,9
2015	1,9	184,1	30,0	215,9	97,4	0,7	314,0
Sous-total 2010-2015	12,2	1 158,8	144,9	1 315,9	708,1	3,8	2 027,7
2016	1,8	112,5	31,4	145,7	93,3	0,5	239,4
2017	1,1	124,4	54,1	179,6	98,5	0,2	278,4
2018	6,4	115,7	32,7	154,9	96,1	0,1	251,1
Sous-total 2016-2021	9,3	352,6	118,2	480,2	287,9	0,8	768,9

Source : auteurs d'après la base de données des interventions AERM

Tableau 11 : montant moyen des travaux estimés (tous financeurs) par masse d'eau bénéficiaire, par destination

En euros

	Agricole	Domestique	Hydro-morphologie	Autre	Industrie
2007	4 867	490 036	57 938	77 789	1 734
2008	5 956	506 910	71 773	118 118	245 389
2009	8 600	708 298	64 112	186 598	2 623 401
Moyenne 2007-2009	6 474	568 414	64 608	127 502	956 842
2010	12 934	728 282	102 206	134 275	30 001
2011	18 424	776 347	86 106	152 680	nd
2012	17 435	935 658	281 092	257 426	nd
2013	71 925	782 702	139 753	250 120	73 230
2014	82 808	844 056	167 286	383 559	1 482 501
2015	20 094	929 580	168 486	281 479	90 252
Moyenne 2010-2015	37 270	832 771	157 488	243 256	418 996
2016	32 727	614 896	158 620	236 127	157 735
2017	24 364	707 016	314 327	268 480	75 773
2018	85 961	856 928	126 853	239 031	149 001
Moyenne 2016-2021	47 684	726 280	199 933	247 879	127 503

nd : non disponible.

Source : auteurs d'après la base de données des interventions AERM

BIBLIOGRAPHIE

- AERM. (2013). [10^e programme d'intervention de l'agence de l'eau Rhin-Meuse 2013-2018](#).
- AERM. (2017a). *Impacts des actions menées sur la qualité des milieux aquatiques, bassin de l'Orne, Agence de l'eau Rhin-Meuse*.
- AERM. (2017b). *Impacts des actions menées sur la qualité des milieux aquatiques, bassin de la Chiers, Agence de l'eau Rhin-Meuse*.
- AERM. (2021). *SDAGE « Rhin » et « Meuse » - 2022-2027 Tome 2 – Objectifs de qualité et de quantité des eaux, partie 3 : les progrès accomplis*.
- AERM. (2023). *Étude sur l'origine et la dynamique du phosphore dans les milieux aquatiques en zone rurale*.
- AESN. (2021). *Évaluation de la politique d'assainissement non collectif de l'agence de l'eau Seine-Normandie, Synthèse des résultats et recommandations*.
- Albouy, D. (2004). [Program Evaluation and the Difference in Difference Estimator](#). In *Notes du cours Economics 131 in Public economics, Université de Californie (Berkeley) au printemps 2004*.
- Berbel, J., Martin-Ortega, J., & Mesa, P. (2011). [A Cost-Effectiveness Analysis of Water-Saving Measures for the Water Framework Directive: the Case of the Guadalquivir River Basin in Southern Spain](#). *Water Resources Management*, 25(2), 623–640.
- Boets, P., Dillen, A., Mertens, J., Vervaeke, B., Van Thuyne, G., Breine, J., Goethals, P., & Poelman, E. (2021). [Do investments in water quality and habitat restoration programs pay off? An analysis of the chemical and biological water quality of a lowland stream in the Zwalm River basin \(Belgium\)](#). *Environmental Science and Policy*, 124(June), 115–124.
- Chabé-Ferret, S., Dupont-Courtade, L., & Treich, N. (2017). [Évaluation des politiques publiques : expérimentation randomisée et méthodes quasi-expérimentales](#). *Économie & prévision*, 211–212(2–3), 1–34.
- Chabé-Ferret, S., Reynaud, A., & Tène, E. (2021). Water Quality, Policy Diffusion Effects and Farmers' Behavior. *TSE Working Papers*, 1229(June).
- Coantic, A., Petitgenet, S., & Ollagnon, B. (2022). Directive eaux résiduaires urbaines DERU, 91/271/EEC. *Techniques Sciences Méthodes*, 3, 15–24.
- Cropper, M., & Griffith, C. (1994). The interaction of population growth and environmental quality. *Am. Econ. Assoc. Pap. Proc.*, 84(2), 250–254.
- Givord, P. (2014). Méthodes économétriques pour l'évaluation de politiques publiques. *Economie et Prévisions*, 1(204–205), 1–28.
- Guillaud, J.-F., & Bouriel, L. (2007). [Relation concentration-debit et evolution temporelle du nitrate dans 25 rivières de la région Bretagne \(France\)](#). *Revue Des Sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 20(2), 213–226.
- Holguin-Gonzalez, J. E., Boets, P., Everaert, G., Pauwels, I. S., Lock, K., Gobeyn, S., Benedetti, L., Amerlinck, Y., Nopens, I., & Goethals, P. L. M. (2014). [Development and assessment of an](#)

[integrated ecological modelling framework to assess the effect of investments in wastewater treatment on water quality](#). *Water Science and Technology*, 70(11), 1798–1807.

- Keiser, D., & Shapiro, J. (2019). [Consequences of the clean water act and the demand for water quality](#). *The Quarterly Journal of Economics*, 349–396.
- Lemm, J. U., Venohr, M., Globevnik, L., Stefanidis, K., Panagopoulos, Y., van Gils, J., Posthuma, L., Kristensen, P., Feld, C. K., & Mahnkopf, J. (2021). Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: Towards an integrated understanding of river status deterioration. *Global Change Biology*, 27(9), 1962–1975.
- Mondy, C., Villeneuve, B., Archaimbault, V., & Usseglio-Polatera, P. (2021). Une nouvelle génération d'indicateurs : l'exemple de l'indice invertébrés multimétrique I2M2. *Sciences Eaux & Territoires*, 3(37).
- OFB. (2022). *Évaluation de l'incidence de la politique agricole commune (PAC) sur l'eau : quels enseignements ?*
- Rice, J., & Westerhoff, P. (2017). High levels of endocrine pollutants in US streams during low flow due to insufficient wastewater dilution. *Nature Geoscience*, 10(8), 587–591.
- She, Y., Liu, Y., Jiang, L., & Yuan, H. (2019). [Is China's River Chief Policy effective? Evidence from a quasi-natural experiment in the Yangtze River Economic Belt, China](#). *Journal of Cleaner Production*, 220, 919–930.
- Zhou, Z., Liu, J., Zhou, N., Zhang, T., & Zeng, H. (2021). [Does the "10-Point Water Plan" reduce the intensity of industrial water pollution? Quasi-experimental evidence from China](#). *Journal of Environmental Management*, 295(May), 113048.

SIGLES

AESN	Agence de l'eau Seine-Normandie
AERM	Agence de l'eau Rhin-Meuse
CGDD	Commissariat au développement durable
DCE	Directive-cadre sur l'eau
I2M2	Indice invertébrés multimétrique
OFB	Office français pour la Biodiversité

Table des matières

Partie 1 - Introduction	5
I. Contexte général	6
II. Revue des travaux existants	8
III. Objectifs	10
IV. Enjeux sur le bassin Rhin-Meuse	10
Partie 2 - Méthodologie et données	12
I. Méthodologie	13
A. Cadre de la double différence	13
B. Stratégie empirique	14
II. Choix des variables et données	16
A. Variable dépendante Y	16
B. Variable de traitement T	17
C. Variables de contrôle X	19
Partie 3 - Résultats	22
I. Statistiques descriptives	23
A. Condition des masses d'eau	23
B. Opérations sur les masses d'eau	24
II. Validité de l'hypothèse des tendances parallèles	25
III. Estimation des coefficients	28
IV. Tests de robustesse	31
Partie 4 - Conclusion	32
Annexes	34
Préparation des données	35
A. Variable dépendante	35
B. Variable de traitement	37
C. Variable de contrôle : données des aides de la PAC	38
Statistiques descriptives sur les opérations	39
Bibliographie	41
Sigles	42



MINISTÈRE
DE LA TRANSITION
ÉCOLOGIQUE
ET DE LA COHÉSION
DES TERRITOIRES

*Liberté
Égalité
Fraternité*

**Commissariat général
au développement durable**

Service de l'économie verte et solidaire
Sous-direction de l'économie et de l'évaluation
Tour Séquoia – 92055 La Défense cedex
Courriel : diffusion.cgdd@developpement-durable.gouv.fr

www.ecologie.gouv.fr