

RAPPORT DE RECHERCHE

Évaluation de l'impact des actions de police de l'eau sur la qualité des eaux de surface en France*

Sylvain Chabé-Ferret, Eric Mermet, Anouch Missirian,
Arnaud Reynaud, and Alexis Bouteloup

Toulouse School of Economics

23 janvier 2026

Version finale

(révisée en mars 2026)

Cour des comptes



TSE Toulouse
School of
Economics

Ce travail s'inscrit dans le cadre d'une convention de recherche et développement entre la Cour des comptes et la Fondation TSE-Partenariat, Fondation de coopération scientifique abritée par la Fondation Jean Jacques Laffont-TSE.

Nous remercions la Cour des comptes pour son soutien technique et financier, et tout particulièrement Laurence Assous, Marion Bobenriether et Amélie Elluin. Ce travail n'a été possible que grâce au concours des services de l'Etat qui ont notamment mis à disposition des chercheurs l'ensemble des données de police de l'eau. Nous remercions les membres du comité de suivi de l'étude pour leurs remarques constructives, et en particulier Bérengère Mesqui CGDD/SDES/SDSE, Léo Magnin Université Gustave Eiffel, Charles Fourmaux OFB, Adrien Plantureux DGALN/DEB/CASP-Pol, Léo Zabrocki-Hallak, Florian Mante et Christophe Riboulet DREAL Auvergne-Rhône-Alpes.

Toutes les erreurs ou omissions sont uniquement attribuables aux auteurs de cette étude.

* Contact: Arnaud Reynaud (arnaud.reynaud@tse-fr.eu). Adresse: Toulouse School of Economics, 1 Esplanade de l'Université, 31080 Toulouse cedex 6, France.

Table des matières

1	Introduction	5
2	Comment estimer les effets des actions de police de l'eau ?	6
2.1	Définir l'effet causal des actions de police de l'eau	6
2.1.1	L'effet causal d'une action de police de l'eau sur le contrevenant visé	6
2.1.2	L'effet causal d'une action de police de l'eau au-delà du contrevenant	7
2.1.3	L'effet causal des actions de police dans leur ensemble	7
2.2	Challenges pour estimer l'effet causal des actions de police de l'eau	8
2.2.1	Le problème du biais de sélection	8
2.2.2	Le problème du biais de retour vers la moyenne	8
2.2.3	Le problème du biais de diffusion	8
3	La méthode proposée	8
3.1	Objectif de la méthode	9
3.2	L'approche de Keiser et Shapiro	9
3.3	Tester et ajuster la dynamique de sélection	10
3.4	Estimer la précision des effets causaux	11
4	Les données mobilisées	11
4.1	Description des données	12
4.1.1	Actions de police de l'eau	12
4.1.2	Qualité des eaux de surface	15
4.1.3	Réseau hydrographique et données de chaînage	21
4.1.4	Les données météorologiques	21
4.2	Appariement des bases	21
4.3	Algorithme d'identification des relations amont-aval	22
4.4	Actions de police et qualité des eaux : Une première approche non-causale	26
5	Modèles à effets fixes	29
5.1	Le principe de l'analyse	29
5.2	Le modèle économétrique	29
5.3	Les résultats	31
5.3.1	Variables en unités naturelles	31
5.3.2	Variables centrées réduites	34
5.3.3	Robustesse : Échantillons alternatifs	37
6	Event Study : La prise en compte des dynamiques	38
6.1	Le principe de l'analyse	38
6.2	Le modèle économétrique	38
6.3	Les résultats	39
7	Discussion	42
7.1	Validation : étude d'un test placebo	42
7.2	Comparaison entre approches cumulatives et dynamique	47
8	Conclusion	49

A	Organisation de la police de l'eau en France	54
A.1	Principes généraux	54
A.2	La police administrative	54
A.3	La police judiciaire	55
B	Revue de la littérature	56
B.1	Interventions publiques et qualité de l'eau	56
B.1.1	Cadre français	56
B.1.2	Cadre international	57
B.2	Impact des contrôles et des inspections	58
C	Bases de données et données utilisées	60
C.1	Actions de police de l'eau	60
C.1.1	Données de contrôle des inspecteurs de l'environnement de l'OFB	60
C.1.2	Les données de police de l'eau des services déconcentrés de l'État	61
C.1.3	Données d'inspections des IOTA	62
C.2	Données de qualité des eaux de surface (Naïades)	63
C.3	Données hydrographiques TOPAGE	65
C.4	Données météorologiques	65
D	Figures descriptives supplémentaires	67
D.1	Description des indicateurs de qualité des eaux de surface	67
D.2	Description de la variable de traitement	70
E	Modèles à effets fixes : Estimations supplémentaires	71
E.1	Autres échantillons	71
F	Focus régional : Bretagne	75
F.1	Bretagne au sens administratif	75

Résumé non technique

Cette étude menée par l'équipe de la Toulouse School of Economics, en partenariat avec la Cour des Comptes, évalue pour la première fois l'effet des actions de police de l'eau sur la qualité de l'eau des rivières et des plans d'eau en France.

L'approche mobilise des méthodes rigoureuses d'analyse causale pour isoler l'effet propre des contrôles, en neutralisant les biais statistiques classiques (ex. sélection des zones déjà polluées, effets saisonniers). Nous comparons comment la qualité de l'eau (mesurée par 15 indicateurs différents) varie entre l'amont et l'aval d'un point de contrôle, avant et après la mise en œuvre de ce contrôle, en contrôlant pour des facteurs de confusion.

Nous apparions plusieurs bases de données mises à disposition par le ministère de la transition écologique et par l'OFB recensant les contrôles au titre de la police de l'eau réalisés par l'OFB, les DDT(M), les DDPP et les DREAL, avec la base Naiades relative à la qualité de l'eau de surface. Plus de 200 000 contrôles réalisés entre 2019 et 2024 ont été croisés avec des millions de mesures de qualité de l'eau issues du système national Naiades.

Plusieurs enseignements majeurs sont à retenir :

- **Les actions de police de l'eau conduisent à une amélioration de la turbidité** : la concentration des Matières En Suspension (MES) décroît de manière significative et robuste après un contrôle (*confiance très élevée*).
- **Les actions de police de l'eau entraînent une amélioration de qualité biochimique de l'eau** : la concentration en Nitrites, Phosphore et la Demande Chimique en Oxygène (DCO) décroissent après un contrôle (*confiance élevée*) ; les concentrations en Ammonium, Azote Kjeldahl et la Demande Biochimique en Oxygène (DBO) décroissent après un contrôle (*confiance moyenne*) ; les concentrations en Nitrates et en Chlorophylle A diminuent après un contrôle, et la concentration en oxygène dissous augmente (*confiance faible*).
- **L'ampleur des effets ne semble pas varier avec l'administration en charge du contrôle**, ou le fait que le contrôle soit conforme ou non (*confiance moyenne*). Il est probable que les suites données aux contrôles non conformes soient essentielles à leur efficacité, mais leur prise en compte dépasse le cadre de cette étude.
- **Les effets ne sont pas toujours immédiats** : les bénéfices apparaissent parfois avec un décalage de quelques mois (*confiance moyenne*).
- **D'un point de vue méthodologique** : l'approche économétrique originale développée pour cette étude a permis d'éliminer la plupart des facteurs de confusion. Elle n'a cependant pas pleinement permis de neutraliser certains effets saisonniers, ce qui contribue à l'incertitude de certains des résultats ci-dessus.

En résumé, les actions de police de l'eau contribuent à l'amélioration de la qualité des eaux de surface en France. Leur efficacité, à court et moyen termes, dépend toutefois du type de pollution visée et de la fréquence des contrôles.

1 Introduction

En 2022, 16.2 milliards d’euros ont été alloué par les acteurs économiques (ménages, entreprises, administrations publiques, associations) pour lutter contre la pollution des eaux.¹ Sur les cinq dernières années, les moyens financiers déployés pour lutter contre la pollution des eaux ont augmenté de 1.3% par an en moyenne, en dépit de la baisse de 4.6% observée en 2020, pendant la crise sanitaire. La préservation de la qualité des eaux est donc une mission pour laquelle les acteurs économiques et les pouvoirs publics français consacrent des ressources importantes.²

La police de l’eau contribue à la préservation de la qualité de l’eau par des actions de contrôle des rejets et pollutions, par l’encadrement des usages de l’eau et par le suivi de l’application des réglementations environnementales. La finalité des contrôles de la police de l’eau en France repose sur plusieurs objectifs essentiels liés à la protection et à la gestion des ressources en eau : assurer la préservation de la ressource en eau, faire appliquer la réglementation environnementale, garantir une gestion durable de la ressource et protéger la santé publique et la biodiversité. Alors que l’amélioration de la qualité de l’eau constitue un enjeu prioritaire de la politique de l’eau (par exemple en application de la Directive Cadre sur l’Eau), l’efficacité des actions de police de l’eau dans cette dimension n’a, à notre connaissance, jamais été formellement évaluée avec des méthodes d’inférence causale.³ C’est ce que nous proposons ici.

Dans ce travail, nous allons donc d’estimer l’impact des actions de police de l’eau (contrôles) sur la qualité des eaux de surface en France en utilisant de méthodes économétriques appropriées. Il s’agit de voir dans quelle mesure les contrôles effectués par les différents acteurs publics de la police de l’eau se traduisent par des améliorations significatives de la qualité de l’eau. Pour cela nous apparions plusieurs bases de données mises à disposition par le ministère de la transition écologique et par l’OFB recensant les contrôles au titre de la police de l’eau réalisés par l’OFB, les DDT(M), les DDPP et les DREAL, avec la base Naïades relative à la qualité de l’eau de surface. Nous comparons alors comment la qualité de l’eau (mesurée par 15 indicateurs différents) varie entre l’amont et l’aval d’un point de contrôle, avant et après la mise en œuvre de ce contrôle, en supprimant un certain nombre de biais statistiques (méthode de la double-différence avec discontinuité spatiale) et en contrôlant pour un certain nombre de facteurs confondants.

Le reste de ce document est organisé de la manière suivante. Nous commençons à discuter dans la Section 2 les difficultés conceptuelles associées à l’estimation des effets des actions de police de l’eau. Nous exposons ensuite la méthode que nous proposons dans la Section 3 et les données que nous mobilisons dans la Section 4. Les résultats du travail que nous avons effectué sont présentés dans les Section 5 (modèle à effets fixes) et Section 6 (approche en dynamique). Dans la Section 7 nous mettons en perspective les résultats obtenus et nous proposons des analyses de leur robustesse. La Section 8 conclut en résumant les principaux résultats, et en proposant quelques pistes d’extensions. Le corps de ce rapport est complété par des annexes. Dans l’Annexe A nous présentons la manière dont la police de l’eau est organisée

1. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/>.

2. Voir le rapport Pascale and Cinotti (2018).

3. L’évaluation des interventions des acteurs publics constitue une règle essentielle en droit public français. Le programme d’intervention de l’OFB par exemple instaure le principe d’évaluabilité de ses interventions “ex ante, in itinere et ex-post ... afin de déterminer leur bénéfice pour la protection et la reconquête de la biodiversité et pour la gestion durable de la ressource en eau”.

en France. La littérature pertinente est résumée dans l'Annexe B. L'Annexe C est consacrée aux bases de données. Les Annexes D, E et F fournissent quelques résultats économétriques complémentaires à ceux du rapport, dont un éclairage spécifique sur la région Bretagne.

2 Comment estimer les effets des actions de police de l'eau ?

L'évaluation des actions de police est un thème de recherche dynamique en économie, et depuis quelques années, les questionnements se sont étendus à l'action des régulateurs environnementaux (Duflo et al., 2018; Blundell et al., 2020; Feng et al., 2022).

Évaluer l'efficacité des actions de police de l'eau pose plusieurs questions économétriques complexes, que nous allons rapidement exposer ici. La première porte sur la définition exacte de l'impact causal des actions de police. La seconde porte sur la possibilité d'identifier cet impact causal à partir des données de contrôles disponibles. La troisième porte sur la question de la manière dont des allocations alternatives des actions de police pourraient augmenter ou pas l'efficacité de l'action d'ensemble à moyens constants.

2.1 Définir l'effet causal des actions de police de l'eau

Nous allons commencer par introduire le concept d'effet causal en considérant une seule action de police de l'eau et son effet sur le contrevenant. Nous étendrons ensuite l'effet de l'action à d'autres acteurs, puis nous prendrons enfin en compte l'existence de l'effet des actions prises dans leur ensemble.

2.1.1 L'effet causal d'une action de police de l'eau sur le contrevenant visé

La première difficulté est la définition rigoureuse de l'efficacité des actions de police. Une action de police a deux effets distincts : un effet d'interruption de l'infraction et un effet dissuasif.

L'effet d'interruption de l'infraction est simple à concevoir dans le contexte de la police de l'eau : un contrevenant dont les actions dégradent les milieux se voit signifier leur illégalité et est sommé de les faire cesser. La cessation éventuelle des activités illégales réduit la dégradation des milieux et améliore leur qualité. L'employeur examine et décide *in fine* de l'autorisation de cumul en fonction des éléments de situation. Au-delà de l'effet d'interruption de l'infraction, l'action de police va probablement réduire la probabilité que le contrevenant reproduise une infraction similaire dans le futur. Le contrevenant a pu changer son appréciation de la probabilité que son infraction soit repérée dans le futur, ou apprendre que certaines de ces actions tombent sous le coup de la loi, ou même acquérir une aversion psychologique aux actions liées à une punition. L'effet dissuasif de l'action de police peut s'exercer y compris si le contrevenant n'a pas été identifié. La simple présence de la police et l'augmentation de la probabilité d'être pris peuvent s'avérer dissuasives. Il est aussi possible que l'effet dissuasif soit négatif : un contrevenant qui n'a pas été pris peut se sentir encouragé à poursuivre ou à aggraver son infraction. Le même effet d'encouragement peut se produire même si le contrevenant a été identifié, soit qu'il considère que la punition est plus faible que celle à laquelle il s'attendait, soit qu'il ressente des motivations psychologiques de revanche envers l'autorité.

L'effet causal d'une action de police est défini comme la différence entre la qualité des milieux mesurée en présence et en l'absence de cette action. Elle combine donc l'effet d'interruption de l'infraction et l'effet dissuasif. La qualité des milieux en l'absence de l'action de police est appelée la situation contrefactuelle : elle est par définition inobservée, puisque nous ne pouvons observer que l'état des milieux en présence de l'action dans les zones où elle a été

mise en œuvre. La quantité contrefactuelle est l'objet que les méthodes d'inférence causale tentent d'identifier à partir des données disponibles.

De façon plus rigoureuse, notons $Y_{i,t}$ la qualité de l'eau mesurée à un point i le long d'un cours d'eau à une date t et $D_{i,t}$ la variable indiquant si un contrôle de police de l'eau a été effectué en amont du point i dans un intervalle de temps précédent la date t (dans nos applications, nous ferons varier la taille de cet intervalle de temps de 12 mois à une permanence totale des effets). On note $Y_{i,t}^1$ la qualité de l'eau en présence du contrôle et $Y_{i,t}^0$ la qualité de l'eau en l'absence du contrôle, et $\Delta_{i,t}^Y = Y_{i,t}^1 - Y_{i,t}^0$ l'effet du contrôle sur la qualité de l'eau au point i à la date t . En pratique, nous nous intéressons à l'effet moyen des contrôles sur la qualité de l'eau aux points contrôlés, noté $\Delta_{TT_i}^Y = \mathbb{E}[Y_{i,t}^1 - Y_{i,t}^0 | D_{i,t} = 1]$. En pratique, de nombreux points de mesure de qualité de l'eau sont concernés plus d'une fois par un contrôle de police de l'eau, y compris au cours d'une année. Pour adapter notre cadre d'analyse, nous étudions l'effet d'une action de contrôle supplémentaire (en faisant l'hypothèse que l'impact de chaque nouveau contrôle sur la qualité de l'eau est constant). Nous relâchons aussi cette hypothèse en mesurant l'effet de plusieurs niveaux d'intensité de contrôle (définis par le nombre d'actions de contrôles réalisées, séparées par terciles).

2.1.2 L'effet causal d'une action de police de l'eau au-delà du contrevenant

Une action de police de l'eau a pu avoir un effet au-delà du contrevenant lui-même, et ce de deux manières : un effet mécanique et un effet dissuasif.

L'effet mécanique d'amélioration de la qualité de l'eau est dû au fait que la qualité de l'eau va s'améliorer tout le long du cours d'eau en aval du point où l'infraction a eu lieu. En conséquence, on assiste potentiellement à une amélioration de la qualité de l'eau en aval de là où le contrevenant est localisé.

L'effet dissuasif provient du fait que les voisins du contrevenant ont potentiellement réduit leurs propres niveaux d'infraction en conséquence de l'intervention. Ils ont par exemple assisté à l'intervention de police, ou eu connaissance de ses conséquences, et révisé leurs propres décisions d'infraction en conséquence (probablement à la baisse, mais certains mécanismes pourraient provoquer des hausses, comme si par exemple les agents s'attendent à ce que les actions de police se déplacent dans l'espace et ne reviennent plus dans la zone pendant un certain temps).

Dans les deux cas envisagés ici, l'effet causal de l'intervention de police sur les non contrevenants est appelé effet indirect, et il est défini comme la différence entre le niveau de pollution observé au niveau du non contrevenant et la quantité de pollution qui aurait été observée en l'absence de l'action de police.

En pratique, nous prendrons en compte le premier effet indirect en considérant comme traité tout point de mesure situé en aval d'un point de contrôle de qualité de l'eau. Le second effet indirect ne pourra pas être étudié dans cette étude. Notre méthode permet donc d'estimer les effets directs de l'intervention de police de l'eau (interruption de l'infraction, effet dissuasif sur le contrevenant), mais ne permet pas d'apprécier les effets dissuasifs indirects. Cela signifie que nous sous-estimons potentiellement l'effet des interventions de contrôle de police de l'eau en ne prenant pas en compte leur effet dissuasif en amont de l'intervention.

2.1.3 L'effet causal des actions de police dans leur ensemble

La simple existence de la police de l'eau et de son potentiel d'intervention a un effet sur l'ensemble des contrevenants potentiels en réduisant leur niveau d'infraction par crainte d'être pris. Cet effet dissuasif d'ensemble est potentiellement très important : quels effets attendre d'une loi qui n'a pas prévu de forces de police pour contrôler sa mise en œuvre ?

2.2 Challenges pour estimer l’effet causal des actions de police de l’eau

Estimer l’effet causal des actions de police de l’eau pose des problèmes économétriques complexes. Le premier problème est celui du biais de sélection. Le second problème est celui du biais de retour à la moyenne. Le troisième problème est celui de l’existence d’effets de diffusion de l’action au-delà du contrevenant lui-même.

2.2.1 Le problème du biais de sélection

Le premier problème qui se pose pour estimer l’effet d’une action de police est celui du biais de sélection. L’action de police ne se produit pas au hasard, mais en réponse à une infraction, existante ou supposée. Cela signifie que les actions de police se produisent plus probablement dans les endroits où les niveaux de pollution sont plus élevés, de façon durable ou de façon temporaire. Ces actions de police répondent aussi à des priorités nationales, déclinées et croisées avec les enjeux locaux. Une simple comparaison des niveaux de pollution dans les zones où des actions de police ont été conduites et des zones où aucune action de police n’a été conduite va donc probablement sous-estimer l’effet de l’action de police sur la réduction de la pollution. Il est même possible que les comparaisons les plus simples détectent des niveaux de pollution plus élevés dans les zones contrôlées que dans les zones non contrôlées, sans que l’on puisse en déduire que les actions de police augmentent la pollution. Le biais de sélection est un exemple du fait que “corrélation n’est pas causalité”. Rigoureusement, le biais de sélection est défini comme la différence entre le niveau de pollution contrefactuel (en l’absence de contrôles) dans les zones contrôlées et les zones non contrôlées : $\Delta_{BS}^Y = \mathbb{E}[Y_{i,t}^0 | D_{i,t} = 1] - \mathbb{E}[Y_{i,t}^0 | D_{i,t} = 0]$.

2.2.2 Le problème du biais de retour vers la moyenne

Le biais de retour vers la moyenne apparaît parce que les interventions de police ont plus probablement lieu lors d’épisodes de pics de pollution. Si les pics sont transitoires et qu’une partie des conséquences de l’infraction se serait résolue en l’absence de l’intervention de police, la variation de pollution avant et après l’intervention de police peut surestimer l’effet de l’intervention de police sur la réduction de pollution. Rigoureusement, le biais de retour vers la moyenne est la différence entre le niveau de pollution contrefactuel (en l’absence de l’intervention de police) avant et après le moment où aurait eu lieu l’intervention : $\Delta_{BRM_t}^Y = \mathbb{E}[Y_{i,t}^0 - Y_{i,t-1}^0 | D_{i,t} = 1]$.

2.2.3 Le problème du biais de diffusion

Les effets de diffusion, qu’ils soient dus à une amélioration mécanique de la qualité de l’eau en aval du point d’intervention, ou à une amélioration autour du point d’intervention par effet dissuasif sur les non contrevenants, posent aussi des difficultés d’estimation de l’effet causal des interventions de police. En effet, une simple comparaison des zones où une intervention a eu lieu à des zones où aucune intervention n’a eu lieu, mais où l’effet de l’intervention a diffusé, va sous-estimer l’effet de l’intervention. Le biais de diffusion est défini comme la différence du niveau de pollution là où l’action n’a pas eu lieu, mais a diffusé, et le niveau de pollution au même endroit, en l’absence de l’intervention.

3 La méthode proposée

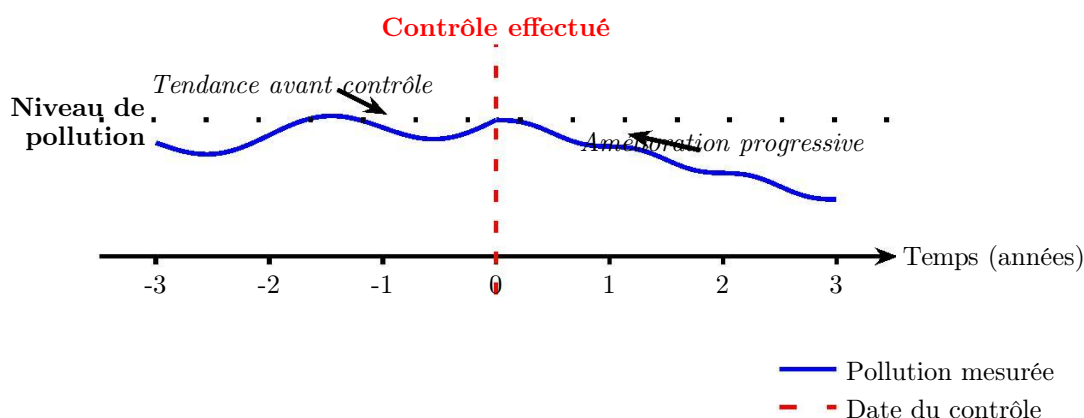
En l’absence d’évaluation randomisée, les chercheurs utilisent des méthodes d’inférence causale dites quasi-expérimentales, qui cherchent à approcher au mieux les conditions d’une

expérience randomisée, en éliminant au mieux le biais de sélection, de retour vers la moyenne et de diffusion (Chabé-Ferret, 2023). Nous allons présenter d’abord l’approche de double différence avec discontinuité spatiale de Keiser and Shapiro (2019), puis nous introduirons les améliorations que nous proposons de lui apporter pour prendre en compte le biais de retour vers la moyenne.

3.1 Objectif de la méthode

La Figure 1 illustre comment nous analysons l’impact d’un contrôle de la police de l’eau sur la qualité des eaux de surface. Sur cette figure, chaque point représente un mois ou une année autour de la date de réalisation d’une action de police de l’eau. (trait rouge).

FIGURE 1 – Effet d’une action de la police de l’eau sur la pollution des eaux de surface



Avant le contrôle, le niveau de pollution suit une certaine tendance (ici il est relativement stable). Juste après l’action de la police de l’eau, on observe une diminution progressive de la pollution. Cette amélioration suggère que le contrôle a incité les acteurs concernés à changer leurs pratiques (réduction des rejets, meilleure conformité à la réglementation).

Tout l’enjeu réside dans le fait de proposer une méthode qui permet de vérifier si cette baisse est réellement due à l’action de la police et non à d’autres facteurs extérieurs (comme la météo ou des variations saisonnières). C’est cette logique que nous appliquerons pour estimer les effets concrets des actions de la police de l’eau sur la qualité des eaux de surface dans ce rapport.

3.2 L’approche de Keiser et Shapiro

En pratique, une méthode efficace d’estimation de l’effet d’une intervention dans le milieu aquatique est une approche combinant double-différence et discontinuité spatiale due à Keiser and Shapiro (2019). Dans cette approche, les chercheurs comparent la manière dont la qualité de l’eau varie entre l’amont et l’aval des points où une intervention a eu lieu avant et après la mise en œuvre d’une intervention, à l’évolution qui s’est produite sur la même période pour les points où aucune intervention n’a eu lieu. L’approche de Keiser et Shapiro permet notamment de bien contrôler le biais de sélection dû à des facteurs de confusion persistants dans le temps ou dans l’espace. Les facteurs de confusion persistants dans le temps disparaissent avec la différenciation avant/après, les facteurs de confusion persistants dans l’espace disparaissent avec la différence amont/aval, et les facteurs de confusion temporels communs à toutes les zones disparaissent avec la différence avec/sans.

L’approche de Keiser et Shapiro permet aussi de contrôler les effets de diffusion. Les effets mécaniques sont pris en compte en utilisant les zones en amont de l’intervention, qui ne

sont pas affectées par la diffusion mécanique, comme comparaison. Les effets de diffusion par dissuasion sont pris en compte en ne comparant que des zones proches dans l'espace, qui ont subi de la même manière l'effet dissuasif. L'approche de Keiser et Shapiro a été appliquée avec succès à l'évaluation de l'effet de la Directive Nitrates en France par Chabé-Ferret et al. (2021).

L'approche de Keiser et Shapiro est une extension de la méthode des effets fixes (ou Two-Way Fixed Effects (TWFE)). A ce titre, elle permet d'estimer l'effet moyen du traitement sur les traités sous des hypothèses raisonnables (Chabé-Ferret, 2023). Récemment, une source de biais a été identifiée pour cette méthode, provenant de son utilisation des tendances des observations après réception du traitement pour construire les tendances contrefactuelles (Goodman-Bacon, 2021; Chabé-Ferret, 2023). En pratique, nous explorons l'ampleur potentielle de ce biais en nous concentrant sur les premiers contrôles réalisés en amont d'un point de mesure dans la Section 6. L'approche *event-study* focalisée sur un laps de temps resserré autour de la date de traitement souffre moins du biais potentiel identifié par Goodman-Bacon (2021). En pratique, la poursuite de ces travaux d'un point de vue académique demandera d'appliquer une des méthodes de correction de ce biais (Sun and Abraham, 2021; Callaway and Sant'Anna, 2021; de Chaisemartin and D'Haultfœuille, 2020).

3.3 Tester et ajuster la dynamique de sélection

L'approche de Keiser et Shapiro peut rencontrer deux problèmes principaux. D'une part, elle ne permet pas de résoudre le problème du biais de retour vers la moyenne. Si un pic de pollution précède l'intervention de police (et l'a en partie ou totalement déclenchée), et est localisé entre les zones amont et aval comparées par l'approche de Keiser et Shapiro, la résorption naturelle du pic sera confondue avec l'effet de l'action de police et conduira à surestimer l'effet de l'action de police sur la réduction de pollution. D'autre part, il peut arriver que le jeu d'effets fixes utilisés (détaillés dans L'Équation (1)) soit insuffisant pour capturer l'ensemble des influences spécifiques au niveau de pollution mesuré en aval des points de contrôle. C'est une des difficultés rencontrées par Chabé-Ferret et al. (2021) lors de l'estimation de l'effet de la Directive Nitrate : les zones régulées par la Directive sont caractérisées par des cycles pluriannuels de pollution de moyenne nulle mais d'amplitude plus importante que les zones non régulées.

Pour détecter si ces problèmes éventuels se manifestent dans notre application, nous estimons un modèle dit d'*event study*, qui permet de caractériser la manière dont la pollution varie dans les zones exposées à un contrôle par rapport aux zones de comparaison non exposées, avant la mise en place du contrôle. Nous nous intéressons au premier contrôle répertorié pour chaque station de mesure. Le graphique produit par le modèle d'*event study* permet de visualiser l'existence éventuelle d'une dynamique pré-sélection pouvant donner lieu au biais de retour vers la moyenne, ainsi que l'existence potentielle de cycles spécifiques aux futures zones exposées à un contrôle.

En pratique, nous détectons dans la plupart de nos estimateurs et pour la plupart des polluants, des cycles mensuels spécifiques aux stations exposées à un contrôle de police de l'eau. Pour résoudre ce problème, nous utilisons plusieurs méthodes, aucune n'apportant malheureusement entière satisfaction. Nous utilisons d'abord une approche de matching, visant à appairer les stations exposées à un contrôle, à des stations non exposées les plus similaires possibles en terme notamment de largeur de cours d'eau et de distance. Nous utilisons aussi une méthode à effets interactifs, qui cherche à capturer les effets de cyclicité en les modélisant comme des facteurs inobservés communs à l'ensemble des stations (le climat) multipliés par des coefficients spécifiques à chaque station, capturant les facteurs spécifiques qui font réagir

la pollution de manière différente au sein de chaque station (par exemple capturant l'effet de l'exposition, la largeur du cours d'eau, l'altitude, etc.) Enfin, nous implémentons une méthode directe de correction des cycles, où les cycles estimés sur les mois précédents le contrôle sont retirés de observations pour les mois suivants.

3.4 Estimer la précision des effets causaux

Un enjeu crucial de toute estimation statistique est la précision du paramètre estimé. Les niveaux de pollution sont affectés par des influences diverses qui viennent perturber les effets estimés. A chaque nouveau tirage d'un jeu de données différent, l'effet estimé varie. Pour distinguer le rôle des influences perturbatrices de l'effet causal des interventions de police, on estime la variation attendue de l'effet causal due aux influences perturbatrices et on la compare à l'effet estimé (par exemple sous la forme d'un intervalle de confiance). Le bruit statistique dû aux influences perturbatrices suit généralement, au moins approximativement, une loi normale, et on mesure son ampleur par l'écart-type de cette loi. Des formules et des procédures d'estimation de cet écart-type sont disponibles pour l'estimateur de double-différence, y compris quand les influences perturbatrices sont corrélées au niveau d'un même point de mesure et le long d'un cours d'eau (Chabé-Ferret, 2023; Chabé-Ferret et al., 2021).

Le principal problème posé par les influences perturbatrices et le bruit statistique qu'elles génèrent est qu'elles rendent la détection d'un effet des interventions de police plus difficile. En effet, pour détecter un effet, il faut qu'il soit significativement plus grand que le bruit statistique. Si le bruit statistique est fort, il se peut que nous ne puissions pas détecter d'effet des interventions de police alors que cet effet existe et qu'il est d'ampleur importante.

L'effet minimum que l'on pourra détecter dépend de l'ampleur du bruit statistique sous-jacent. Pour donner une idée de l'ordre de grandeur de l'effet minimum détectable, l'écart-type de l'effet de la Directive Nitrates sur les concentrations en nitrates estimé par la méthode de Keiser et Shapiro est de 0.32 mg/l (Chabé-Ferret et al., 2021). L'effet minimum détectable correspondant est une réduction des concentrations due aux interventions de police de 0.89 mg/l en moyenne.

En pratique, nous présentons les niveaux d'incertitude dus au bruit statistique sous la forme d'intervalles de confiance à 95%. Nous interprétons ces intervalles plus comme une mesure du bruit statistique de fond que dans un cadre de test d'hypothèse strict. Néanmoins, la probabilité de détecter des effets significatifs (dont l'intervalle de confiance exclut zéro, notamment) par erreur augmente avec le nombre d'indicateurs de qualité de l'eau. Pour préserver la lisibilité des résultats et la puissance statistique de l'étude, nous avons choisi de ne pas appliquer de corrections systématiques (de type Bonferroni). Plutôt que de nous appuyer sur une seule p-value isolée qui pourrait être due au hasard, nous interprétons nos résultats en fonction de la cohérence entre les différents résultats obtenus sur les différents indicateurs avec différentes méthodes. Par ailleurs, les corrections classiques pour comparaisons multiples augmenteraient considérablement le risque de ne pas détecter un effet qui existe réellement, notamment si les indicateurs de qualité de l'eau sont corrélés entre eux. Enfin, nous présentons l'intégralité de nos résultats plutôt que de ne rapporter que les résultats significatifs. Cela permet au lecteur d'évaluer par lui-même la robustesse globale de l'analyse.

4 Les données mobilisées

Pour mener à bien ce projet de recherche, plusieurs sources de données doivent être mobilisées. Il s'agit tout d'abord des données sur les actions de police conduites par l'OFB, puis des données sur la qualité des eaux de surface et enfin de données de contexte permettant de

réduire le bruit statistique et d'améliorer la précision des estimations.

4.1 Description des données

4.1.1 Actions de police de l'eau

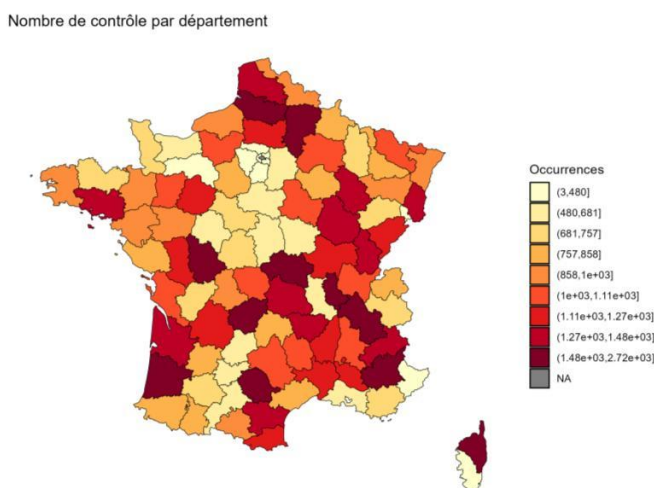
La police de l'eau relève de différents services de l'État ou de ses établissements publics, au niveau départemental et régional. Nous avons eu accès à l'ensemble des actions de police de l'eau réalisées en France par les principaux acteurs publics sur la période 2019-2024 :

- Contrôles des inspecteurs de l'environnement de l'OFB ;
- Données de police de l'eau des services déconcentrés de l'État ;
- Données d'inspections des ICPE.

Il s'agit à notre connaissance de la première fois que ces données de police de l'eau sont consolidées et analysées de manière conjointe.

Contrôles des inspecteurs de l'environnement de l'OFB Toutes les données sur les actions de contrôle de l'OFB sont stockées dans une base de données consolidée par l'OFB et appelée OSCEAN. OSCEAN contient les coordonnées (latitude, longitude), la date, ainsi qu'une description assez extensive de la nature des contrôles (la conformité du contrôle, la nature du contrôle, le type d'action de contrôle, les suites éventuelles, etc.). Nous avons sélectionné dans la base de données OSCEAN les actions de contrôle de l'OFB relative à l'eau (quantité et qualité). Le travail effectué à partir des données OSCEAN est décrit en Annexe C.1.

FIGURE 2 – Actions de police de l'eau de l'OFB par département (cumul 2019-2024)



La Figure 2 donne le cumul des actions de polices de l'eau par département français sur la période 2019 à 2024. Les départements fortement urbanisés (ex : Paris et Île-de-France) sont moins contrôlés, ce qui semble assez intuitif. L'intensité en terme de contrôles OFB varie de manière assez forte d'un département à un autre, ce qui reflète vraisemblablement des

TABLE 1 – Actions de police de l’eau de l’OFB par année (2019-2024)

Année	Observations	%	Cumul
2019	17,197	19.04	19.04
2020	14,886	16.48	35.52
2021	11,844	13.11	48.63
2022	20,817	23.05	71.68
2023	16,960	18.78	90.46
2024	8,620	09.54	100.00

stratégies et des problématiques locales. Le nombre moyen d’actions de police de l’eau de l’OFB que nous considérons dans notre étude est de 15 054 par an. Il varie entre 8 620 en 2024 et 20 817 en 2022. On relève une très forte saisonnalité des actions de police de l’eau de l’OFB : la fréquence des actions de police de l’eau est multipliée par plus de 2 au cours des mois de juin, juillet, août et septembre (en comparaison avec les autres mois).

Les actions de police de l’eau de l’OFB peuvent être programmées dans le cadre des plans de contrôle annuels, réalisée suite suite à un signalement ou être le résultat d’une constatation en flagrance. Dans nos données, lorsque que cette information sur le contexte de l’action de police est disponible 53.1% des contrôles étaient programmés, 26.1% sont le résultat d’une constatation en flagrance et 20.8% étaient réalisés suite à un signalement.

Lors d’une action de contrôle, les agents de l’OFB vérifient le respect de la réglementation applicable. Dans nos données, 73.0% des actions de police de l’eau aboutissent à une conformité et 20.6% à une constatation de non conformité. Les 6.4% restants sont des actions pour lesquelles la conformité ou la non-conformité reste en attente.

Les actions de police de l’eau de l’OFB ciblent a priori l’ensemble des catégories d’usagers. Dans nos données, les catégories d’usagers contrôlés se répartissent de la façon suivante : agriculteurs 31.0%, collectivités 20%, entreprises 19.5% et particuliers 17.9%.

Données de police de l’eau des services déconcentrés de l’État Une partie des actions de police de l’eau est réalisée par les services déconcentrés de l’État (en particulier les DDT et DREAL). Ces actions des services déconcentrés de l’État sont renseignées dans la base de données LICORNE (logiciel informatique des contrôles relatifs à la nature et à l’eau). Nous disposons des actions de police de l’eau effectués par les services déconcentrés de l’État (DDT et DREAL) sur les thématiques de qualité de l’eau et préservation des milieux aquatiques par année de 2019 à 2024 (voir Annexe C.1.2).

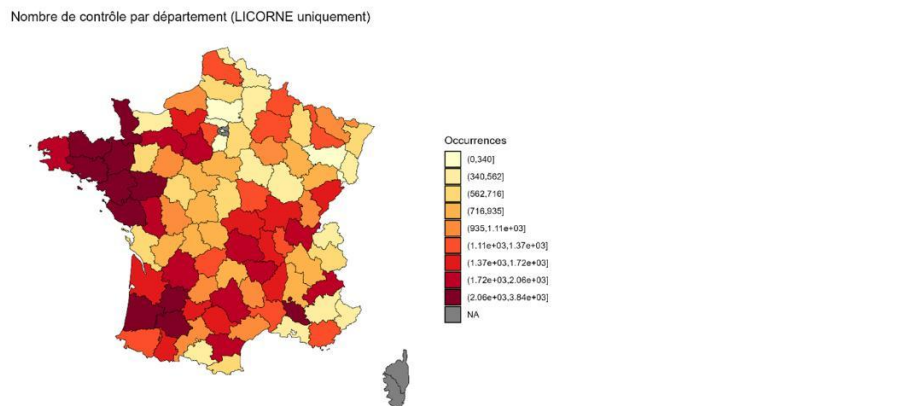
TABLE 2 – Actions de police de l’eau des services déconcentrés de l’État par année (2019-2024)

Année	Observations	%	Cumul
2019	13,116	11.57	11.57
2020	12,530	11.08	22.65
2021	14,409	12.72	35.37
2022	10,318	09.11	44.48
2023	30,796	27.18	71.66
2024	32,147	28.37	100.00

La Table 2 donne le cumul par année des actions de police de l’eau des services déconcentrés de l’État sur la période 2019-2024.

La Figure 3 donne le cumul de 2019 à 2024 des actions de police de l’eau des services déconcentrés de l’État par département. Des disparités spatiales sont à relever. Les départ-

FIGURE 3 – Actions de police de l’eau des services déconcentrés de l’État (cumul 2019-2024)



tements des régions Bretagne et Pays-de-la-Loire présentent des cumuls d’actions de police élevés, tout comme les départements situés au Sud-ouest de la France. A l’inverse, les zones très urbanisées (Paris et départements d’Île-de-France) font face à des intensité d’actions de police de l’eau des services déconcentrés de l’État moindres.

En comparaison avec les actions de police de l’eau réalisées par l’OFB, la saisonnalité des actions de police de l’eau des services déconcentrés de l’État est un peu moins marquée mais néanmoins présente : juillet est le mois avec le plus de contrôles mais l’intensité reste proche des mois de mai et juin. Il faut cependant relever une particularité dans la base LICORNE (voir Figure C.2). Un très grand nombre de contrôles ont été attribué à 2 dates particulières (11 septembre 2023 et 13 novembre 2024). Il se peut que cela soit imputable à la manière dont les données sont importées dans LICORNE à partir des différents système d’information des services déconcentrés de l’État. Nous conduirons des analyses de robustesse de nos résultats avec et sans les données correspondant à ces 2 dates.

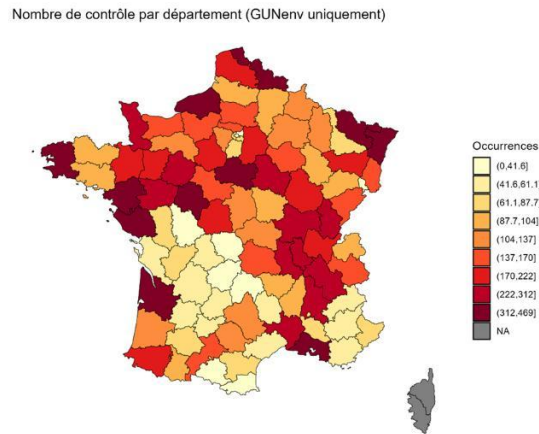
Données d’inspections des ICPE Les installations, ouvrages, travaux et activités (IOTA) sont les projets qui ont des impacts ou présentent des dangers pour le milieu aquatique et la ressource en eau : prélèvements, rejets, impacts sur le milieu aquatique, le milieu marin, la sécurité publique, etc. Pour ces raisons, les IOTA sont soumis à des réglementations spécifiques. Certains IOTA sont également des installations classées pour la protection de l’environnement (ICPE) ou sont inclus dans des ICPE. Dans ce cas, il faut respecter la législation applicable aux ICPE et aux IOTA.

TABLE 3 – Actions d’inspection des ICPE par année (2019-2024)

Année	Observations	%	Cumul
2019	1,606	10.97	10.97
2020	1,416	9.67	20,64
2021	2,201	15.04	35.68
2022	3,199	21.86	57,50
2023	2,875	19.64	77,14
2024	3,339	22.86	100.00

On dispose des données d’inspection des ICPE (GUNenv) de 2019 à 2024 (14 636 observations) (Annexe C.1.3). On relève un accroissement du nombre d’actions de police de l’eau depuis 2023, avec plus de 3 000 actions en 2022 ou en 2024.

FIGURE 4 – Actions de police de l’eau sur les ICPE (cumul 2019-2024)



La Figure 4 présente le cumul de 2019 à 2024 des actions de police de l’eau sur les ICPE par département. On relève un gradient nord-sud.

Nous combinons les trois sources de contrôles pour construire les variables de traitement à l’échelle du mois et de la station de mesure (voir plus bas, 4.3). La Figure 5 montre l’évolution du nombre de contrôles, toutes sources confondues, par mois calendaire et par an.

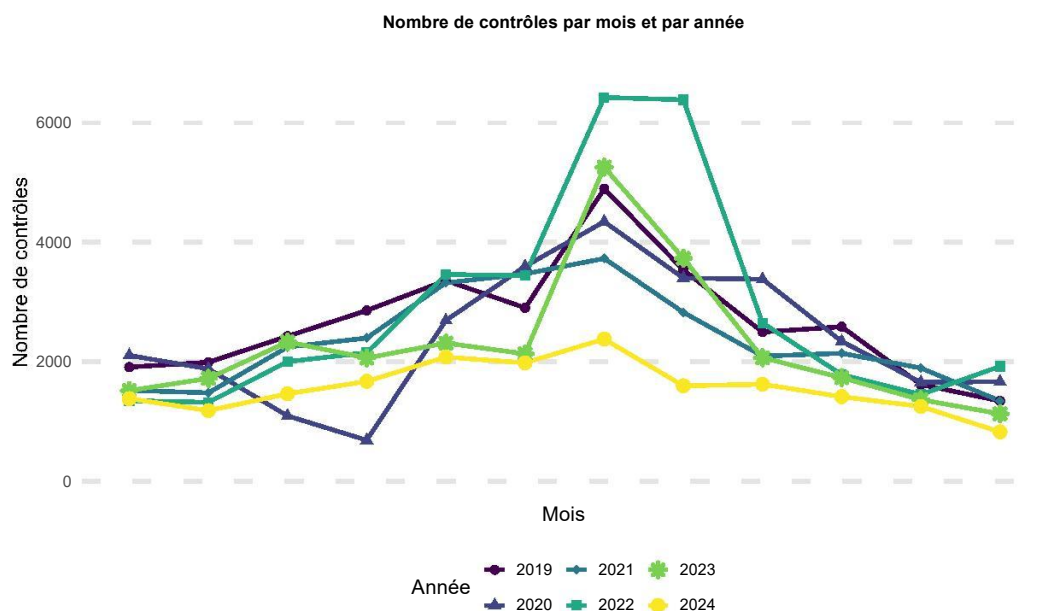
4.1.2 Qualité des eaux de surface

Sources Les données sur la qualité des eaux de surface proviennent de Naiades, l’interface nationale officielle permettant d’accéder aux données de qualité de l’eau des rivières et des lacs. Ces données sont mises à disposition sur le site internet dédié <http://www.naiades.eaufrance.fr/>. Sur la période 2019 à 2024 la base Naiades recense plus de 20 000 stations de surveillance actives ou historiques, implantées le long des cours d’eau, des plans d’eau et des canaux.

Choix des indicateurs de qualité des eaux de surface Ce choix est crucial puisque les indicateurs de qualité vont jouer ici le rôle de variables dépendantes. Ces indicateurs doivent refléter l’évolution des niveaux de pollution des eaux de surface de manière cohérente sur l’ensemble du territoire français. Ils doivent aussi refléter les stratégies de gestion de la ressource mises en œuvre par les pouvoirs publics, notamment dans le cadre des réglementations Européennes (directive-cadre sur l’eau (DCE), directive nitrates, directive sur le traitement des eaux urbaines résiduaires, etc.).

Les indicateurs de qualité des eaux de surface disponibles dans Naiades sont repartis selon 4 thématiques : i) physico-chimie ; ii) hydromorphologie (mesures sur la morphologie des rivières) ; iii) température (relevés horaires de température des eaux) ; et iv) hydrobiologie (poissons, macroinvertébrés, diatomées et macrophytes : comptages par taxons et indices référents pour les poissons). Nous avons décidé de concentrer notre analyse sur des indicateurs

FIGURE 5 – Évolution mensuelle et annuelle du nombre d’actions de police



Notes : Cette figure présente l’évolution mensuelle, année par année (couleurs), du nombre de contrôles opérés par l’OFB, les services déconcentrés de l’État et l’inspection des ICPE (somme). Le pic des contrôles a généralement lieu en juillet. Les données ont été purgées des contrôles importés en masse dans LICORNE à des dates fictives en 2023 et 2024 qui génèrent des pics d’activité artificiels, se référer aux annexes pour les données brutes.

de qualité physico-chimique des eaux de surface. Ce sont en effet des indicateurs mesurés de manière fréquente et routinière dans la base Naïades. De plus, la qualité physico-chimique fait partie des dimensions de la DCE, et est donc pertinente pour les autorités en charge de la politique de l’eau en France. Enfin, les paramètres physico-chimiques sont ceux pour lesquels on peut penser a priori qu’une action de police de l’eau peut avoir un effet rapide, via des modifications de comportements des usagers. Pour les cours d’eau, les cinq dimensions de qualité physico-chimique générale à prendre en compte pour l’évaluation de l’état écologique sont : i) la température, ii) le bilan d’oxygène, iii) la salinité, iv) l’état d’acidification et v) la concentration en nutriments (Ministère de la Transition Ecologique et de la Cohésion des Territoires, 2023). Ces cinq dimensions sont particulièrement suivies par les autorités en charge de la politique de l’eau en France.

La Table 4 présente les 15 indicateurs retenus pour l’étude.⁴ Pour la dimension physico-chimique, il s’agit de i) la température (température de l’eau mesurée in situ), ii) le bilan d’oxygène (quantité d’oxygène dissous dans l’eau, quantité d’oxygène nécessaire à la décomposition biologique de la matière organique, quantité d’oxygène nécessaire à l’oxydation chimique de la matière organique)⁵, iii) la salinité (conductivité), iv) l’état d’acidification (pH)

4. A titre de comparaison, Favre et al. (2024) considèrent 5 paramètres dans leur étude sur l’impact des aides financières de l’Agence de l’eau Rhin-Meuse sur la qualité des eaux dans ce même bassin : la concentration en ammonium et en phosphore total comme indicateurs de la pollution domestique, la concentration en nitrates et l’indice de toxicité des pesticides comme indicateur de la pollution agricole et un indice d’abondance des populations d’invertébrés pour capter les effets hydromorphologiques. Dans leur étude sur l’impact de la mise en œuvre de la directive nitrates sur la qualité de l’eau en France, Chabé-Ferret et al. (2021) considèrent la concentration en nitrates comme principale variable d’intérêt. Il incluent également l’ammonium, l’oxygène dissous et le phosphore, mais seulement au titre d’analyses complémentaires.

5. La DBO mesure la quantité d’oxygène nécessaire pour décomposer la matière organique présente dans l’eau par des processus biologiques. En d’autres termes, il s’agit d’une indication de la pollution organique de l’eau. Plus la DBO est élevée, plus la pollution organique de l’eau est importante. La DCO mesure la quantité totale d’oxygène nécessaire pour oxyder chimiquement toutes les substances organiques et inorganiques pré-

TABLE 4 – Indicateurs de qualité des eaux retenus (variables d'impact)

Indicateur	Définition	Unité
<u>Température de l'eau</u> Température	Température de l'eau mesurée in situ	°C
<u>Eutrophisation</u> Oxygène dissous	Quantité d'oxygène dissous dans l'eau	mg/L
DBO (demande biochimique en O ₂)	Quantité d'oxygène nécessaire à la décomposition biologique de la matière organique	mg/L
DCO (demande chimique en O ₂)	Quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation chimique de la matière organique	mg/L
Chlorophylle A	Concentration en chlorophylle A, indicateur de phytoplancton	µg/L
<u>Salinité</u> Conductivité	Capacité de l'eau à conduire un courant électrique	µS/cm
<u>Etat d'acidification</u> pH	Mesure de l'acidité ou de la basicité	—
<u>Concentration en nutriments</u> Phosphore	Concentration totale en phosphore	mg/L
Nitrate (NO ₃ ⁻)	Concentration en ions nitrate	mg/L
Nitrite (NO ₂ ⁻)	Concentration en ions nitrite	mg/L
Ammonium (NH ₄ ⁺)	Concentration en ions ammonium	mg/L
Azote Kjeldahl	Concentration en azote organique + ammoniac (NH ₃)/ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/L
<u>Particules en suspension</u> Matières en suspension (MES)	Particules solides en suspension dans l'eau	mg/L
<u>Pollution chimique</u> Cadmium	Concentration de cadmium dissous	µg/L
Mercuré	Concentration de mercure dissous	µg/L

Notes : Ce tableau donne les 15 indicateurs de qualité des eaux de surface retenus pour l'étude dans la base de donnée Naïades. Ces 15 indicateurs sont à la base des réglementations Françaises et Européennes sur la qualité des eaux de surface. Il sont donc particulièrement suivis pas les autorités publiques en charge de la police de l'eau. La concentration totale en azote correspond à la somme : azote Kjeldahl + nitrate + nitrite.

et v) la concentration en nutriments (concentration totale en phosphore, concentration en ions nitrate, concentration en ions nitrite, concentration en ions ammonium, azote total).

Au-delà de ces paramètres physico-chimiques de base, nous considérons également une mesure des matières en suspension, la concentration en chlorophylle A (indicateur de concentration en phytoplancton, qui constitue donc avec les paramètres du bilan d’oxygène une mesure de l’eutrophisation des cours d’eau) et deux indicateurs de pollution chimique, le cadmium et le mercure (concentration de cadmium dissous et concentration de mercure dissous) qui font partie des substances dangereuses prioritaires (voir Annexe 11 du document Ministère de la Transition Ecologique et de la Cohésion des Territoires (2023)) et entrent dans la quantification de l’état chimique des cours d’eau et des plans d’eau.

Les statistiques descriptives des quinze indicateurs retenus sont présentées en Table 5. Outre les descripteurs de la distribution de chacune des variables, le nombre d’observations est présenté : il varie d’un facteur 4 entre les indicateurs les mieux suivis comme la température et les moins bien suivis comme la chlorophylle A ou le mercure.

TABLE 5 – Statistiques descriptives – Indicateurs de qualité des eaux de surface

Indicateur	Moyenne	Écart-type	Q1	Q3	Max.	Nb. obs.
Température	12.4	4.9	8.7	16.0	25.2	444198
pH	7.8	0.4	7.6	8.1	8.8	446395
Conductivité	456	298	227	615	1776	448418
Mat. en suspension	15.6	3.3	16.0	26.7	190.0	414762
Chl. A	3.99	7.12	1.00	3.70	52.9	101642
DBO5	1.43	0.96	0.80	1.70	5.7	419199
DCO	15.5	9.1	8.0	20.0	59.0	183230
O ₂	9.9	1.9	8.8	11.2	14.0	447763
Phosphore (total)	0.12	0.24	0.03	0.12	3.2	433405
NO ₂	0.071	0.102	0.01	0.08	0.7	423846
NO ₃	15.8	13.3	4.7	24.0	58.1	449418
Azote Kjeldahl	0.71	0.57	0.50	0.70	5.1	407421
NH ₄	0.113	0.346	0.02	0.08	3.5	425357
Cadmium	0.04	0.10	0.01	0.02	1.20	142318
Mercure	0.013	0.018	0.01	0.01	0.30	108542

Notes : Les notations suivantes sont utilisées, NH₄ pour la concentration en ion ammonium, Chl. A pour la concentration en chlorophylle A, NO₃ pour la concentration en nitrate, NO₂ pour la concentration en ion nitrite, O₂ pour la concentration en oxygène dissous. La température de l’eau est le seul indicateur dont le minimum soit différent de zéro (min $T = -2.5^{\circ}\text{C}$).

Les niveaux moyens des indicateurs de qualité des eaux de surface sont cohérents par rapport aux chiffres fournis par les services de l’Etat⁶. Nous obtenons par exemple une concentration moyenne en nitrates de 15.8 mg/L, un niveau compatible avec les données des services de l’Etat qui indiquent que, dans les cours d’eau, les concentrations en nitrates ont été stables entre 2000 et 2023, autour de 15 mg/l. Pour le phosphore total, la concentration moyenne sur nos données s’établit à 0.12 mg/L alors que l’on sait qu’après avoir fortement baissé entre 2000 et 2013 (- 53%), la concentration en phosphore en France a augmenté légèrement entre 2013 et 2018 pour se stabiliser depuis 2018 à 0.12 mg/l.

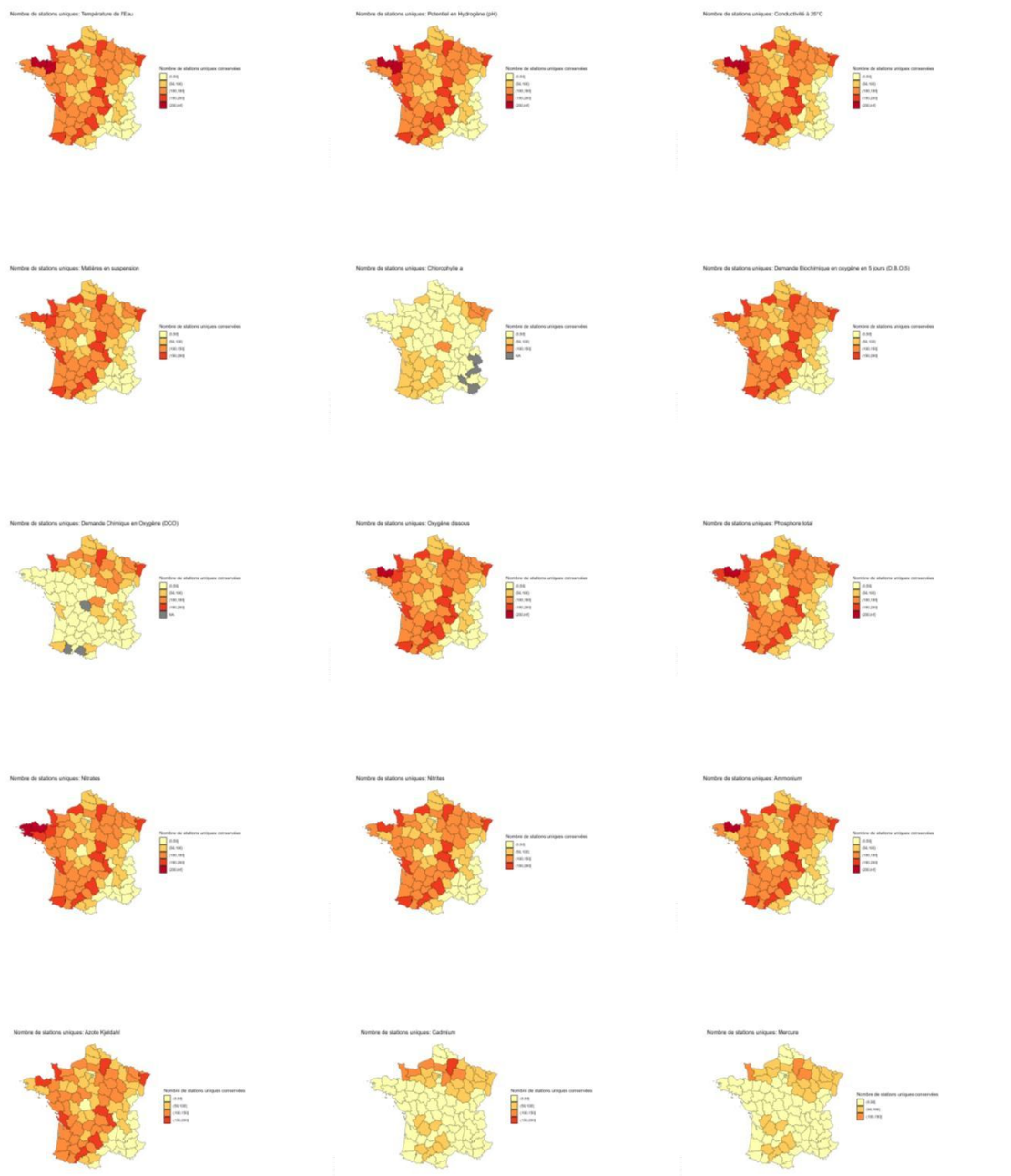
La Figure D.2 en Annexe D présente les moyennes mensuelles pour les 15 indicateurs de qualité des eaux de surface, par année de 2015 à 2024. Les dynamiques présentées nous semblent cohérentes. Pour les nitrates par exemple, les concentrations les plus élevées sont observées de novembre à février, ce qui correspond aux périodes de lessivage et de ruissellement

sentes dans l’eau. Elle englobe donc à la fois la matière organique biodégradable et la matière organique non biodégradable, ainsi que d’autres composés comme les sulfures, les nitrates et les métaux.

6. Voir le “Bilan environnemental de la France Édition 2024” édité par le service des données et études statistiques (SDES) des Ministères de l’Aménagement du territoire et de la Transition écologique.

sur les sols agricoles.

FIGURE 6 – Nombre de stations uniques par paramètre dans chaque département

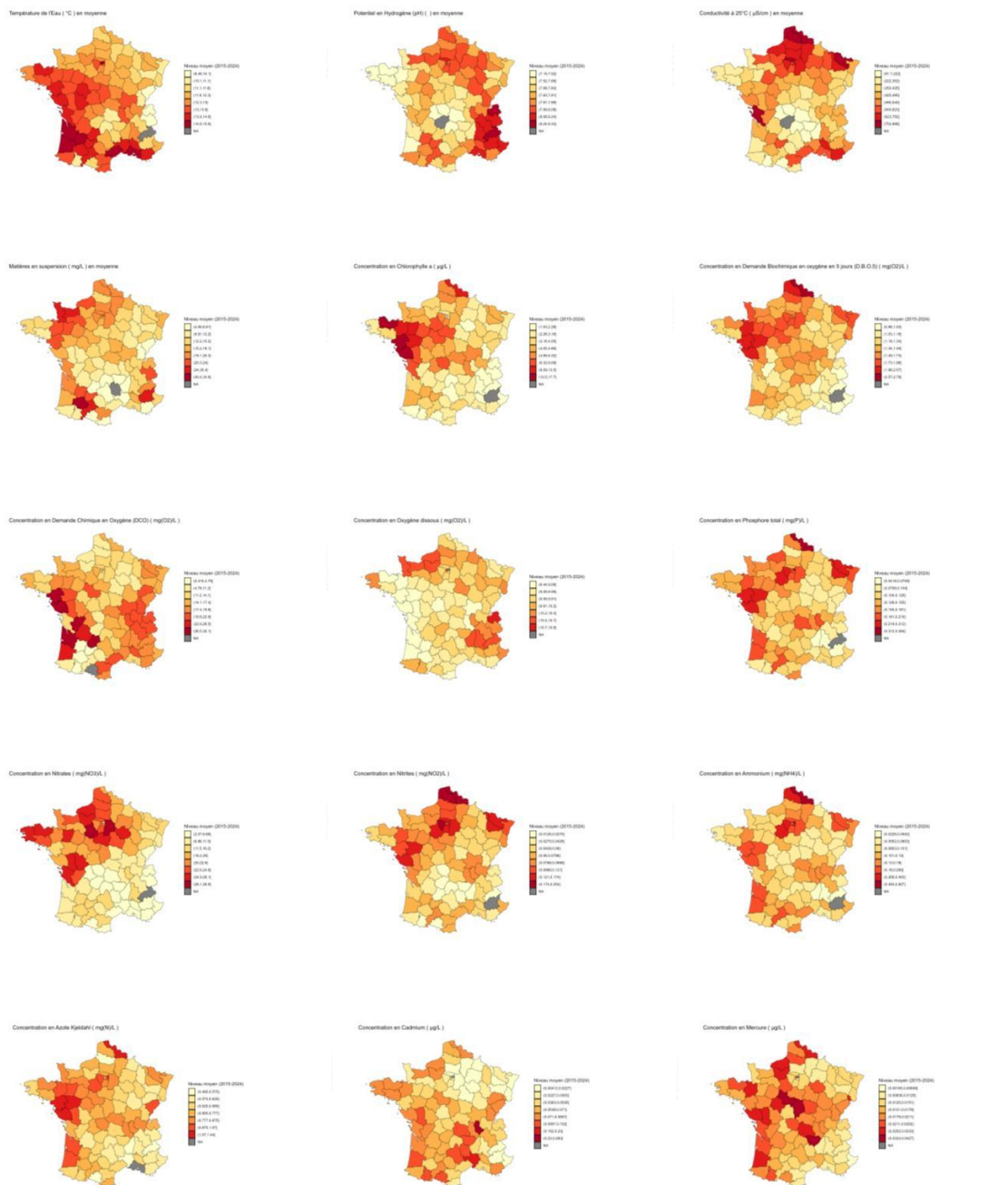


Notes : Cette figure donne pour chaque département le nombre de stations ayant mesuré au moins une fois par an le paramètre considéré sur la période 2019-2024.

La Figure 6 permet de visualiser la couverture par les stations Naiades des 15 indicateurs de qualité des eaux de surface en présentant, pour chaque indicateur et chaque département le nombre de stations ayant mesuré le paramètre considéré au moins une fois par an sur la période 2019-2024. Outre l'hétérogénéité spatiale, on constate que la couverture pour les indicateurs de pollution chimique (cadmium, mercure) est moindre que celle pour les indicateurs de qualité physico-chimique.

La Figure 7 permet de visualiser pour chaque département les concentrations moyennes sur la période 2019-2024 par paramètre. Les niveaux départementaux nous semblent cohérents.

FIGURE 7 – Valeur moyenne des indicateurs de qualité des eaux de surface par département



Notes : Cette figure donne pour chaque département les concentrations moyennes sur la période 2019-2024 par paramètre. La moyenne est calculée à partir des stations ayant mesuré au moins une fois par an le paramètre considéré sur la période 2019-2024.

Pour les nitrates, on retrouve par exemple des valeurs plus élevées sur une grande moitié nord de la France métropolitaine, notamment en Bretagne et en Normandie. Comme dans le cas des nitrates, la plupart des zones les plus atteintes par les phosphores sont situées au nord.⁷

4.1.3 Réseau hydrographique et données de chaînage

Nous utilisons la base de données TOPAGE Hydro qui constitue le référentiel national de description du réseau hydrographique de surface en France. Développée par l’Office Français de la Biodiversité (OFB) avec l’appui du SANDRE, cette base vise à offrir une représentation précise et homogène du maillage hydrographique, en intégrant des données géographiques de haute précision. Elle permet de structurer les connaissances sur les cours d’eau, les nœuds hydrographiques, les confluences, les sources et les unités hydrographiques élémentaires, tout en garantissant la cohérence topologique entre les différentes entités.

TOPAGE repose sur une modélisation vectorielle orientée objet, où les tronçons hydrographiques sont décrits comme des segments connectés par des nœuds, formant un graphe orienté apte à représenter la direction des écoulements. Cette structuration facilite la modélisation hydrologique et hydraulique, en lien avec les besoins des gestionnaires de l’eau et des politiques publiques.

4.1.4 Les données météorologiques

Mécanismes Les conditions météorologiques jouent un rôle majeur dans la variabilité spatio-temporelle de la qualité physico-chimique des eaux de surface. Leur influence s’exerce à la fois par des effets directs (chauffage, dilution, apport de polluants) et indirects (stimulation biologique, cycles biochimiques). A titre d’exemple, on sait que certains indicateurs de pollution tel le déficit en oxygène dissous augmentent avec la température, en été. Cela nécessite donc d’introduire la température comme une variable de contrôle. Les précipitations peuvent jouer un rôle important sur les dynamiques d’évolution de la pollution, les épisodes de précipitation influençant le ruissellement des nutriments et les concentrations en polluant observées (Meyer et al., 2024).

Base de donnée SAFRAN Nous utilisons les données SAFRAN (Système d’analyse fournissant des renseignements atmosphériques à la neige) produites par Météo-France et mises à disposition par le Système d’information de données climatiques maillées (SICLIMA). Les données climatiques délivrées par SAFRAN sont des données journalières de ré-analyse à la maille SAFRAN (8 km × 8 km, à l’échelle de la France entière). Le maillage SAFRAN compte au total 9 892 mailles dont certaines sont tout ou partie sur l’eau ou hors de France. Nous allons donc travailler à partir des 8 602 mailles pour lesquelles les données de sol sont disponibles. Nous avons extrait les données quotidiennes de 2010 à 2024. La Table C.4 présente les données météorologiques dont nous disposons via SICLIMA.

4.2 Appariement des bases

La préparation des bases de données

Comme nous l’avons vu précédemment, cette étude mobilise un ensemble hétérogène de bases de données, issues de sources variées et construites selon des protocoles de collecte distincts. Cette diversité entraîne des disparités tant au niveau des formats de fichiers que de la

7. Voir le “Bilan environnemental de la France Édition 2024” édité par le service des données et études statistiques (SDÉS) des Ministères de l’Aménagement du territoire et de la Transition écologique.

définition des variables ou que des unités de mesure.

Afin de permettre une analyse conjointe et cohérente, un travail d'appariement a été nécessaire. Celui-ci a consisté en plusieurs étapes :

- Nettoyage et normalisation des bases de données (uniformisation des noms de colonnes, des formats de date, des unités, etc.)
- Identification de clés communes permettant de relier les bases entre elles (par exemple : codes INSEE, identifiants, date)
- Lorsque les variables ou catégories présentaient des divergences d'une base à l'autre, des tables de correspondance ont été construites afin d'assurer une homogénéisation.

Le détail de ces traitements ainsi que les règles d'appariement spécifiques appliquées à chaque jeu de données sont présentés en Annexe C.

Appariement des données Les données spatiales à disposition consistent en :

- les données Naïades sur la qualité des eaux de surface. Cette couche contient 23 337 points localisés par leurs coordonnées géographiques (latitude, longitude) représentant les stations de contrôles.
- les données TOPAGE Hydro qui se déclinent en plusieurs couches (bassins versants topographiques ou non, nœuds et tronçons hydrographiques et cours d'eau). S'agissant des objets vectoriels linéaires représentant les rivières, on y trouve deux granularités : une couche dense des tronçons hydrographiques qui comprend plus de 3 millions d'objets et une couche des cours d'eau principaux de 142 000 objets. C'est cette dernière que nous avons choisie, puisque visiblement suffisante pour apparier a minima les points des stations.
- les données de d'actions de police de l'eau également représentées par des points localisés par leurs coordonnées géographiques (latitude, longitude), au nombre de 216 209.

La problématique principale de cette étape consiste en l'appariement des données entre elles. En effet, l'élément structurant dans notre cas étant les cours d'eau, il faut d'abord s'assurer que chaque station soit en correspondance avec le linéaire d'un cours d'eau le plus proche. Puisqu'il n'existe pas d'identifiant joint entre tronçons et stations qui nous permettrait de réaliser une jointure classique, c'est une jointure spatiale par proximité qui a été mise en place. La recherche s'effectue dans un rayon de 100 mètres en distance euclidienne autour de la station et la sélection se fait sur le cours d'eau le plus proche. Il n'existe pas de confusion à cette étape, les stations étant situées à quelques centimètres, au pire au mètre, du cours d'eau qui lui correspond.

Les prochaines étapes vont consister à identifier d'une part les relations entre les stations, notamment les relations entre une station et toutes les stations situées en amont dans le but de détecter les variations et l'évolution des polluants le long des cours d'eau. D'autre part, il est nécessaire d'identifier les actions de police menées le long des cours d'eau. Pour ce faire, nous avons mis en place un algorithme basé sur les propriétés spatiales et relationnelles du réseau hydrographique.

4.3 Algorithme d'identification des relations amont-aval

Principes généraux L'identification des relations amont-aval est nécessaire à l'identification des effets causaux des actions de police de l'eau sur la qualité des eaux de surface. La méthode employée exploite en effet le fait que les cours d'eau sont des graphes orientés, et

que la pollution se propage de l'amont vers l'aval. On dispose d'un jeu de données spatial constitué de 23 337 stations⁸ de mesure de la qualité de l'eau Naiades et de 216 209 actions de police de l'eau (2019-2024) réparties sur le territoire⁹ et connectées au réseau hydrographique. Pour chaque station de mesure (que l'on va dénommer *station focale*), nous avons développé un algorithme permettant d'identifier les stations en amont et en aval, ainsi que les actions de police en amont et en aval.

Algorithme L'algorithme d'identification des relations amont/aval nécessite une succession d'étapes que nous détaillons ici.

- 1- Pour chaque station de mesure de qualité de l'eau (station focale¹⁰), on commence par créer un buffer ("zone tampon") de 30 km, voir figure 8.
- 2- Dans ce buffer, on identifie, sans les sélectionner à cette étape, toutes les stations de mesure ainsi que toutes les actions de police de l'eau présentes.
- 3- On explore les cours d'eau en tronçons pour construire un graphe plus dense et on crée un parcours en profondeur pour réduire le graphe au sous-graphe amont au départ de la station focale, de manière à récupérer ensuite tous les objets d'intérêt.
- 4- Les objets d'intérêt vont alors se décliner en plusieurs cas :
 - 4-a Les stations en amont de la station focale. Celles-ci sont identifiées par le parcours du graphe de la station focale vers toutes les sources de cours d'eau. Elles sont à une distance au plus de 100 m d'un cours d'eau. On écarte ici toutes les stations qui sont en aval. On crée alors des couples (n-uplet) de la station focale vers toutes les stations en amont. On conserve les distances euclidiennes (à vol d'oiseau) et hydrographiques (le long du cours d'eau)¹¹ ainsi que les données Naiades de mesure de la qualité pour chaque station.
 - 4-b Des actions de police qui sont entre la station focale considérée et les stations en amont. Ces actions de police sont détectées lors du parcours du graphe hydrographique amont et sont à moins de 500 m d'un cours d'eau. On est alors en mesure de replacer les actions de police au sein d'un couple station focale - station amont. On conserve là encore les distances et hydrographiques avec la station focale, ainsi que les données de caractérisation des actions de police (action judiciaire ou réglementaire, conformité, etc.)
 - 4-c Des actions de police qui sont en amont d'une station focale mais pour lesquelles aucune station amont n'existe. En effet, il est courant d'observer des actions de police menées proches d'une source ou alors dans des configurations où les stations de mesure sont moins denses. Ces actions de police sont alors détectées dans un processus algorithmique spécifique et ne seront pas stockées au sein d'un couple station focale - station amont mais sont stockées dans une structure de données qui leur est propre. Ces stations sont sélectionnées avec le même paramètre de distance de 500 m au plus d'un cours d'eau¹². Cela fait, on identifie une proximité à un cours d'eau et on conserve toujours les distances euclidiennes et hydrographiques, tout comme leurs données de caractérisation.

8. En réalité, le jeu a été réduit à 22 706 stations sur la France métropolitaine.

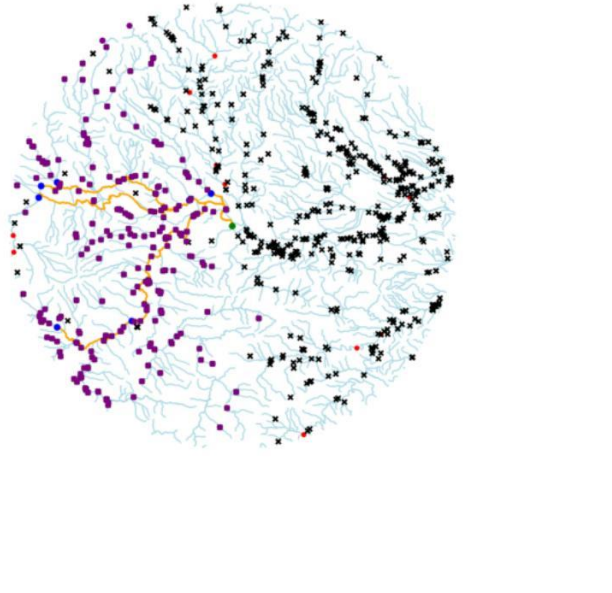
9. De la même manière, le jeu est réduit à 201 544 points sur la France métropolitaine.

10. Chacune des stations de mesure de la base de données devient tour à tour une station considérée comme une station focale.

11. En effet, si le rayon du buffer autour de la station focale est de 30 km, selon la sinuosité du cours d'eau, la distance de la station focale vers une station amont peut être beaucoup plus élevée, parfois plus de 100 km. Ces deux distances peuvent être utilisées dans le modèle pour filtrer des stations d'intérêt.

12. Il existera donc des actions de police qui ne seront pas considérées : si elles sont à plus de 500 m d'un cours d'eau et si elles ne participent pas à une relation station focale - station amont.

FIGURE 8 – Identification des relations amont/aval pour la station focale “Aude à Trèbes”



Notes : **Point vert** : la station focale est au centre du buffer de rayon 30 km, **points bleus** : stations en amont et donc connectées hydrographiquement à la station focale, **points rouges** : stations comprise dans le buffer mais qui ne sont pas connectées à la station focale par le réseau hydrographique (représenté par les fines **lignes bleu ciel**). **Croix violettes** : actions qui sont considérées (soit entre deux stations : ces stations sont alors situées le long de **lignes oranges**, soit simplement en amont dans le rayon 30 km et situées à une distance au plus de 500 m d'un cours d'eau). **Croix noires** : actions non considérées (soit en aval, soit parce qu'elles ne sont pas sur le même réseau ou alors à plus de 500 m d'un cours d'eau). Les stations amont (en bleu) et la station focale (en vert) constituent un n-uplet.

L'algorithme permet de travailler sur des sous-échantillons par exemple en considérant des buffers autour des stations focales de 20 km, 10 km, 5 km ou 2 km, ou bien en remplaçant les distances euclidiennes par des distances hydrographiques (30 km, 20 km, 10 km, 5 km, 2 km). Notons qu'une station focale autour de laquelle un buffer de 30 km est construit peut tout à fait se retrouver en amont dans le buffer d'une ou de plusieurs autres stations focales.

La Figure 8 montre le résultat obtenu en appliquant l'algorithme à la station focale “Aude à Trèbes”.

Calcul parallèle et considérations algorithmiques Les données étant relativement importantes (de l'ordre de 100k objets hydrographiques, plus de 20k stations à considérer tour à tour pour aboutir à l'identification et l'appariement de plus de 200k actions de police sur les tronçons hydrographiques), cette étape a été menée sur le cluster de calcul de TSE. En effet, l'algorithme décrit ci-dessus présente une combinatoire qui nécessite de considérer tour à tour chacune des stations de mesure de la qualité de l'eau, de la confronter au réseau hydrographique pour enfin sélectionner des actions de police menées proches d'un cours d'eau. Cette combinatoire demande pour chaque station la construction d'un sous-réseau issu du réseau hydrographique principal, puis en considérant ce support réseau, il est nécessaire de réaliser le calcul des plus courts chemins de la station focale vers toutes les sources du cours d'eau retenu pour cette station focale. La construction du sous-échantillon du réseau associée au

calcul de plus court chemin est assez coûteuse algorithmiquement¹³, notamment car elle est ensuite associée à des sélections spatiales.

Mais c’est aussi grâce à cette combinatoire, où les stations et les dépendances respectives qui en découlent (sous-réseaux, actions de police) peuvent donc être considérées de manière indépendantes, qu’un parallélisme des calculs peut être envisagé sereinement menant à une accélération de l’obtention des résultats pour cette étape. La charge du cluster et son architecture nous ont permis de réserver un nœud de 28 cœurs avec 128Go de RAM et donc de produire les calculs 28 fois plus vite que sur une machine classique. Si le code est prévu pour passer à une échelle de parallélisme supérieur, le temps de calcul, après différentes optimisations d’indexation spatiale et de structuration algorithmique, descendu aux alentours de 8 à 9 heures, nous a paru suffisant pour faire plusieurs itérations qui considèrent différentes données et paramètres d’appariement. En sortie de l’algorithme, nous avons obtenu deux fichiers : l’un est une structure json qui contient pour chaque station, ses stations amont, ses actions de police amont inter-stations ou actions de police amont sans inter-stations, l’autre est un export de l’ensemble des 23 000 cartes permettant de contrôler visuellement les appariements produits.

Définition des stations “traitées” Il convient de définir ce que l’on entend par une station Naiades affectée par une action de police. Différentes définitions sont possibles, et nous en mentionnons ici celles qui nous paraissent pertinentes et que nous retiendrons dans la suite de notre analyse.

Au-delà de l’effet immédiat ou différé d’une action de police de l’eau, l’on peut conjecturer que c’est le nombre d’actions qui modifie le comportement des usagers et donc affecte la qualité des eaux de surface. L’idée est ici que la multiplication des actions de police sur un territoire donné peut inciter les usagers de l’eau de ce territoire à respecter les normes en vigueur. On propose donc de définir une variable de comptage qui va nous permettre de qualifier les stations Naiades traitées et celles non traitées :

- T1-Cumul : ensemble de traitements définis à partir du *nombre* d’action de police de l’eau réalisées en amont de la station à l’intérieur du buffer de 30 km depuis le début des périodes.
- T2-Cumul : ensemble de traitements définis à partir du *nombre* d’action de police de l’eau réalisées en amont de la station à l’intérieur du buffer de 30 km *au cours des 12 mois* précédant le mois *m*.

Nous considérons ces variables à l’état brut (comptage d’actions de contrôle) ou en les regroupant en classes de traitement : les stations comptant au moins une action de police amont (la variable de comptage est strictement positive) sont réparties en trois classes d’effectifs égaux sur la base des terciles de la distribution de la variable de comptage, et une quatrième classe regroupe toutes les autres stations Naiades, i.e., celles sans aucune action de police en amont.

- T1-Classe : discrétisation de T1-Cumul en 4 classes (terciles de la distribution de la variable de comptage + stations sans aucune action de police en amont).
- T2-Classe : discrétisation de T2-Cumul en 4 classes (terciles de la distribution de la variable de comptage + stations sans aucune action de police en amont).

¹³. La complexité algorithmique d’un calcul de plus court chemin est classiquement donnée en $\mathcal{O}((V + E) \log V)$. Pour cette raison, il est plus intéressant de travailler sur un petit graphe, ce qui accélère les temps de calcul des plus courts chemins.

4.4 Actions de police et qualité des eaux : Une première approche non-causale

Nous pouvons maintenant nous intéresser au niveau et à l'évolution de la pollution de l'eau dans les stations Naiades affectées par des actions de police de l'eau, et la comparer avec celle observée dans les stations qui n'ont pas été affectées par des actions de police de l'eau. Cette comparaison qui n'a pas d'interprétation causale permet cependant d'appréhender les liens potentiels entre police de l'eau et qualité des eaux de surface.

TABLE 6 – Moyennes des indicateurs de qualité des eaux selon le statu de la stations Naïades

Indicateur	Action de police de l'eau				T2-Cumul			
	mois m		12 derniers mois		0	classe 1	classe 2	classe 3
	Non	Oui	Non	Oui				
<u>Température de l'eau</u>								
Température	12.18	13.79	12.13	12.89	12.13	12.20	12.82	13.64
<u>Bilan d'oxygène et eutrophisation</u>								
Oxygène dissous	9.92	9.83	9.91	9.91	9.91	9.87	9.89	9.96
DBO	1.44	1.36	1.46	1.37	1.46	1.40	1.36	1.33
DCO	15.48	15.42	15.51	15.40	15.51	15.58	15.17	15.42
Chlorophylle A	3.87	4.36	3.98	3.94	3.98	3.34	3.99	4.52
<u>Salinité</u>								
Conductivité	457.4	445.2	455.8	455.3	455.8	468.6	461.0	436.8
<u>Etat d'acidification</u>								
pH	7.82	7.88	7.81	7.87	7.81	7.82	7.86	7.91
<u>Concentration en nutriments</u>								
Phosphore	0.119	0.111	0.123	0.109	0.123	0.113	0.111	0.104
Nitrate	16.30	13.23	16.34	15.07	16.33	16.95	15.44	12.81
Nitrite	0.071	0.069	0.071	0.070	0.070	0.072	0.071	0.066
Ammonium	0.115	0.101	0.121	0.102	0.121	0.111	0.104	0.090
Azote	0.714	0.685	0.718	0.697	0.718	0.718	0.692	0.678
<u>Particules en suspension</u>								
MES	15.53	15.75	15.34	15.89	15.32	15.30	15.62	16.73
<u>Pollution chimique</u>								
Cadmium	0.036	0.032	0.038	0.033	0.038	0.033	0.032	0.300
Mercuré	0.013	0.014	0.014	0.013	0.014	0.012	0.013	0.014

Notes : Dans les colonnes 2 et 3, nous faisons la moyennes des observations relatives aux différents indicateurs de qualité des eau de surface selon que la station Naïades n'a pas été au cours du mois affectée par une action de police de l'eau réalisée en amont de la station à l'intérieur du buffer de 30 km (colonne "Non") ou selon qu'elle l'a été (colonne "Oui"). Les colonnes 4 et 5 reprennent les mêmes définition mais en considérant les 12 derniers mois. Pour les colonnes 6-9, nous utilisons la définition du traitement T2-Classes : classes de traitement définies selon le nombre d'action de police de l'eau réalisées en amont de la station à l'intérieur du buffer de 30 km au cours des 12 mois précédant le mois m (0 pour aucune action de police, classes 1, 2 et 3 pour terciles 1, 2 et 3).

La Table 6 donne des moyennes pour les indicateurs de qualité des eaux selon que la station Naïades a été affectée ou pas par des actions de police de l'eau réalisées en amont, et en fonction de l'intensité de traitement (T2-Cumul).

Résultats

A la lecture de la Table 6, on peut tout d'abord noter une association négative entre actions de police de l'eau et les indicateurs de bilan de l'oxygène (DBO et DCO). Sans présumer d'un lien de causalité, la pollution mesurée par la DBO et la DCO est moins élevée pour les stations affectées par une action de police de l'eau réalisée en amont (au cours du mois considéré, ou au cours des 12 mois qui précèdent) et pour les stations faisant face à une forte intensité de traitement.

On relève une association positive entre actions de police de l'eau et niveau du pH. Cela peut traduire le ciblage d'actions de police de l'eau en direction d'industriels dont les rejets d'effluents tendent à accroître le pH (par exemple les industriels des matériaux de construction, les cimenteries, certaines activités chimiques et pétrochimiques).

C'est peut-être pour les indicateurs de concentration en nutriments que l'association avec les actions de police de l'eau est la plus forte. A nouveau sans présumer d'un lien de causalité, la pollution mesurée par les indicateurs de concentration en nutriments est moins élevée pour les stations traitées affectées par une action de police de l'eau réalisée en amont et pour celles faisant face à une forte intensité de traitement (T2-Cumul).

Une autre manière (non-causale) d'appréhender l'effet potentiel des actions de police de l'eau sur la qualité des eaux de surface consiste à analyser l'évolution des indicateurs de qualité des eaux de surface dans les stations Naïades traitées et non-traitées. Une visualisation de cette approche est proposée dans la Figure 9, où le traitement est défini d'après T2 (i.e., stations avec au moins une action de police de l'eau au cours des 12 derniers mois). Les courbes bleues correspondent aux stations Naïades traitées, les rouges aux stations non traitées. On observe des dynamiques de pollution de l'eau différentes au niveau des stations Naïades traitées.

Résultats

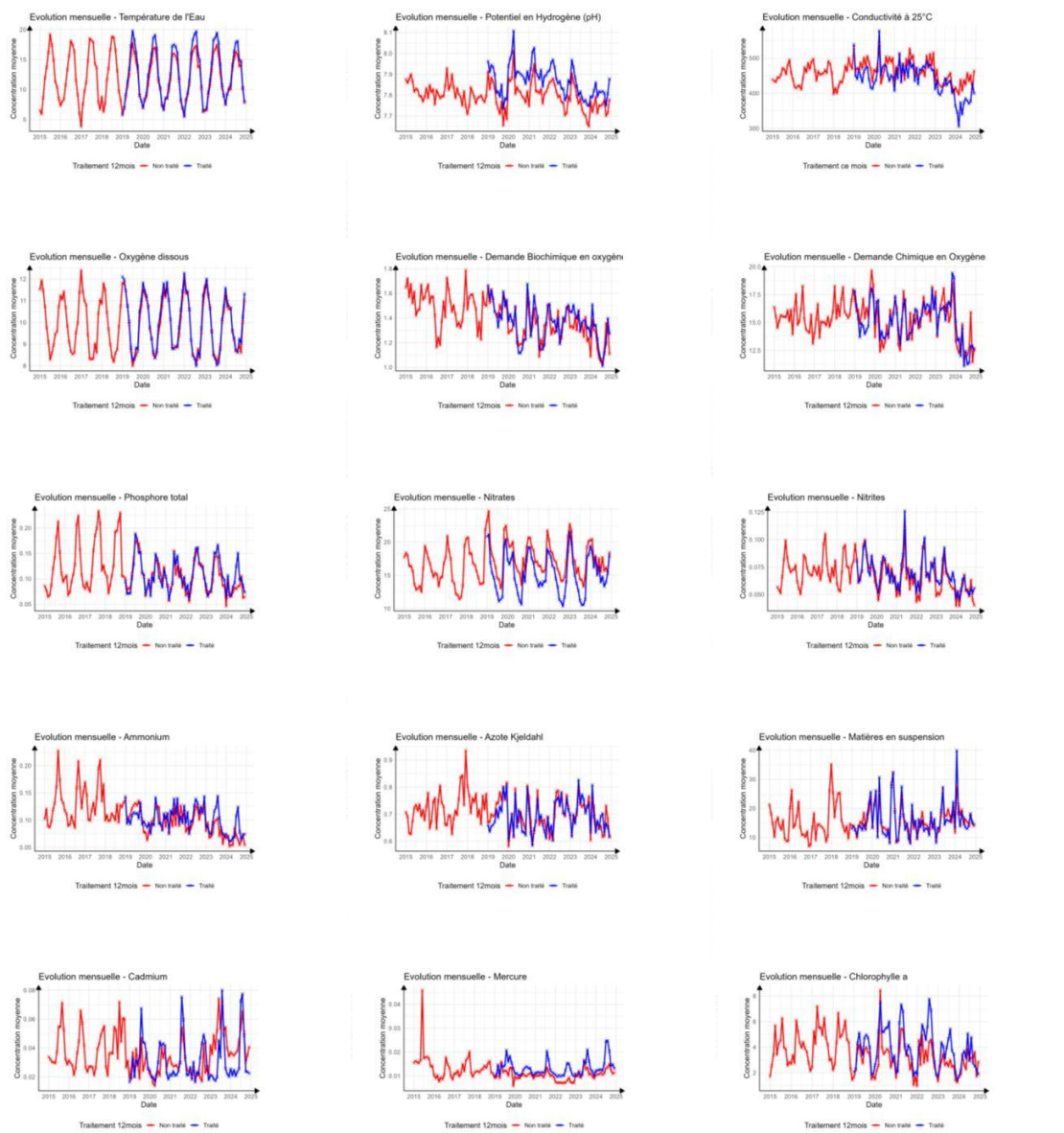
L'analyse de l'évolution mensuelle des valeurs moyennes des indicateurs selon le statut traité ou non traité (Figure 9) ne permet pas d'établir de conclusion définitive concernant l'effet des actions de police de l'eau. On observe que la forme des courbes est globalement similaire entre les deux groupes, ce qui suggère des dynamiques saisonnières ou structurelles communes. On s'attendrait à ce que la courbe des stations traitées soit située en-dessous de celle des non-traitées, ce qui pourrait être interprété comme un signe d'efficacité des interventions. Toutefois, la possibilité d'un biais de sélection inverse cette intuition : si les actions sont ciblées sur les sites les plus problématiques, il est plausible que les stations traitées présentent initialement des niveaux de pollution plus élevés.

Certaines figures montrent des écarts assez marqués. Pour des indicateurs comme le mercure, la chlorophylle A ou encore le pH, les concentrations semblent systématiquement plus élevées pour les stations traitées, ce qui pourrait indiquer une orientation des interventions vers des contextes marqués par des pressions industrielles ou agricoles sur les milieux. À l'inverse, seules quelques variables comme les nitrates et la conductivité présentent des niveaux plus faibles dans les stations traitées, ce qui pourrait laisser entrevoir un effet positif des actions de police dans certains cas précis.

Dans l'ensemble, ces résultats descriptifs doivent être interprétés avec prudence : ils ne permettent pas de conclure à un effet causal des actions de police de l'eau, mais mettent en évidence l'importance des contextes locaux et des dynamiques de sélection dans nos analyses.

Pour aller plus loin dans l'analyse, il convient maintenant de mettre en œuvre les méthodes d'inférence causales exposées précédemment. C'est ce que nous faisons dans les deux sections suivantes, en commençant par l'étude de modèles à effets fixes.

FIGURE 9 – Évolution de la qualité de l'eau dans les stations traitées et non-traitées



Notes : Cette figure présente l'évolution moyenne des indicateurs de qualité des eaux de surface dans les stations Naïades traitées et non-traitée sur la période 2019-2024. La définition du traitement retenue ici est T2 (i.e., station avec au moins une action de police de l'eau au cours des 12 derniers mois).

5 Modèles à effets fixes

5.1 Le principe de l'analyse

Nous cherchons à évaluer si les actions de la police de l'eau, telles que les contrôles ou les sanctions, permettent de réduire de manière effective la pollution des eaux de surface en France.

Dans cette section, on utilise un modèle économétrique à effets fixes, qui permet de comparer chaque territoire (ici un n-uplet construit autour d'une station focale Naiades) avec lui-même à différents moments dans le temps. En neutralisant les caractéristiques propres à chaque territoire qui ne changent pas (comme la géographie ou l'usage des sols), le modèle identifie uniquement l'effet des variations temporelles, notamment la présence ou non d'actions de police de l'eau. Cela permet d'approcher une relation causale entre ces actions et la qualité de l'eau.

Le raisonnement repose sur le principe qu'un changement observé dans la pollution après une action de police de l'eau, comparé à des périodes sans intervention pour le même lieu, peut être attribué à l'action de la police de l'eau, à condition de tenir compte des autres facteurs temporels (conditions météorologiques, politiques nationales, etc.). Cela revient à suivre une même unité géographique avant et après un contrôle pour estimer l'effet de cette action. Ce type de modélisation offre une base rigoureuse pour quantifier l'impact environnemental des politiques publiques et orienter les décisions futures sur la régulation de la qualité des eaux de surface.

5.2 Le modèle économétrique

On estime le modèle à effets fixes suivant (adapté de Keiser and Shapiro (2019)) :

$$q_{sumy} = \delta C_{OFB} + X'_{sumy} \beta + \lambda_s + \gamma_{uy} + \mu_m + \varepsilon_{sumy} \quad (1)$$

où s indice l'ensemble des stations^{sm_y} de mesure, u identifie l'ensemble des stations de mesure de qualité de l'eau d'un n-uplet (incluant la station focale), m donne le mois calendaire, et y représente l'année. On a de plus :

- $C_{sm_y}^B$ est le nombre cumulé de contrôles effectués en amont de la station s avant le mois m de l'année y . Alternativement, dans certains tests de robustesse, cette variable est remplacée par une variable binaire (*dummy*) prenant la valeur 1 s'il y a eu *au moins un* contrôle en amont de la station s avant le mois m de l'année y . Enfin, dans d'autres spécifications, nous utilisons un jeu de trois variables muettes correspondant à chacun des terciles de la distribution du nombre de traitements cumulés. Nous testons aussi des versions de ce modèle ne prenant en compte que les interventions ayant eu lieu dans les 12 derniers mois.
- X_{sm_y} un vecteur de contrôles au niveau n-uplet × mois × année (variables météorologiques) ;
- λ_s est un effet fixe propre à chaque station de mesure s .
- γ_{uy} est un effet fixe propre à chaque n-uplet u et chaque année y .
- μ_m est un effet fixe de mois calendaire ("janvier", "février", etc.).

L'Équation (1) permet d'estimer l'effet causal des actions de contrôle en s'abstrayant d'un grand nombre de facteurs de confusion :

- L'effet fixe station λ_s capture l'ensemble des facteurs qui influencent le niveau de pollution au niveau d'une station et restent fixes dans le temps.

- L'effet fixe n-uplet \times année γ_{uy} permet de contrôler des facteurs de confusion qui affectent l'ensemble des stations du n-uplet, et peuvent varier au cours du temps, ici à l'échelle d'une année.
- L'effet fixe de mois calendaire μ_m permet de contrôler la saisonnalité des pics de pollution qui affectent potentiellement toutes les stations de la même manière.
- Les variables de contrôle météorologiques X_{smj} permettent de prendre en compte les principaux facteurs climatiques responsables de la variation de la qualité physico-chimique des eaux de surface.

Cette approche est une généralisation de la méthode de Keiser and Shapiro (2019) grâce à l'utilisation de n-uplets. En effet, Keiser and Shapiro (2019) construisent des paires de stations de mesure situées en amont et en aval de toutes les stations d'épuration des US, puis définissent leur variable de traitement comme le nombre cumulé d'investissements de mise aux normes. Dans le problème qui nous occupe, il nous est impossible de définir des paires de station de la même manière, car la position exacte des points potentiels de contrôle est inconnue a priori (par opposition aux positions des stations d'épuration qui sont fixes et connues). Pour contourner ce problème, nous avons généralisé l'approche de Keiser and Shapiro (2019) en définissant autour de chaque station focale l'ensemble des stations de comparaison situées en amont sur le même réseau hydrographique et suffisamment proches (dans un rayon de 30 km) pour être soumises aux mêmes facteurs de confusion. Notre échantillon est donc constitué de toutes les stations de la base naïade et de leurs n-uplets correspondants (indépendamment de s'il y a eu contrôle ou non).

La précision des effets causaux est estimée en prenant en compte le fait que les observations de qualité de l'eau et les contrôles sont corrélés spatialement et temporellement. Nous utilisons l'estimateur classique de Ecker-Huber-White au niveau de chaque n-uplet (Chabé-Ferret, 2023, ch.9). Une même station peut apparaître plusieurs fois dans la base de données, une fois comme station focale de son propre n-uplet, et une ou plusieurs fois comme station non focale dans d'autres n-uplets. La corrélation entre observations qui est induite par ces duplications est prise en compte par l'estimateur de Ecker-Huber-White.

Notre modèle de base est estimé sur l'échantillon total de nos observations (V1). Afin d'explorer la robustesse de nos résultats nous reproduisons les estimations sur des sous-échantillons, ce travail pouvant aussi être vu comme des analyses d'hétérogénéité. Les sous-échantillons que nous allons considérer dans la suite sont les suivants.

- V2 : exclusion des données correspondant aux 2 dates pour lesquelles un nombre très important d'actions de police de l'eau est reporté dans la base LICORNE (11 septembre 2023 et 13 novembre 2024) ;
- V3 : restriction de l'analyse aux actions de police de l'eau qui ont abouti à une non conformité ;
- V4 : restriction de l'analyse aux actions de police de l'eau menées par l'OFB ;
- V5 : restriction de l'analyse aux actions de police menées par l'OFB, les DDT et les DREAL (à l'exclusion des inspections des IOTAs listées dans GUNenv) dans le domaine de la qualité des eaux.

Pour chacun des échantillons V1-V5, nous considérerons les 4 définitions de traitement (T1, T2, T1-cumul et T2-cumul). Cette combinaison échantillons \times traitements permet de réaliser tests de robustesse des résultats que nous présentons ci-après.

5.3 Les résultats

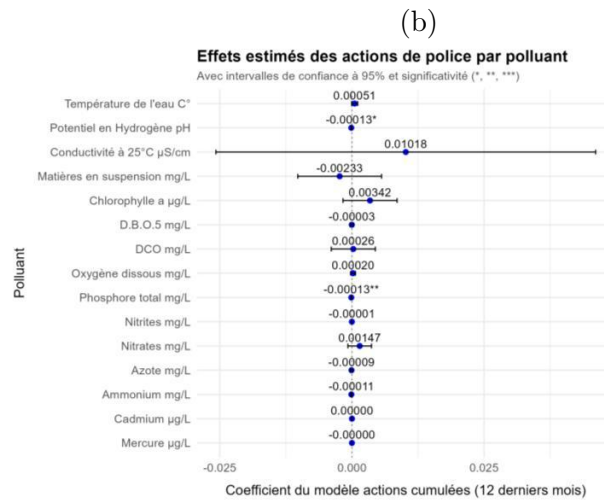
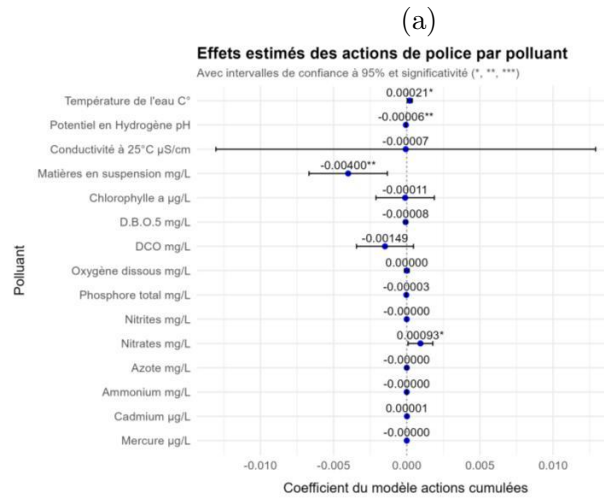
5.3.1 Variables en unités naturelles

La Figure 10 présente l'effet d'une action de police de l'eau supplémentaire sur la qualité de l'eau tel qu'estimé sur notre échantillon principal (V1). Ces effets correspondent au paramètre δ dans l'Équation (1). La Figure 10.a présente les effets estimés en considérant qu'une action de police conserve son efficacité sur l'ensemble de la période considérée. La Figure 10.b présente les effets estimés en considérant qu'une action de police conserve son efficacité pendant 12 mois. Les résultats indiquent que les actions de police de l'eau semblent faire baisser les matières en suspension, la DBO et la DCO. Nous détectons également une réduction de la concentration en phosphore et une augmentation de la concentration en nitrates. Ces résultats peuvent légèrement varier selon l'échantillon utilisé et la définition du traitement cumulé (selon que la durée d'efficacité des actions est permanente ou s'éteint au bout de douze mois). Nous observons enfin une légère augmentation de la température de l'eau et une légère baisse du pH.

La Figure 11 présente l'effet du nombre cumulé d'actions de police discrétisé en classe (par tercile). Le premier coefficient correspond à l'effet de recevoir une à environ une dizaine d'actions (la définition exacte des bornes de chaque tercile change légèrement avec chaque échantillon). Le deuxième coefficient correspond à l'effet de recevoir entre une dizaine et une trentaine d'actions. Le troisième coefficient correspond à l'effet de recevoir plus d'une trentaine d'actions. Cette approche permet de relâcher l'hypothèse de linéarité de l'effet du nombre d'interventions implicite dans l'Équation (1). Si les effets des interventions, ou le biais de sélection, varient fortement en fonction du niveau d'intensité, l'Équation (1) peut donner des résultats difficiles à interpréter.

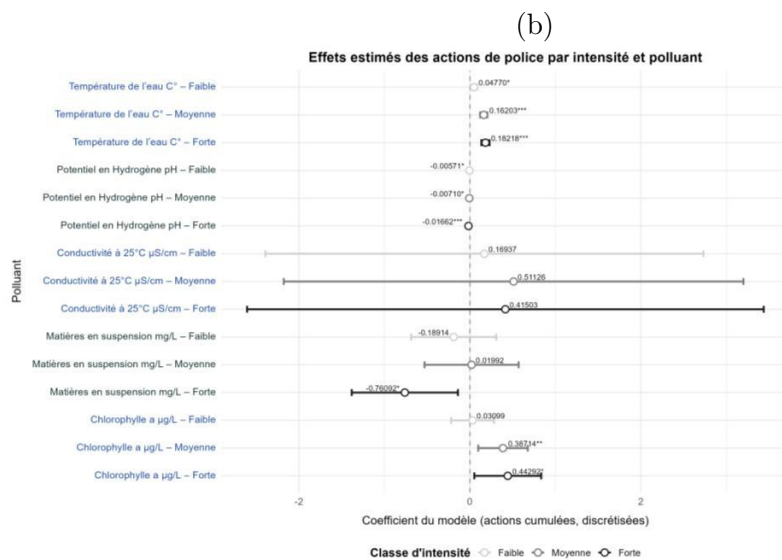
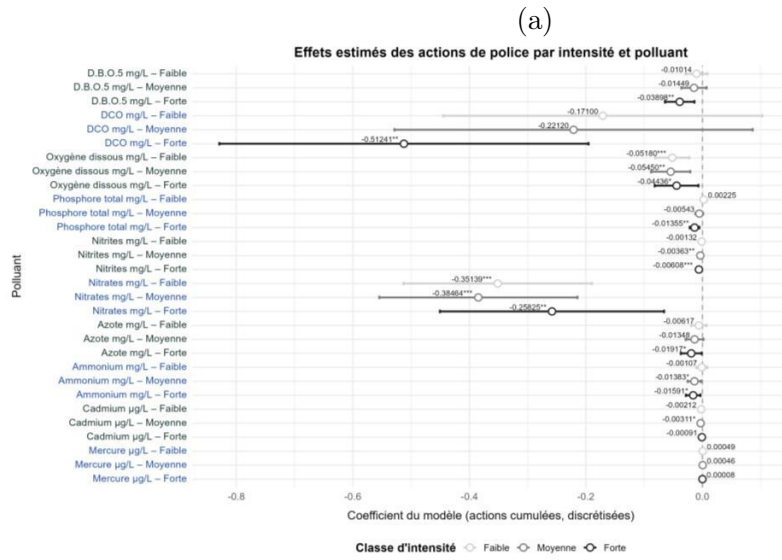
La Figure 11 confirme certains des effets mesurés sur la Figure 10 : la réduction des matières en suspension, de la DBO et de la DCO ainsi que la hausse légère de la température de l'eau et la faible baisse du pH. Nous observons aussi des effets nouveaux : une hausse de la chlorophylle A et une baisse de l'oxygène dissous. Enfin, nous observons des effets qui semblent contredire les résultats de la Figure 10, avec principalement une baisse marquée de la concentration en nitrates. Ces effets sont assez stables lorsque nous faisons varier les spécifications précises utilisées (échantillon, permanence de chaque action), comme résumé sur les Figures E.2 et E.3.

FIGURE 10 – Effet estimé d’une action supplémentaire de police de l’eau par indicateur



Notes : Cette figure indique l’effet d’une action supplémentaire de police de l’eau estimée des actions de police de l’eau sur les différents indicateurs de qualité des eaux de surface sur l’échantillon complet (V1). Le paramètre est issu de l’estimation du modèle décrit dans l’Équation (1). Les segments correspondent aux intervalles de confiance à 95%. Figure (a) : le traitement correspond à la spécification de base, c’est-à-dire le nombre cumulé de traitements en amont de la station focale. Figure (b) : le traitement correspond au nombre cumulé de traitements en amont de la station focale au cours des 12 mois derniers.

FIGURE 11 – Effet du nombre cumulé d’actions de police (par tercile)



Notes : Cette figure indique l’effet estimé des actions de police de l’eau sur les différents indicateurs de qualité des eaux de surface sur l’échantillon complet (V1). Le paramètre est issu de l’estimation du modèle décrit dans l’Équation (1) avec la variable de traitement correspondant aux terciles du nombre cumulé de traitements en amont de la station focale. *Faible* (gris clair) indique un nombre de contrôles strictement positif mais en nombre inférieur au premier tercile de la distribution du nombre de contrôles cumulés, *Moyenne* (gris moyen) un nombre de contrôles supérieur au premier tercile mais inférieur au second tercile, *Forte* (noir) un nombre de contrôles supérieur au second tercile. Les segments correspondent aux intervalles de confiance à 95%, et les coefficients sont indiqués avec le niveau de précision de l’estimation (ou significativité statistique : *** $p < 0.001$; ** $p < 0.01$; * $p < 0.05$). Les paramètres de qualité de l’eau et leurs coefficients estimés sont répartis entre la Figure (a) et la Figure (b).

5.3.2 Variables centrées réduites

La grande hétérogénéité des indicateurs de qualité de l'eau (unités, ordres de grandeur, gamme de variation¹⁴) rend les estimations difficile à comparer *entre* indicateurs : le coefficient observé sur la température est-il quantitativement (à l'aune des variations de température de l'eau observées dans nos données) plus important que l'effet constaté sur les nitrates ?

Pour y remédier, nous normalisons les variables de sorte qu'elles aient toutes sur notre échantillon une moyenne nulle et un écart-type de 1 (les variables sont alors centrées réduites). Cela nous permet d'apprécier une déviation *par rapport à la valeur moyenne* de la variable et *à l'aune de sa propre variabilité*. Nous présentons les résultats utilisant ces variables dans les Figures 12.a-b et 13). Cet exercice tend à relativiser la taille de l'effet sur la température de l'eau, par exemple, et fait ressortir les effets sur le pH, le phosphore et les matières en suspension (Figures 12.a-b). Quantitativement, l'effet d'une action supplémentaire est modeste : les estimés ne dépassent pas (en valeur absolue) 0.05% de l'écart-type (Figure 12). Les effets par tercile sont mécaniquement plus importants, mais restent modestes : de l'ordre de 5-7% de l'écart-type pour les effets les plus forts (chlorophylle).

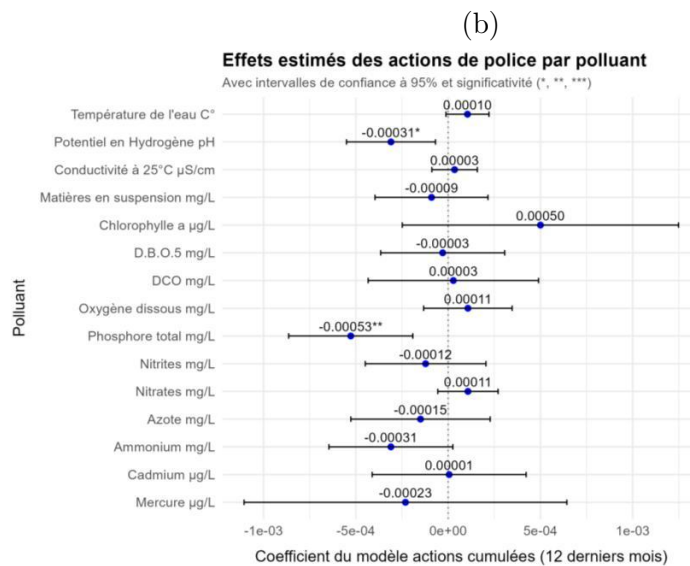
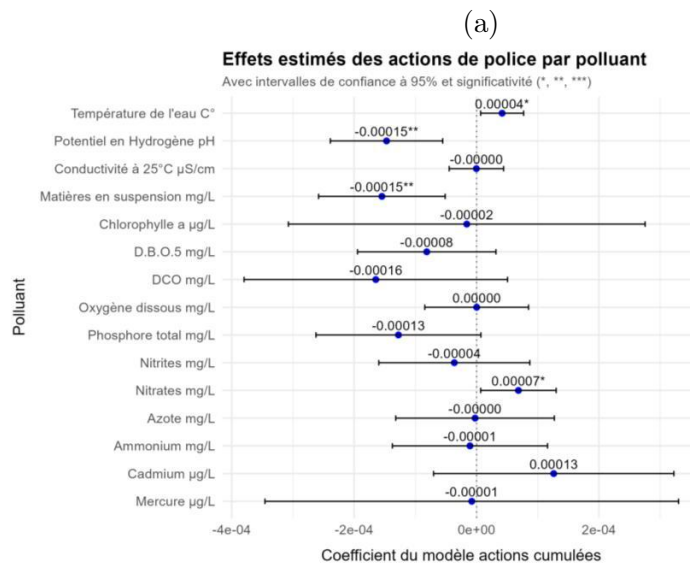
Dans le détail, la Figure 12 reprend la Figure 10 (cumul) avec ces variables centrées réduites, et la Figure 13 reprend de même la Figure 11 (terciles d'intensité de traitement, (a) nombre d'actions cumulé sur l'ensemble de la période qui précède, (b) cumul des actions sur les 12 derniers mois).

La Figure 12 montre par exemple que les effets sur la température de l'eau, même lorsqu'ils sont statistiquement significatifs (Figure 12.a), sont quantitativement peu importants. A l'inverse, l'effet sur le phosphore est quantitativement important, qu'il soit estimé avec précision (Figure 12.b) ou non (Figure 12.a).

La transformation permet par ailleurs de comparer, sur la Figure 13, les effets sur la température, les indicateurs d'azote et sur la chlorophylle A. Considérons par exemple la Figure 13.b (nombre d'actions sur les 12 derniers mois) : par comparaison à l'effet sur la température, les effets sur les nitrates et l'ammonium sont modestes, tandis que l'effet sur la concentration de chlorophylle A est bien plus important. L'effet de la température va contre celui de l'azote dans la production de chlorophylle A, et semble donc dominer quantitativement.

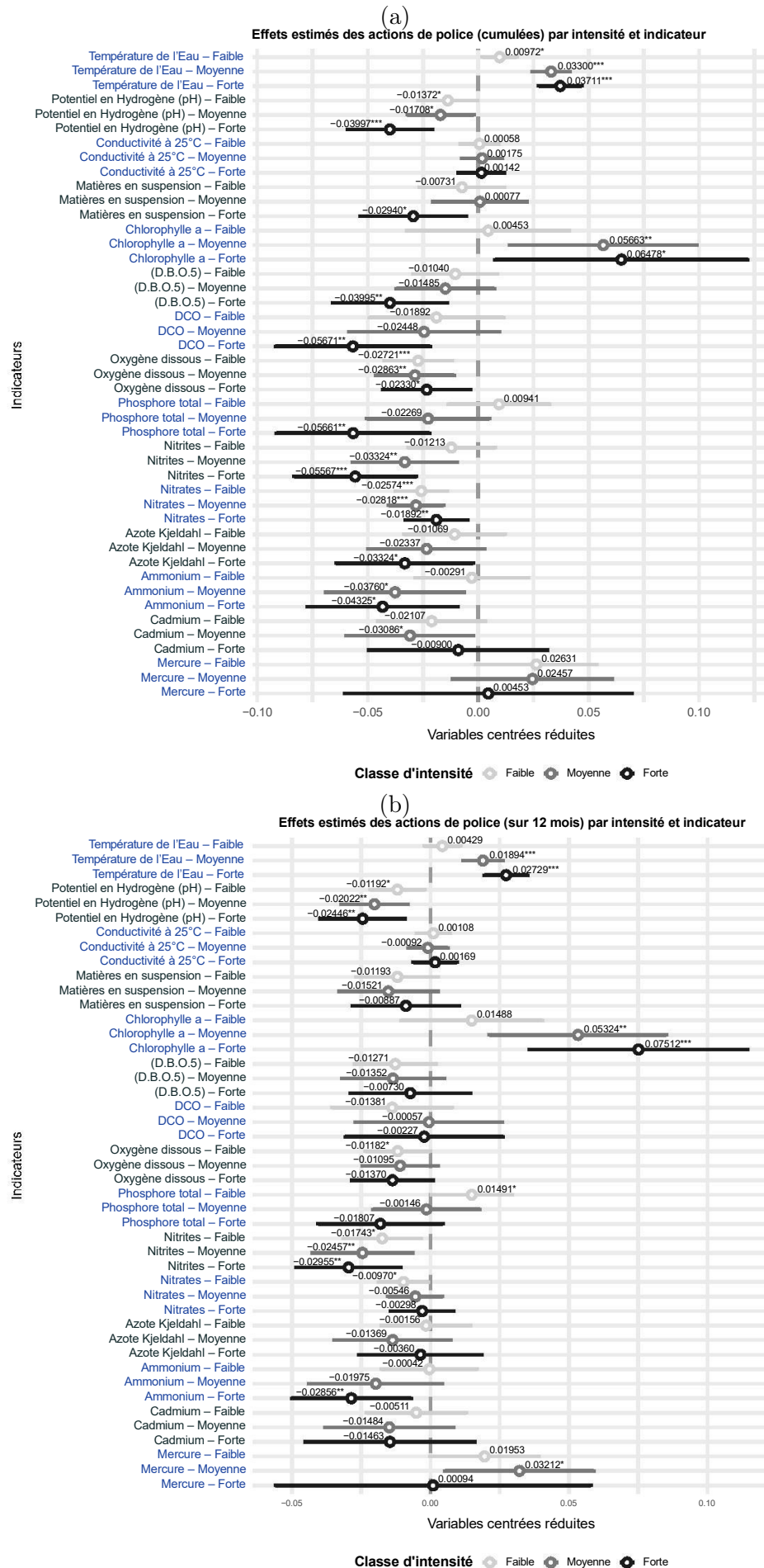
14. Pour rappel, les unités sont présentées en Table 4. Par exemple le cadmium est en $\mu\text{g/L}$, les matières en suspension, en g/L , la température, en degrés Celsius, et le pH est sans dimension. La Table 6 présente les gammes de variation, noter qu'elles sont parfois séparées par un ou plusieurs ordres de grandeur.

FIGURE 12 – Variables centrées réduites : Effet d'un contrôle supplémentaire



Notes : Cette figure indique l'effet d'une action supplémentaire de police de l'eau estimé des actions de police de l'eau sur les différents indicateurs de qualité des eaux de surface *centrés réduits* sur l'échantillon complet (V1). Le paramètre est issu de l'estimation du modèle décrit dans l'Équation (1). Les segments correspondent aux intervalles de confiance à 95%. Figure (a) : le traitement correspond à la spécification de base, c'est-à-dire le nombre cumulé de traitements en amont de la station focale. Figure (b) : le traitement correspond au nombre cumulé de traitements en amont de la station focale *au cours des 12 mois derniers mois*.

FIGURE 13 – Variables centrées réduites : Effet du nombre d'actions de police (par tercile)



Notes : Cette figure indique l'effet estimé des actions de police de l'eau sur chaque indicateur *centré réduit* sur l'échantillon complet (V1). Le paramètre est issu de l'estimation de l'Équation (1) avec la variable de traitement correspondant aux terciles du nombre cumulé de traitements (a) sur l'ensemble de l'échantillon ou (b) *au cours des 12 mois derniers mois* en amont de la station focale. *Faible* (gris clair) indique un nombre de contrôles strictement positif mais en nombre inférieur au premier tercile de la distribution du nombre de contrôles cumulés, *Moyenne* (gris moyen) un nombre de contrôles supérieur au premier tercile mais inférieur au second tercile, *Forte* (noir) un nombre de contrôles supérieur au second tercile. Les segments correspondent aux intervalles de confiance à 95%, et les coefficients sont indiqués avec le niveau de précision de l'estimation (** $p < 0.001$; ** $p < 0.01$; * $p < 0.05$).

5.3.3 Robustesse : Échantillons alternatifs

Dans l'Annexe E.1, enfin, nous présentons les mêmes estimations mais réalisées cette fois sur le échantillon V2, V3, V4 et V5 (et sur les indicateurs non transformés). Il en ressort par exemple que l'effet sur les matières en suspension, généralement très stable, semble venir des contrôles orientés sur la quantité de la ressource (disparaît dans l'échantillon V5) et que les contrôles notant une non-conformité (échantillon V3) ne sont pas ceux qui aboutissent aux plus forts effets sur la qualité de la ressource.

Au bilan, le résultat le plus robuste est une baisse des matières en suspension ; qui se retrouve dans la quasi-totalité des spécifications du modèle. Les réductions des concentrations en nitrites, phosphore et DCO est aussi fortement cohérente entre spécifications. Les réductions des concentrations en Ammonium, Azote Kjeldahl et DBO sont plus irrégulières, même si cohérentes avec la majorité des spécifications. En revanche, les réductions des concentrations en Nitrates et Chlorophylle A et la hausse de la concentration en oxygène dissous sont moins robustes. Certains résultats semblent paradoxaux, comme la baisse des concentrations en nitrates, accompagnée de la hausse de la chlorophylle A. Nos travaux précédents (Chabé-Ferret et al., 2021) ont montré que ce dernier résultats n'était pas si incohérent : l'azote ne semble pas être un facteur limitant de l'eutrophisation dans les eaux continentales. Reste à comprendre pourquoi les concentrations en chlorophylle A augmentent, et le taux d'oxygène dissous baisse. Une interprétation possible est dû au rôle de la température : si les interventions de police de l'eau augmentent la température de l'eau, elles peuvent indirectement favoriser l'eutrophisation. Comment expliquer qu'une intervention de police puisse augmenter la température de l'eau ? Il a été suggéré que la fermeture de bassins de rétention interdits et leur décharge dans les cours d'eau pourrait provoquer une hausse de la température des cours d'eau (comme observé), et en conséquence favoriser l'eutrophisation. Il est aussi possible bien sûr que certains de ces effets soient dus à des facteurs de confusion mal pris en compte, et notamment d'une influence de la dynamique de sélection. C'est ce que nous allons examiner dans la Section 6.

Résultats

Au bilan, le résultat le plus robuste est une baisse des matières en suspension ; qui se retrouve dans la quasi-totalité des spécifications du modèle. Les réductions des concentrations en nitrites, phosphore et DCO est aussi fortement cohérente entre spécifications. Les réductions des concentrations en Ammonium, Azote Kjeldahl et DBO sont plus irrégulières, même si cohérentes avec la majorité des spécifications. En revanche, les réductions des concentrations en Nitrates et Chlorophylle A et la hausse de la concentration en oxygène dissous sont moins robustes.

6 Event Study : La prise en compte des dynamiques

6.1 Le principe de l'analyse

Dans cette dernière section, nous mobilisons une approche économétrique dite *event study* (centrée autour d'un événement) pour identifier les effets des interventions de la police de l'eau sur la qualité des eaux de surface en France.

À la manière des travaux de Keiser and Shapiro (2019) sur la réglementation environnementale aux États-Unis, l'idée est d'examiner comment la pollution évolue autour de la date d'une action de police de l'eau, en suivant l'évolution de la qualité de l'eau plusieurs mois/années avant et après l'intervention. Ce type de modèle ne se contente pas de comparer un avant et un après ; il permet de visualiser et mesurer comment les effets se manifestent progressivement dans le temps, en estimant mois par mois les écarts par rapport à une situation de référence sans intervention de police de l'eau.

Un intérêt de cette approche réside dans sa capacité à capturer la dynamique de l'impact : observe-t-on une amélioration immédiate ou différée ? Les effets s'estompent-ils avec le temps ou deviennent-ils plus durables ? En suivant la trajectoire de la pollution autour d'un événement (l'intervention de police de l'eau), tout en neutralisant les tendances communes et les spécificités locales fixes, on peut établir une relation causale robuste. En d'autres termes, cette méthode permet de dire non seulement *si* la police de l'eau est efficace, mais aussi *quand* et *pendant combien de temps* ses effets se font sentir, ce qui est essentiel pour guider l'action publique.

6.2 Le modèle économétrique

Le modèle étudié est une modification de l'Équation (1) :

$$q_{sumy} = \sum_{\tau=-\frac{\tau-1}{2}, \tau \neq -1}^{\tau=12} \delta_{\tau} \mathbf{1}[C_{s,my+\tau}^{OFB} = 1] + X'_{smy} \beta + \lambda_s + \gamma_{uy} + \mu_m + \varepsilon_{sumy} \quad (2)$$

avec, comme précédemment, s qui indice l'ensemble des stations de mesure, u l'ensemble des stations de mesure de qualité de l'eau d'un n -uplet (incluant la station focale elle-même), m le mois calendaire, y l'année, et $\mathbf{1}[A]$ prend la valeur 1 si A est vraie et zéro sinon.

La différence principale avec l'Équation (1) est qu'au lieu d'un coefficient unique il s'agit d'estimer un ensemble de coefficients correspondant à autant de périodes (mois) antérieures et postérieures à l'événement et que, l'approche étant centrée sur l'événement de contrôle (et ses conséquences), l'analyse porte sur une variable binaire (un contrôle a-t-il eu lieu à $t - \tau$?) plutôt que de considérer un traitement cumulatif.

Une difficulté est de tenir compte des traitements multiples : à partir de quand peut-on considérer qu'un nouveau contrôle constitue un nouvel événement ? (par exemple, après un premier contrôle en amont d'une station, il faudrait pouvoir distinguer les visites de vérification de retour à la conformité – s'il y avait eu non-conformité – de nouvelles visites indépendantes de ce premier contrôle).

Pour nous affranchir de cette difficulté nous présentons pour l'instant les résultats où le traitement correspond au premier contrôle en amont d'une station. Cela conduit à ignorer une grande partie des opérations de contrôle (contrôles subséquents), et de plus concentre l'essentiel des traitements considérés sur les quelques premiers mois de notre série temporelle (Figure 14).

L'estimation des profils de sélection Nous estimons le profil dynamique de sélection autour de la date d'intervention en utilisant la méthode de Keiser et Shapiro. Pour chaque

FIGURE 14 – Dates de premier traitement



Notes : La figure présente la distribution des dates de premier traitement (échantillon V2, c'est-à-dire sans les dates problématiques – même figure pour l'échantillon V1 en annexe, voir la Figure D.4). Le point rouge permet de représenter les stations sans date de premier traitement (jamais traitées).

indicateur, l'estimation de l'équation (2) donne autant de coefficients que l'on spécifie de périodes pré/post (la période où se produit l'intervention étant omise), que l'on peut présenter de façon synthétique dans une figure : voir Figure 15.

6.3 Les résultats

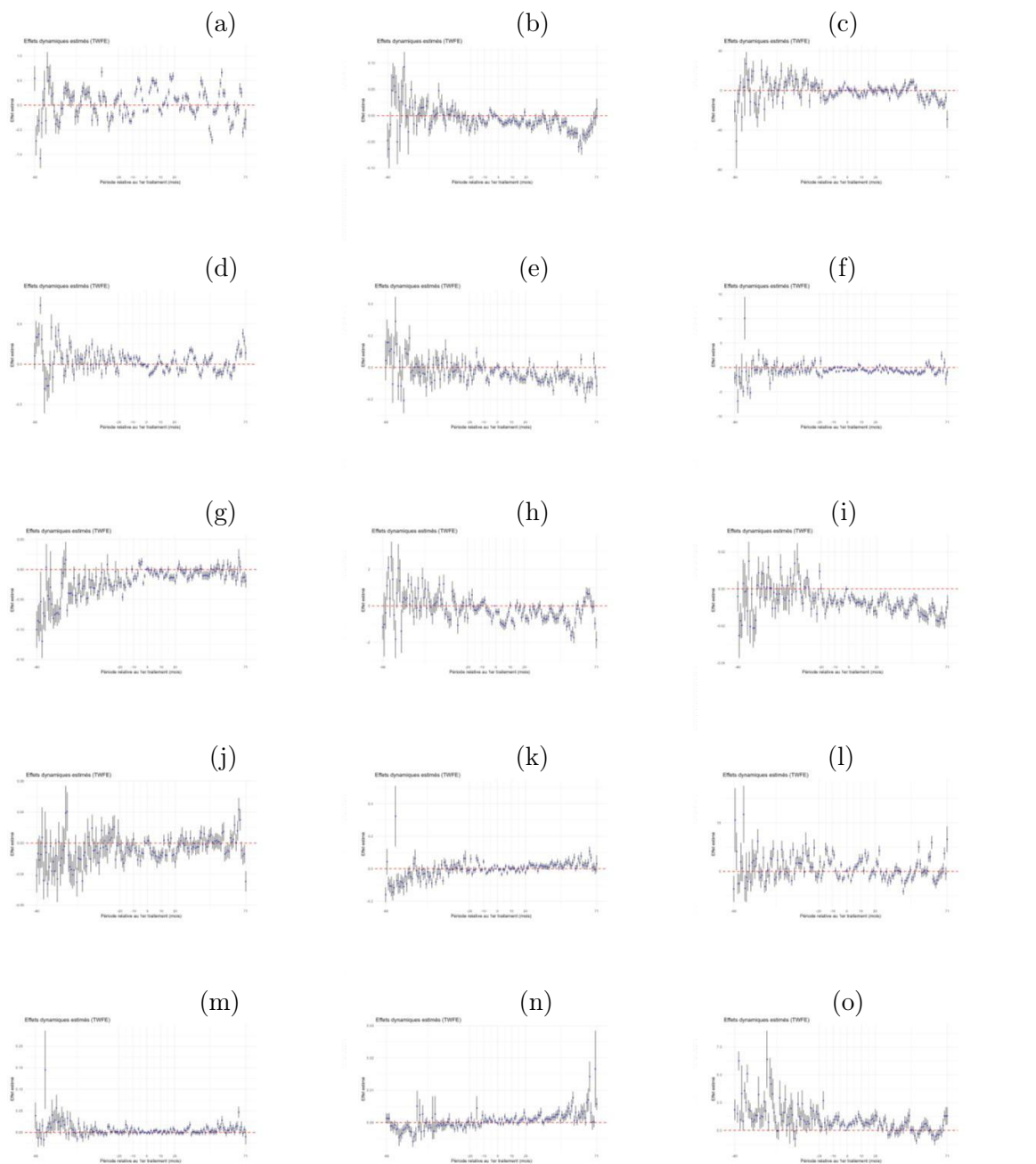
Les *event studies* reposent sur l'hypothèse qu'avant le traitement, les unités traitées et non-traitées suivent la même dynamique (tendances parallèles), ainsi si l'on examine au cours du temps le résultat de la soustraction de l'une par l'autre, on obtiendra une ligne parallèle à l'axe des abscisses *jusqu'au* traitement (que l'on peut normaliser à 0). C'est la divergence (ou non) de cette différence *après* traitement qui indiquera l'effet éventuel du traitement au cours du temps.

Toutefois dans le cas présent, pour interpréter les figures (Figure 15), il convient de noter qu'une opération de contrôle peut être initiée suite à un soupçon de non-conformité ponctuelle sur un indicateur ou ensemble d'indicateurs ; en ce cas, plutôt qu'une ligne parallèle à (confondue avec) l'axe des abscisses, on attendra une tendance monotone dans les quelques mois précédant le contrôle, puis, *si le contrôle donne lieu à un constat de non-conformité et à des actions correctives efficaces*, à une tendance dans le sens inverse dans les quelques mois qui suivent. C'est par exemple ce que l'on observe avec l'ammonium (Figure 15.j) : augmentation de la concentration dans les quelques mois précédant l'intervention de police, puis plateau, et baisse durant les quelques mois qui suivent.

On constate cette dynamique autour du mois de premier traitement (augmentation puis baisse) pour la DBO5 (e), les nitrates (h), les nitrites (i), l'ammonium (j). La dynamique est moins claire pour le phosphore et la chlA. Tous les deux connaissent des pics de concentration 5 à 10 mois avant le contrôle, puis la concentration baisse avant le contrôle. Elle baisse plus fortement dans le long terme pour la chlA, alors que le mouvement du phosphore est moins clair. Ces profils dynamiques sont compatibles avec un biais de sélection dynamique qui amorce son retour à la normale avant la date du contrôle. Par contre, les réductions durables de concentration en chlA semblent suggérer une efficacité de long terme du contrôle.

Un autre point crucial qui émerge des figures (Figure 15) est l'impression de cyclicité

FIGURE 15 – Effet estimé des actions de police de l'eau par indicateur : Event study



Notes : Cette figure présente les effets estimés des actions de police au cours du temps (une régression par graphique), centré sur le mois de l'intervention ($t = 0$), pour chaque indicateur, sur l'échantillon V1. Les indicateurs sont : (a) température, (b) pH, (c) conductivité, (d) oxygène dissous, (e) DBO5, (f) DCO, (g) phosphore, (h) nitrate, (i) nitrite, (j) ammonium, (k) azote Kjeldahl, (l) matières en suspension, (m) cadmium, (n) mercure, (o) chlorophylle A.

intra-annuelle différentielle des concentrations même sur les observations pre-contrôles. Cela suggère que nos effets fixes mensuels ne parviennent pas à capturer la spécificité des cycles mensuels qui affectent les concentrations dans les stations traitées. Cela peut entraîner des conséquences fâcheuses pour nos estimateurs. Il est notamment possible que certains des effets dynamiques que nous observons soient dus à des imperfections dans la prise en compte de la cyclicité mensuelle, plus qu'à de réels effets dynamiques. Les imperfections de prise en compte des cycles mensuels peuvent aussi interagir avec l'estimation des effets moyens, en les biaisant vers le haut où vers le bas, en fonction des dates où la cyclicité est la plus marquée et de la manière dont les données sont constituées. C'est pour cela que nous consacrons la section suivante à l'étude de ces problèmes de prise en compte de la cyclicité spécifique aux stations traitées, à travers l'exemple des effets sur la température.

Résultats

L'analyse de la dynamique des paramètres de qualité de l'eau d'intérêt autour du premier événement de contrôle révèle que les interventions tendent à se produire suite à une tendance à la dégradation de certains indicateurs liés à l'abondance de nutriments azotés dans l'eau (nitrates, DBO5, etc.). La tendance opposée est observée dans les quelques mois qui suivent le contrôle, suggérant une amélioration attribuable au contrôle, mais pourrait aussi être due à la dynamique de sélection.

La dynamique du phosphore et de la chlA montre des pics de concentration 5 à 10 mois avant le contrôle, puis la concentration baisse avant le contrôle, avant une baisse de long terme pour la chlA, alors que le mouvement du phosphore est moins clair. Ces profils dynamiques sont compatibles avec un biais de sélection dynamique qui amorce son retour à la normale avant la date du contrôle, alors que les réductions durables de concentration en chlA semblent suggérer une efficacité de long terme du contrôle.

Un autre point crucial qui émerge des figures (Figure 15) est l'impression de cyclicité intra-annuelle différentielle des concentrations même sur les observations pré-contrôles. Cela suggère que nos effets fixes mensuels ne parviennent pas à capturer la spécificité des cycles mensuels qui affectent les concentrations dans les stations traitées, et motive l'analyse de la Section 7.

7 Discussion

Nous discutons ici de la température comme cas problématique, puis comparons les résultats obtenus par les méthodes statique (effets fixes) et dynamique (event study).

7.1 Validation : étude d'un test placebo

Les résultats présentés dans les sections 5 et 6 ont été obtenus par des comparaisons très exigeantes entre stations de mesure (amont, aval, traitées, contrôles, avant, après) et les variations dans les niveaux des indicateurs de qualité des eaux de surcroît purgées au moyen de variables de contrôle extensives mais parcimonieuses (notamment pour tenir compte de la saisonnalité – température de l'air, précipitations, mois calendaire, etc.). Il en résulte des conclusions stables d'une spécification à l'autre, d'une approche (statique, dynamique) à l'autre.

Toutefois il semble que même ce niveau d'exigence ne parvienne pas à éliminer des différences systématiques entre les stations de mesure qui nous servent de référence et celles que l'on considère traitées. En témoignent nos résultats sur la température. En effet, il est certes possible de rationaliser l'effet positif, très stable, et robuste (Figures 10 et 11.b), d'un contrôle sur la température ; comme proposé plus haut, il pourrait s'agir d'un effet collatéral de mesures correctives, mais cette robustesse et cette stabilité, notamment à l'exclusion des actions de contrôle "quantitatif", questionne. Les analyses en *event study* révèlent par ailleurs la persistance de cycles de périodicité annuelle que notre approche empirique aurait pourtant dû neutraliser (Figure 15.a), même en ne se focalisant que sur la première vague de traitement. Il convient donc de nuancer nos résultats : nous plaçons une *confiance moyenne*¹⁵ sur les conclusions présentées en sections 5 et 6.

Nous avons exploré plusieurs hypothèses et méthodes pour contrôler ces différences systématiques.

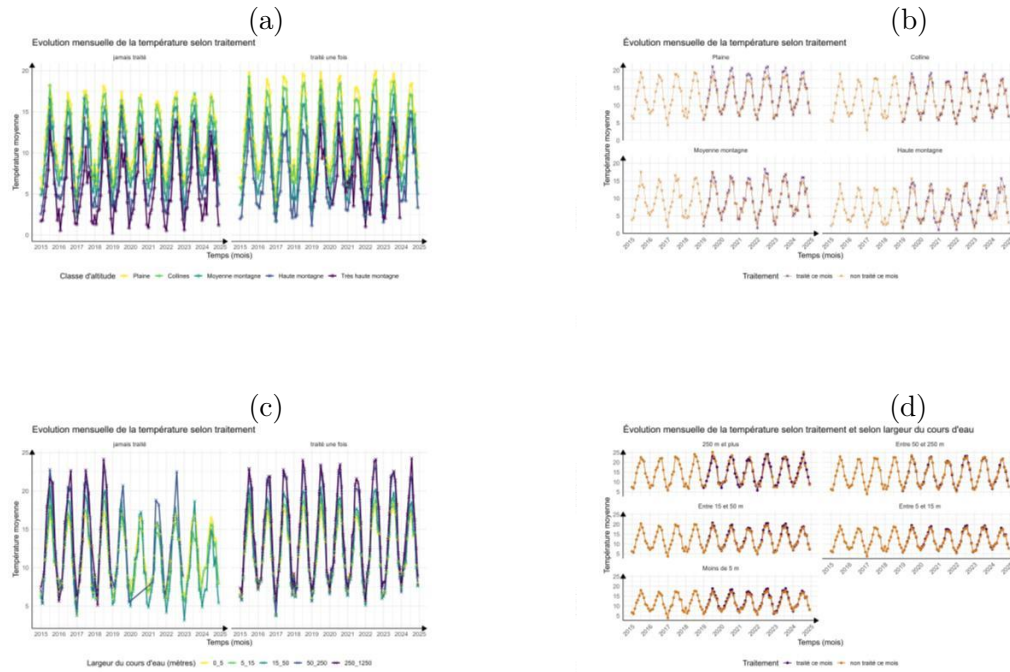
Concernant les hypothèses : il pourrait s'agir de différences systématiques entre amont/aval, traitées/contrôles liées à la configuration du réseau hydrologique. En particulier, les stations en amont d'une focale traitée pourraient se trouver systématiquement à une altitude plus élevée et avoir de ce fait des dynamiques de température différentes ; ou être systématiquement situées sur des cours d'eau d'importance moindre (petit ruisseau débouchant sur une rivière), avec le même effet – voir Figure D.3 en annexe pour la description détaillée de l'effet de ces variables sur les variations saisonnières de température de l'eau.

La Figure 16.a par exemple montre que les maximales annuelles (au sein d'une même classe d'altitude) observées dans les stations traitées (à droite) sont plus élevées que dans les stations contrôle (à gauche). Cette différence des moyennes mensuelles durant les mois d'été est particulièrement visible sur la Figure 16.b qui présente une définition du traitement (la station a été traitée dans les 12 derniers mois) et distingue les stations par leur classe d'altitude : au sein d'une même classe, les stations traitées mesurent toujours une température plus élevée (environ de juin à octobre pour les stations de plaine, la majorité de notre échantillon). La Figure 16.c suggère que les stations traitées au moins une fois ont tendance à relever des températures généralement plus élevées, ce que l'on retrouve partiellement (suivant les classes, et dans une moindre mesure que pour les classes d'altitude) en Figure 16.d, notamment pour les petits cours d'eau (0-5 m de large).

La différence systématique observée peut être neutralisée de plusieurs manières.

15. En utilisant la terminologie du GIEC : confiance très faible (very low), faible (low), moyenne (medium), élevée (high) et très élevée (very high confidence) – voir www.ipcc.ch.

FIGURE 16 – Différences systématiques entre stations traitées et contrôles



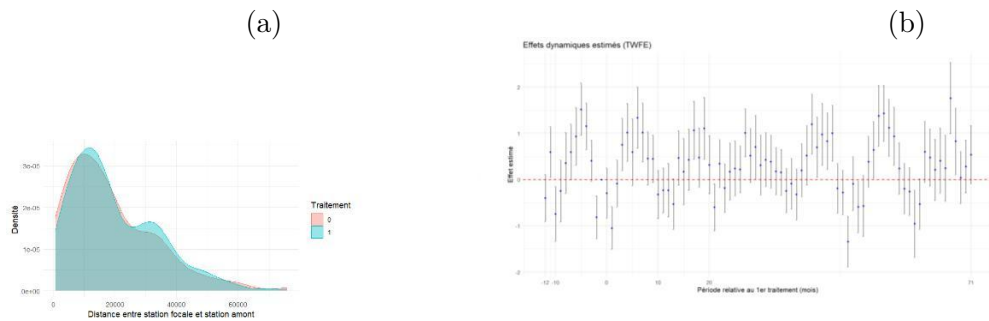
Notes : Les figures décrivent l'évolution de la température de l'eau mesurée par les stations. Les figures (a)-(b) présentent ces évolutions par classe d'altitude, les figures (c)-(d) par classe de largeur du cours d'eau. La colonne de gauche ((a) et (c)) présente côte à côte les évolutions propres aux stations traitées au moins une fois et jamais traitées, la colonne de droite ((b) et (d)) superpose ces dynamiques par classe d'altitude (b) ou de largeur (d), pour les stations traitées ce mois.

Matching. Une première approche consiste à tenter d'améliorer la qualité des comparaisons. Les méthodes de matching en économétrie (appariement) permettent de mieux sélectionner les unités contrôles auxquelles les unités traitées sont comparées, sur la base de variables pertinentes, en l'occurrence : le bassin versant¹⁶, la distance hydrographique entre stations amont et aval, et la classe de largeur du cours d'eau de la station focale (correspondance stricte). Pour réaliser ces appariements de paires et pour faciliter la prise en compte du critère largeur, des restrictions supplémentaires sont imposées : au lieu de n-uplets, des paires amont/aval seulement sont considérées. La station amont est choisie de la sorte : il s'agit de la station de la même classe de largeur si elle existe (*sinon, de la classe qui lui est juste inférieure*) qui minimise la distance entre stations amont et aval (i.e., la station amont la plus proche, qui est de la même classe de largeur l ou à défaut $l - 1$). Les résultats sont présentés en Figure 17, la Figure 17.a précisant la distribution des distances au sein d'une paire amont/aval (semblables entre paires traitées et contrôle, et principalement entre 0 et 25 km). Des approches de matching alternatives sont présentées en Figure 18. Aucune des approches ne donne *in fine* satisfaction, et en particulier, aucune ne permet d'absorber la cyclicité.

Effets fixes interactifs Une deuxième approche que nous avons explorée est celle des effets fixes interactifs (Gobillon and Magnac, 2016; Liu et al., 2024). Cette approche concède qu'il existe des différences inobservées permanentes entre stations traitées et contrôles (orientation,

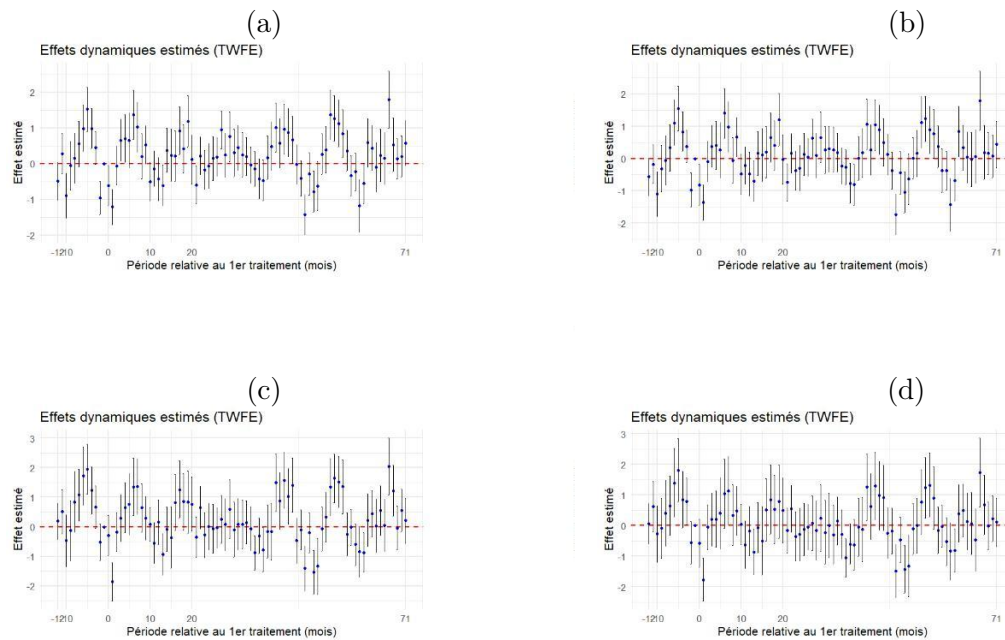
16. Grand bassin versant ou région hydrographique (1er ordre), secteur hydrographique (2e ordre) – la correspondance simple à la région est présentée en Figure 17, les correspondances strictes en Figure 18.

FIGURE 17 – Event study sur les paires appariées (approche de matching)



Notes : La figure (a) présente la distribution des distances entre stations amont/aval d'une même paire (en mètres), la courbe rouge pour les paires contrôle, la courbe verte pour les paires où la station aval est traitée. La figure (b) présente les coefficients issus de la régression *event study* correspondante.

FIGURE 18 – Event study et matching : variantes



Notes : Les figures présentent les coefficients d'event study pour plusieurs approches de sélection des stations, par rapport à celle présentée en Figure 17. La figure (a) impose un matching strict à la région hydrographique de premier ordre (région hydrographique), la figure (b) impose un matching strict à la région hydrographique de deuxième ordre (secteur hydrographique), la figure (c) impose que les paires de stations amont/aval soient exactement dans la même classe de largeur (et donc les paires de paires sont également de la même classe), enfin la figure (d) ne considère que les contrôles aboutissant à une non-conformité.

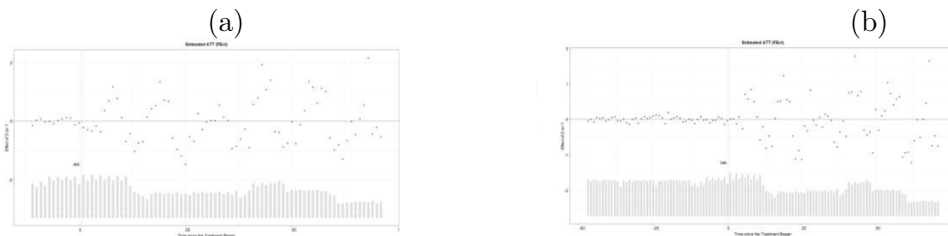
altitude, largeur, . . .) et que ces différences ont des effets sur les concentrations qui varient au cours du temps (par exemple avec une cyclicité mensuelle, mais d'autres types d'interactions sont possibles). Plutôt que d'essayer d'observer directement ces caractéristiques inobservées, l'estimateur des effets fixes interactifs va tenter de les déduire du comportement différentiel des stations traitées par rapport aux stations traitées avant le traitement. Il va ensuite projeter l'effet de ces différences après le traitement et mesurer l'effet du traitement en comparant la différence entre prédictions en observations. Plus formellement, l'estimateur des effets interactifs est basé sur l'équation suivante :

$$q_{sumy} = \delta_{\tau} \mathbf{1}[C_{s,my+\tau}^{OFB} = 1] + X'_{smy} \beta + \phi_s \theta_{my} + \varepsilon_{sumy}, \quad (3)$$

$\tau = \frac{\tau=12}{\tau=-12, \tau=-1}$

avec ϕ_s un vecteur de caractéristiques inobservées fixes dans le temps spécifiques à chaque station, qui interagit de manière multiplicative avec θ_{my} , un vecteur de chocs à spécifique) chaque mois \times année, communs à toutes les stations. ϕ_s capture les différences inobservées entre stations traitées et non traitées comme l'altitude, la largeur du cours d'eau, l'exposition, **etc.** alors que θ_{my} reflète les différences de chocs temporels que subissent toutes les stations, comme les changements cycliques de température au cours des saisons et des années.

FIGURE 19 – Effets fixes interactifs : résultats



Notes : La figure (a) présente la dynamique des effets de traitement autour de la date du premier contrôle estimée par la méthodes des effets fixes interactifs, en utilisant les 12 mois précédant le premier contrôle pour estimer les effets fixes. La figure (b) présente la dynamique des effets de traitement autour de la date du premier contrôle estimée par la méthodes des effets fixes interactifs, en utilisant les 4 ans précédant le premier contrôle pour estimer les effets fixes.

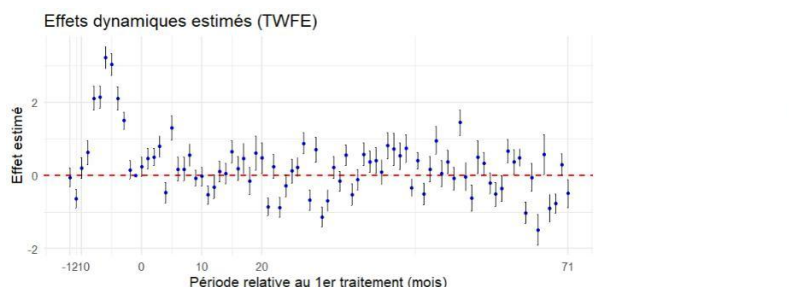
La Figure 19 présente les résultats de l'estimation des coefficients d'event-study obtenus avec la méthode des effets fixes interactifs, en fonction de si l'on utilise un ou quatre ans de données pré-intervention pour estimer les effets fixes. Quelle que soit la durée pré-intervention utilisée pour calibrer les effets fixes, la méthode ne parvient pas à faire disparaître les cycles spécifiques aux stations contrôlées après la date du contrôle, bien qu'elle donne l'impression d'y parvenir sur les données précédant le contrôle. Ce dernier résultats est mécanique au sens où l'objectif de la méthode est d'aligner les tendances pré-intervention entre stations traitées et stations non traitées. Malheureusement, cette méthode, bien que prometteuse, ne parvient pas à identifier les spécificités des stations traitées qui génèrent des cycles spécifiques. Il est possible qu'une version plus exigeante de cet estimateur, qui rendrait chaque choc temporel spécifique à chaque n -uplet (θ_{my}), puisse parvenir à identifier la spécificité des stations traitées. Cette approche demanderait des capacités de calcul que nous n'avons pu déployer pour ce rapport.

Correction des cycles. Une dernière approche, ad-hoc, et agnostique quant aux causes des différences et à l'origine des cycles, consiste à utiliser les 11 (= 12-1) coefficients estimés

sur la période pré-traitement pour corriger les coefficients de la période post-traitement (par exemple, le coefficient de février 2018 est déduit de ceux obtenus pour février 2019, 2020, etc.).¹⁷

Comme on l’observe sur la Figure 20, cette approche parvient à atténuer les cycles de manière marquée, sans toutefois parvenir à les éliminer complètement.

FIGURE 20 – Event study avec correction par les coefficients pré-traitement



Notes : La figure présente les coefficients issus de la régression *event study* après soustraction des coefficients -12 à -1.

Ce que l’on retient de ces analyses complémentaires est que malgré l’emploi de méthodes peu à très sophistiquées, informées par les données, nous ne parvenons pas à éliminer complètement les cyclicités différentielles observés dans les régressions de température. Nous estimons donc que malgré toutes nos préventions notre test placebo ne fonctionne pas complètement.

La méthode la plus satisfaisante semble être la moins sophistiquée : l’approche par correction des cycles non seulement amoindrit fortement les cycles, mais elle annule aussi certains effets a priori aberrants (comme l’effet des contrôles sur la température). C’est bien illustré par les résultats présentés dans la Table 7. Tout d’abord, la méthode par correction de cycle mesure des effets non significatifs et faibles pour les variables pour lesquelles nous anticipons des effets faibles ou nuls. C’est le cas pour les effets sur la température (zéro précisément estimé, avec une précision de ± 0.1 degré), le pH et la conductivité. Par ailleurs, cette approche suggère des effets robustes et clairs des contrôles sur les matières en suspension (-3.6 ± 1.6 mg/L), la Chlorophylle A (-1.9 ± 1.4 mg/L), la DBO5 (-0.07 ± 0.06 mg/L) et les nitrites (-0.012 ± 0.006 mg/L). Elle suggère aussi des effets dans la directions attendue même si moins précisément estimés sur la DCO (-0.48 ± 0.50 mg/L), les nitrates (-0.39 ± 0.56 mg/L), l’azote Kjeldahl, l’ammonium, le phosphore et le Cadmium. Seul l’effet sur l’oxygène dissous n’est pas dans la direction attendue (-0.077 ± 0.082 mg/L).

17. Il est nécessaire d’ajuster les écarts-types en rapport.

7.2 Comparaison entre approches cumulatives et dynamique

La Table 7 synthétise les résultats obtenus dans les deux sections précédentes, par indicateur. Les colonnes 1 et 2 (“effets fixes”) reprennent les coefficients estimés en considérant l’effet du *nombre* d’actions passées (depuis le début de l’échantillon (1), ou sur les 12 derniers mois (2)), c’est-à-dire les coefficients présentés dans les Figures 10.a-b, la colonne 3 présente la moyenne des coefficients post-traitement pour chacune des event studies de la Figure 15, mais généralisant l’approche de correction montrée en Figure 20 (par soustraction du cycle annuel précédant le premier traitement).

TABLE 7 – Résumé des estimations économétriques

Indicateur	Effets fixes		Event study
	Cumul	Cumul (12m)	ATT
Température	2.05e-04	5.15e-04	-0.007
	(8.79e-05)	(2.92e-04)	(0.052)
pH	-6.12e-05	-1.29e-04	0.003
	(1.95e-05)	(5.11e-05)	(0.009)
Conductivité	-6.83e-05	1.02e-02	-0.876
	(6.62e-03)	(1.83e-02)	(3.882)
Mat. en suspension	-4.00e-03	-2.33e-03	-3.627
	(1.37e-03)	(4.04e-03)	(0.829)
Chl. A	-1.09e-04	3.42e-03	-1.856
	(1.02e-03)	(2.61e-03)	(0.657)
DBO5	-7.94e-05	-2.89e-05	-0.072
	(5.63e-05)	(1.67e-04)	(0.036)
DCO	-1.49e-03	2.55e-04	-0.482
	(9.92e-04)	(2.13e-03)	(0.252)
O ₂	4.16e-07	2.04e-04	-0.077
	(8.23e-05)	(2.33e-04)	(0.041)
Phosphore (total)	-3.05e-05	-1.26e-04	-0.002
	(1.65e-05)	(4.11e-05)	(0.008)
NO ₂	-3.97e-06	-1.33e-05	-0.012
	(6.87e-06)	(1.82e-05)	(0.003)
NO ₃	9.34e-04	1.47e-03	-0.387
	(4.30e-04)	(1.14e-03)	(0.280)
Azote Kjeldahl	-1.41e-06	-8.64e-05	-0.007
	(3.81e-05)	(1.11e-04)	(0.024)
NH ₄	-3.95e-06	-1.14e-04	-0.015
	(2.38e-05)	(6.30e-05)	(0.014)
Cadmium	1.27e-05	5.58e-07	-0.002
	(1.01e-05)	(2.14e-05)	(0.008)
Mercure	-1.45e-07	-4.30e-06	N/A
	(3.21e-06)	(8.30e-06)	.

Notes : Les notations suivantes sont utilisées, NH₄ pour la concentration en ion ammonium, Chl. A pour la concentration en chlorophylle A, NH₃ pour la concentration en nitrate, NO₂ pour la concentration en ion nitrite, O₂ pour la concentration en oxygène dissous. Les données pour le mercure étant trop lacunaires, certains coefficients de l’event study n’ont pu être calculés. Se référer au texte pour plus de détails.

Il est à noter que non seulement ces approches ne s’intéressent pas aux mêmes aspects du “traitement” (avoir eu un contrôle en plus (dans les 12 derniers mois) ou avoir été traité au moins une fois), mais encore l’exercice d’event study est pour l’instant limité aux stations ayant été traitées au cours du premier mois de notre base de données (janvier 2019), donc en ne

prenant en compte qu'une portion restreinte de l'activité de contrôle et en ne considérant pas l'éventualité de contrôles répétés. Il faut également se remémorer que des effets non linéaires ont été identifiés avec l'approche par terciles de traitement.

Toutefois si des concordances de significativité statistique et/ou de signe émergent de ces comparaisons entre approches, elles peuvent venir accréditer la robustesse des résultats trouvés sur certains indicateurs, et dans le cas inverse, nuancer les conclusions.

Ce qu'il ressort de cette table synthétique est que l'on obtient systématiquement des coefficients négatifs, quoique pas toujours précisément estimés, pour : l'azote Kjeldahl, les nitrites, l'ammonium, le phosphore, la DBO5, les matières en suspension – ce qui corroborerait une amélioration de la qualité suite aux contrôles dans le domaine des facteurs causant l'eutrophisation, bien que cela ne se traduise pas systématiquement dans les paramètres résultants comme la concentration en oxygène dissous (augmentation imprécises dans les approches par effets fixes) ou en chlorophylle A.¹⁸

Bilan

Au bilan, malgré l'emploi de méthodes peu à très sophistiquées, informées par les données, nous ne parvenons pas à éliminer complètement les cyclicités différentielles observés dans les régressions de température.

L'approche par correction du cycle, bien que peu sophistiquée, semble la plus efficace. Elle est la seule à amoindrir les cycles différentiels subis par les stations traitées. Elle parvient aussi à obtenir des effets nuls sur des variables pour lesquels nous n'attendons pas d'impacts forts, comme la température, le pH et la conductivité.

Cette approche suggère que les contrôles de qualité de l'eau ont amélioré plusieurs paramètres clefs de la qualité de l'eau : les matières en suspension (-3.6 ± 1.6 mg/L), la Chlorophylle A (-1.9 ± 1.4 mg/L), la DBO5 (-0.07 ± 0.06 mg/L) et les nitrites (-0.012 ± 0.006 mg/L), et suggère des effets dans la direction attendue sur la DCO (-0.48 ± 0.50 mg/L), les nitrates (-0.39 ± 0.56 mg/L), l'azote Kjeldahl, l'ammonium, le phosphore et le Cadmium. Seul l'effet sur l'oxygène dissous n'est pas dans la direction attendue (-0.077 ± 0.082 mg/L) avec cette méthode, mais cela peut simplement refléter le niveau de précision insuffisant de la méthode de détection.

18. L'on peut ajouter par souci d'exhaustivité que l'effet sur le pH est négatif et précis dans les approches par effets fixes (mais l'effet change de signe en dynamique et est difficile à expliquer) ; l'effet positif sur les concentrations en nitrates n'est précisément estimé que dans l'approche par effets fixes cumulative (imprécis quand on limite aux 12 derniers mois, changement de signe).

8 Conclusion

L'objectif de ce travail est d'évaluer si les interventions des services publics en matière de police de l'eau – tels que les contrôles réalisés par l'OFB ou les DDT(M) – ont un effet mesurable sur la qualité des eaux de surface en France. La question est essentielle, car la pollution de l'eau représente un enjeu environnemental majeur, mobilisant d'importantes ressources publiques. Toutefois, il est difficile d'isoler l'effet direct de ces interventions, car les actions de police ne sont pas distribuées au hasard : elles répondent à des situations locales de pollution qui peuvent aussi évoluer spontanément. Ce rapport vise donc à déterminer si ces contrôles améliorent effectivement la qualité de l'eau, et à quelle échéance ces effets sont observables.

Les enseignements de l'étude Pour répondre à cette question, nous avons mobilisé des méthodes économétriques d'inférence causale, notamment des modèles à effets fixes et des analyses dites *event study*, inspirées des travaux de David A. Keiser et Joseph S. Shapiro. Ces approches permettent de comparer l'évolution de la pollution avant et après les interventions, tout en neutralisant l'effet d'autres facteurs contextuels. Nous pouvons conclure à partir des résultats présentés dans ce rapport que les actions de police ont, dans certains cas, un impact significatif sur la qualité de l'eau, notamment sur des indicateurs comme la DBO, les nitrates ou les phosphates. Les analyses dynamiques montrent que ces effets peuvent apparaître progressivement, et ne sont pas toujours immédiats. Cela souligne à la fois l'utilité des contrôles pour améliorer la qualité des milieux aquatiques et la nécessité d'en affiner le ciblage pour maximiser leur efficacité environnementale.

Principaux résultats de l'étude

Nous résumons ici les résultats principaux de l'étude menée par l'équipe TSE sur l'impact des actions de police de l'eau (contrôles) sur la qualité des eaux de surface en France, en se fondant sur des méthodes économétriques d'inférence causale. Les analyses exploitent un ensemble inédit de données (actions de contrôle, qualité physico-chimique de l'eau, météo, réseau hydrographique), et sont réalisées sur la période 2019–2024.

Nous présentons ci-dessous une synthèse des résultats par degré de confiance décroissant, suivant la terminologie mise au point par le GIEC (IPCC, 2023, p. 3). Nous plaçons une confiance d'autant plus élevée dans un résultat qu'il est robuste (même signe, même significativité) aux différentes spécifications du modèle (effets fixes, analyses dynamiques, analyses combinées et en terciles, analyses sur douze mois et sur l'ensemble de l'échantillon – se référer aux Figures 10, 11, 15 et à la Table 7.)

Résultats obtenus avec une confiance très élevée Les actions de police de l'eau sont associées à une réduction des Matières En Suspension (MES) dans l'ensemble des spécifications du modèle.

Résultats obtenus avec une confiance élevée Les actions de police de l'eau sont associées à une réduction des Nitrites, du Phosphore et la Demande Chimique en Oxygène (DCO). Ce résultat est présent dans la quasi-totalité des spécifications du modèle, mais peut parfois varier dans certaines spécifications.

Résultats obtenus avec une confiance moyenne Les actions de police de l'eau sont associées à une réduction de l'Ammonium, de l'Azote Kjeldahl et la Demande Biochimique en Oxygène (DBO). Ce résultat est présent dans la plupart des spécifications du modèle, mais admet des exceptions relativement nombreuses.

Résultats obtenus avec une confiance faible Les actions de police de l'eau sont associées à une réduction des Nitrates, de la Chlorophylle A et à une hausse de l'oxygène dissous. Ce résultat n'est pas robuste à différentes spécifications du modèle. Pour les Nitrates, les réductions sont bien présentes dans les modèles distinguant les intensités de contrôle, mais ne sont pas présentes dans les modèles estimant un effet agrégé, sans que nous puissions pour le moment expliquer pourquoi.

Données insuffisantes Nous ne disposons pas de données suffisantes pour nous prononcer sur l'effet des actions de police de l'eau sur le Cadmium et le Mercure.

Ces résultats indiquent que les contrôles réalisés dans le cadre de la police de l'eau ont des effets mesurables sur plusieurs paramètres importants de la qualité de l'eau. Plusieurs indicateurs de pollution organique et de particules réagissent favorablement aux actions de contrôle. L'ampleur des effets ne semble pas varier avec l'administration en charge du contrôle, ou le fait que le contrôle soit conforme ou non (Figure E.2). Cette absence apparente de changement peut néanmoins être liée à une précision insuffisante des effets estimés.

Mise en perspective des résultats Il n'existe que deux études dans le contexte français qui ont évalué l'impact d'interventions publiques sur la qualité des eaux avec des approches qui permettent d'identifier des liens de causalité.¹⁹ Chabé-Ferret et al. (2021) ont évalué l'impact

19. Et, à notre connaissance, aucune autre dans un contexte Européen.

de la mise en place des zones vulnérables sur la qualité des eaux de surface en France. Leurs résultats montrent que la désignation d'une zone vulnérable est associée à une réduction significative de la concentration en nitrates, estimée à 1,23 mg/litre en moyenne, soit une baisse d'environ 8 %. L'effet est plus marqué lorsque l'ensemble du bassin en aval est couvert par la réglementation, atteignant une réduction de 2,28 mg/litre. En revanche, aucun effet significatif n'a été détecté sur les autres polluants ou sur les indicateurs biologiques comme la chlorophylle A ou le nombre d'espèces de poissons. Favre et al. (2024) évaluent dans quelles mesures les interventions, soutenues financièrement par l'agence de l'eau Rhin-Meuse entre 2010 et 2015, ont modifié significativement la qualité des cours d'eau dans ce même bassin. Les auteurs montrent qu'un nouvel ouvrage de traitement des eaux usées conduirait à une diminution de la valeur moyenne de 0,11 mg/litre d'ammonium et à une diminution de la valeur maximale de 0,03 mg/litre de phosphore total. La mise en œuvre d'actions pour lutter contre les pollutions diffuses agricoles conduirait à une baisse de la concentration en nitrates de 1,82 mg/litre, mais ne serait accompagnée d'aucun effet significatif sur les pesticides.

Limites de l'étude Des limites méthodologiques de ce travail doivent néanmoins être soulignées. D'abord, l'estimation des effets causaux repose sur des hypothèses fortes, notamment l'absence de biais résiduels liés à la sélection des sites de contrôle ou à la dynamique temporelle des épisodes de pollution. Par ailleurs, la granularité des données, en particulier la précision géographique du rattachement des actions de police aux tronçons hydrographiques, peut introduire un bruit non négligeable. Nous avons aussi documenté une cyclicité intra-annuelle différentielle des concentrations même sur les observations pre-contrôles. Cela suggère que nos effets fixes mensuels ne parviennent pas à capturer totalement les cycles qui affectent les concentrations dans les stations traitées. L'utilisation de plusieurs méthodes économétriques nous a permis d'atténuer ces cyclicités différentielles observées, sans toutefois pouvoir les éliminer complètement. Enfin, certains paramètres de qualité de l'eau, comme les indicateurs hydrobiologiques ou les polluants émergents, n'ont pas pu être inclus en raison d'une disponibilité ou d'une fréquence de mesure insuffisante, ce qui limite la portée écologique de l'évaluation.

Extension possibles Plusieurs prolongements de cette étude pourraient être envisagés. Une première piste serait d'élargir l'analyse à d'autres formes de pressions anthropiques (par exemple : usage agricole intensif, rejets industriels, urbanisation) pour mieux isoler l'effet marginal des actions de police. Une seconde extension consisterait à intégrer des données plus fines sur les suites administratives ou judiciaires des contrôles (niveau de sanction, mise en conformité effective) afin de relier plus directement l'intensité de la réponse réglementaire à l'évolution de la qualité de l'eau. Une troisième extension serait de considérer les complémentarités entre les actions de police de l'eau et les autres outils d'intervention de la puissance publique –en particulier les subventions des agences de l'eau étudiées par Favre et al. (2024), ou bien les zones réglementaires que considère Chabé-Ferret et al. (2021). Finalement, des analyses plus poussées sur certains territoires qui présentent des enjeux forts en matière de pollution des eaux usées pourraient être conduites. Un premier travail a été réalisé dans ce sens pour la Bretagne (Annexe F) mais il mériterait des analyses complémentaires. Enfin, nous avons analysé la dynamique des paramètres de qualité de l'eau d'intérêt autour du *premier* événement de contrôle. Une extension naturelle serait de considérer les actions de polices de l'eau ultérieures à ce premier contrôle. Cela nécessite des développements du modèle économétrique qui n'ont pu être mis en œuvre dans le cadre de ce travail.

Références

- Baggio, M., C. Towe, D. Trüssel, and A. Peter (2020). Evaluating the effects of river and stream restorations : Evidence from recreational fishing. *Land Economics* 96(1), 75–91.
- Blundell, W., G. Gowrisankaran, and A. Langer (2020). Escalation of Scrutiny : The Gains from Dynamic Enforcement of Environmental Regulations. *American Economic Review* 110(8), 2558–2585.
- Callaway, B. and P. H. C. Sant’Anna (2021). Difference-in-Differences with multiple time periods. *Journal of Econometrics* 225(2), 200–230.
- Chabé-Ferret, S., A. Reynaud, and E. Tène (2021). Water quality, policy diffusion effects and farmers’ behavior. *Working Paper*.
- Chabé-Ferret, S. (2023). *Statistical Tools for Causal Inference*.
- de Chaisemartin, C. and X. D’Haultfœuille (2020). Two-Way Fixed Effects Estimators with Heterogeneous Treatment Effects. *American Economic Review* 110(9), 2964–2996.
- Duflo, E., M. Greenstone, R. Pande, and N. Ryan (2018). The value of regulatory discretion : Estimates from environmental inspections in India. *Econometrica* 86(6), 2123–2160.
- Favre, M. et al. (2024, mars). Impact environnemental de l’action des agences de l’eau : une évaluation économétrique sur le bassin rhin-meuse. Document de travail, Commissariat Général au Développement Durable (CGDD). Document de travail, CGDD, mars 2024.
- Feng, T., H. Du, Z. Mi, Z. Chen, and N. Wang (2022). The effects of environmental inspection on air quality : Evidence from China. *Journal of Cleaner Production* 378, 134496.
- Gobillon, L. and T. Magnac (2016). Regional Policy Evaluation : Interactive Fixed Effects and Synthetic Controls. *The Review of Economics and Statistics* 98(3), 535–551.
- Goodman-Bacon, A. (2021). Difference-in-differences with variation in treatment timing. *Journal of Econometrics* 225(2), 254–277.
- IPCC (2023). *Climate Change 2023 : Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC.
- Keiser, D. A. and J. S. Shapiro (2019). Consequences of the Clean Water Act and the Demand for Water Quality. *The Quarterly Journal of Economics* 134(1), 349–396.
- Liu, L., Y. Wang, and Y. Xu (2024). A Practical Guide to Counterfactual Estimators for Causal Inference with Time-Series Cross-Sectional Data. *American Journal of Political Science* 68(1), 160–176.
- Liu, P., Y. Wang, and W. Zhang (2023). The influence of the environmental quality incentives program on local water quality. *American Journal of Agricultural Economics* 105(1), 27–51.
- Meyer, A., Z. Raff, and S. Porter (2024). Remotely sensed imagery reveals animal feeding operations increase downstream dissolved reactive phosphorus. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 60(2), 620–638.

- Ministère de la Transition Ecologique et de la Cohésion des Territoires (2023, 12). Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau). Guide technique, Direction générale de l'aménagement, du logement et de la nature — Direction de l'eau et de la biodiversité, Tour Séquoia, 92055 La Défense cedex, France.
- Pascale, B. and B. Cinotti (2018). Exercice de la police de l'eau et de la nature dans les services déconcentrés et les opérateurs de l'État. Rapport CGEDD 012364-01, Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire.
- Raff, Z. and D. Earnhart (2024, 08). Environmental monitoring and enforcement at animal feeding operations : The effects on surface water quality. 2024 Annual Meeting, July 28-30, New Orleans, LA 343659, Agricultural and Applied Economics Association.
- Skidmore, M., T. Andarge, and J. Foltz (2023). Effectiveness of local regulations on nonpoint source pollution : Evidence from Wisconsin dairy farms. *American Journal of Agricultural Economics* 105(5), 1333–1364.
- Sun, L. and S. Abraham (2021). Estimating dynamic treatment effects in event studies with heterogeneous treatment effects. *Journal of Econometrics* 225(2), 175–199.

A Organisation de la police de l'eau en France

Si l'on veut estimer l'impact des actions de police de l'eau sur la qualité des eaux de surface en France, il est dans un premier temps nécessaire de comprendre quels sont les principaux acteurs de cette police, et quelles sont les prérogatives qui leur sont dévolues.

A.1 Principes généraux

En France la police spécialisée de l'eau et de la nature appelée plus largement "police de l'environnement" a pour mission de veiller au respect de la réglementation prévue par le code de l'environnement. La police de l'eau relève des services de l'État ou de ses établissements publics, au niveau départemental. Cependant, certaines actions, comme la police des installations classées, dépendent en partie d'acteurs régionaux.

On distingue la police administrative et la police judiciaire. Les contrôles de police administrative consistent à vérifier que les activités soumises à un régime administratif sont menées avec le titre requis et dans le respect des prescriptions. Les contrôles de police judiciaire consistent quant à eux à rechercher et constater les infractions prévues par la loi et à en identifier les auteurs. Ils sont réalisés par les services de l'État et les établissements publics (DDT, DDETSPP, DREAL, ONF, l'OFB, avec l'appui des services de la gendarmerie et des douanes) sous l'autorité respective du Préfet et des procureurs de la République.

Les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) sont en partie soumises à l'ensemble des dispositions réglementaires de la police de l'eau, des règles procédurales spécifiques s'appliquent aux ICPE comportant des installations, ouvrages, travaux, activités (IOTA) susceptibles de porter atteinte à la ressource en eau. Les objectifs de la législation sur l'eau, gestion équilibrée et durable de la ressource, compatibilité avec les SDAGE et SAGE, mesure de limitation ou suspension des usages de l'eau, s'appliquent de plein droit aux ICPE. C'est pour cette raison que l'on parle de police des ICPE. Celle-ci est du ressort des agents de la DREAL (Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement) d'une part, via les inspecteurs des installations classées, et les DDPP (Directions Départementales de la Protection des Personnes) ou les DDETSPP (Direction Départementale de l'Emploi, du Travail, des Solidarités et de la Protection des Populations), d'autre part.

A.2 La police administrative

Le Préfet de département est en charge de la police administrative. Les règles juridiques applicables sont celles du droit administratif et la juridiction compétente est la juridiction administrative.

L'exercice de la police administrative consiste principalement à réglementer et contrôler les IOTA susceptibles de porter atteinte à la ressource en eau en tenant compte des enjeux locaux. La police administrative repose sur plusieurs fondements, et notamment :

- la possibilité de prescriptions spécifiques à certaines zones géographiques (articles L.211-1 à L.211-3)
- la liste, ou nomenclature, des IOTA nécessitant autorisation ou déclaration (article L.214-2)
- l'intervention administrative en cas de danger pour la sécurité civile, la qualité, la circulation ou la conservation des eaux (article L.211-5)
- des dispositions spécifiques à la gestion des cours d'eau.

La police administrative consiste au contrôle des règles édictées selon ces fondements. En cas de non-respect de ces règles, l'autorité administrative doit mettre en demeure l'exploitant ou le propriétaire et lui demande alors de s'y conformer. Selon leurs caractéristiques, les

IOTA peuvent être soumis à autorisation (articles R.214-6 et suivants du code de l'environnement) ou bien à déclaration (article R.214-32 du Code de l'environnement). Les procédures d'autorisation ou de déclaration doivent parfois être accompagnées d'études d'incidence supplémentaires, selon le type de projet ou la localisation géographique envisagée (site Natura 2000, localisation en zone humide).

Dans chaque département, la Mission Inter-Services de l'Eau et de la Nature (MISEN) assure la coordination des différents services chargés de la police administrative de l'eau. La MISEN regroupe l'ensemble des services de l'État et des établissements publics du département qui interviennent directement dans le domaine de l'eau (DDT, OFB, DREAL, ARS, Agence de l'eau...) et de l'environnement (OFB, DREAL, DDT...). Elle est placée sous l'autorité du Préfet du département. Les plans de contrôle départementaux, arrêtés par les Préfets en concertation avec les procureurs, formalisent la stratégie départementale en matière de contrôle. Ils identifient les grands thèmes d'activité conformément aux grandes orientations nationales, à savoir, concernant le domaine de l'eau : contrôler les ouvrages pour assurer le respect de la continuité écologique, contrôler les zones non traitées en bordure des cours d'eau afin de réduire la pollution par les pesticides, contrôler les autorisations de prélèvement d'eau, contrôler les rejets des stations d'épuration et du respect de la réglementation sur les eaux résiduaires urbaines.

A.3 La police judiciaire

La police judiciaire, exercée sous la direction du procureur de la République, est complémentaire de la police administrative. Elle s'applique à rechercher et constater les infractions.

Outre les officiers de police judiciaire et les adjoints de police judiciaire (gendarmes et policiers principalement), de multiples fonctionnaires et agents sont habilités à exercer cette mission dans le domaine de l'eau (article L.216-3), parmi lesquels :

- les agents des services de l'État chargés de la police de l'eau, commissionnés et assermentés à cet effet
- les agents de l'OFB (Office Français de la Biodiversité) commissionnés et assermentés à cet effet
- les inspecteurs des installations classées.

Les infractions constatées par les agents peuvent faire l'objet de procès-verbaux. Les sanctions encourues pour les différentes infractions relevant de la police de l'eau sont précisées dans les articles L.216-6 à 13 du code de l'environnement.

Les zones géographiques faisant l'objet d'un classement ou de fonctionnements particuliers peuvent être soumis à des réglementations spéciales (zones humides, réserves et autres zones classées pour la faune ou la flore, zones de répartition des eaux, domaine maritime). Certaines actions peuvent être qualifiées de délit sur ces zones et pas sur le reste du territoire.

Les actions de police judiciaire sont exercées sous le contrôle du procureur de la République. Chaque service de l'Etat participant à la MISEN est chargé de la police judiciaire dans son domaine de compétence. Les agents de l'OFB sont les principaux relais sur le terrain pour la police judiciaire visant le milieu aquatique.

B Revue de la littérature

B.1 Interventions publiques et qualité de l'eau

Un premier domaine pertinent pour notre travail est celui des travaux qui visent à quantifier l'impact de différents outils de politiques publiques (aides financières, programmes de restauration, programmes de réductions des pollutions diffuses agricoles, etc.) sur la qualité des cours d'eau. Ces travaux permettent de mettre en perspective les effets de la police de l'eau sur la qualité de l'eau avec ceux obtenus par la mise en œuvre d'autres outils d'intervention des pouvoirs publics.

B.1.1 Cadre français

Nous mentionnons dans un premier temps les travaux effectués dans un cadre français, travaux pour lesquels la comparaison avec les résultats de notre travail sera plus aisée. A notre connaissance, il n'existe que deux études sur données françaises ayant mobilisé des méthodes d'inférence causale : Chabé-Ferret et al. (2021) et Favre et al. (2024).

Chabé-Ferret et al. (2021) évalue l'impact de la Directive Nitrates de l'Union Européenne sur la qualité de l'eau et sur les pratiques agricoles (échelle France). Pour identifier les effets causaux, les auteurs mobilisent une approche de différences-en-différences enrichie pour tenir compte des effets de diffusion le long des réseaux hydrographiques. Cette extension méthodologique permet de mesurer des effets indirects en fonction de la proportion de zones situées en amont soumises à la réglementation. L'analyse repose sur un riche jeu de données : plus de 400 000 mesures de qualité de l'eau provenant de 2 800 stations de surveillance entre 1994 et 2015, incluant nitrates, phosphates, ammonium, oxygène dissous et chlorophylle A, ainsi que des indicateurs de biodiversité (abondance et diversité des poissons). Ces données sont complétées par des enquêtes sur les pratiques agricoles (fertilisation, adoption de cultures intermédiaires, analyses de sol, méthode du bilan azoté) et par les comptes du Réseau d'Information Comptable Agricole pour évaluer productivité et profits. Les résultats montrent que la Directive Nitrates a réduit en moyenne la concentration de nitrates dans les eaux de surface de 1,23 mg/l (-8 %), avec un effet dose-réponse marqué lorsque la part du bassin versant amont couvert augmente. Les indicateurs physico-chimiques et biologiques s'améliorent également : baisse des nitrites, ammonium et phosphore, réduction de l'eutrophisation (chlorophylle A), hausse de l'oxygène dissous et augmentation de la biodiversité aquatique.

Le périmètre géographique considéré dans Favre et al. (2024) est plus réduit puisqu'il s'agit de bassin hydrographique Rhin-Meuse. Les auteurs de ce travail évaluent par la méthode économétrique des doubles différences dans quelle mesure les interventions, soutenues financièrement par l'agence de l'eau Rhin-Meuse entre 2010 et 2015, ont modifié significativement la qualité des cours d'eau dans ce même bassin (600+ cours d'eau). Les auteurs s'intéressent particulièrement aux pollutions domestiques et agricoles, et aux obstacles hydro-morphologiques. 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 présente à moyen terme une réduction de sa concentration moyenne d'ammonium de 26% (diminution de la valeur moyenne de 0,11 mg/litre) et une réduction de sa concentration maximale de phosphore total de 11% (diminution de la valeur maximale de 0,03 mg/litre), par rapport à une masse d'eau non bénéficiaire. L'impact d'une opération visant à lutter contre les pollutions diffuses agricoles apparaît non significatif pour les pesticides et significatif, mais de très faible importance, pour les nitrates (baisse de la concentration en nitrates de 1,82 mg/litre). La méthode employée ne permet pas de détecter d'impact significatif sur la valeur de l'indice invertébrés multi-métrique.

B.1.2 Cadre international

Les études disponibles au niveau international se sont intéressées à la fois la pollution urbaine et à la pollution d'origine agricole, les outils d'intervention mis en place ayant ciblé, selon les cas, la pollution ponctuelle ou bien la pollution diffuse.

L'article fondateur de cette littérature est Keiser and Shapiro (2019). Dans ce travail, les auteurs analysent l'impact du Clean Water Act (CWA) de 1972 sur la qualité de l'eau aux États-Unis. Leurs recherches qui se concentrent principalement sur les subventions fédérales allouées aux stations d'épuration municipales, visent à évaluer les effets de ces investissements sur la pollution de l'eau et sur la valorisation des biens immobiliers. Les auteurs montrent que le CWA a engendré une réduction significative de la pollution de l'eau entre 1972 et 2001 (+12 points de pourcentage pour la proportion de cours d'eau considérés comme sûrs pour la pêche). Ils démontrent par ailleurs que les subventions fédérales (environ 650 milliards de dollars), ont contribué à cette diminution de la pollution. Les auteurs soulignent que, bien que le CWA ait conduit à des améliorations notables de la qualité de l'eau, les bénéfices économiques directs (par exemple l'augmentation des valeurs immobilières) ne compensent pas entièrement les coûts engagés. Cependant, ils reconnaissent que d'autres avantages, tels que les bénéfices écologiques et récréatifs, n'ont pas été pleinement quantifiés dans leur analyse.

Baggio et al. (2020) analyse l'impact des restaurations de cours d'eau sur la pêche récréative dans le canton des Grisons en Suisse, à partir d'un jeu de données unique couvrant 1,4 million de sorties de pêche de 27 000 pêcheurs entre 2002 et 2012. L'approche repose sur la variation spatiale et temporelle des actions de restauration de rivières. Les auteurs utilisent un modèle à effets fixes en panel dans le cadre d'une estimation par différence-en-différences multi-périodique afin de comparer les captures avant et après la restauration, entre les sections traitées et les sections de contrôle. Les auteurs montrent que les restaurations permettent une augmentation significative et durable des taux de capture de truites fario, allant de 5,2 % dans la section restaurée à 10,1 % en aval et 16,3 % en amont, avec des effets particulièrement marqués à partir de la troisième année, ce qui traduit une amélioration de la reproduction et de la survie des poissons.

Les autres travaux concernent des politiques publiques qui visent les pollutions de l'eau d'origine agricole. Aux États-Unis, Liu et al. (2023) analyse l'effet causal sur la qualité de l'eau de paiements aux agriculteurs dans le cadre de l'Environmental Quality Incentives Program (EQIP).²⁰ Les auteurs établissent un lien entre les mesures de la qualité de l'eau relevées au niveau des stations de surveillance et les données des contrats EQIP, en exploitant la direction des flux d'eau en surface. Les effets estimés de l'EQIP varient selon les indicateurs de qualité de l'eau. D'un côté, les résultats montrent des améliorations notables : une hausse d'un écart-type des paiements EQIP est associée à une baisse de la demande biochimique en oxygène (BOD) de 0,101 mg/L (soit une réduction de 3,03 % de la moyenne de l'échantillon) et une diminution de l'azote de 0,041 mg/L (soit 2,89 % de la moyenne). Ces diminutions reflètent une réduction de la matière organique et des nutriments dans l'eau, indiquant un effet positif sur la qualité de l'eau. En revanche, le programme est aussi associé à une dégradation de certains paramètres. Une même augmentation d'un écart-type des paiements accroît les solides en suspension totaux (TSS) de 0,356 mg/L (soit +1,31 % de la moyenne), les coliformes fécaux de 13,3 CFU/100 ml (soit +3,95 %), et le phosphore de 0,003 mg/L (soit +2,51 %). Ces hausses s'expliquent par le développement de certaines pratiques agricoles qui, tout en réduisant certains polluants, peuvent accroître l'érosion des sols et favoriser le transfert de

20. Le programme EQIP est un programme d'aide et d'assistance technique aux agriculteurs. Depuis sa création en 1996, le principal objectif du programme EQIP a été de soutenir la mise en œuvre de pratiques agricoles qui préservent l'environnement.

pathogènes, en particulier dans les bassins versants à forte production agricole.

Meyer et al. (2024) évaluent aux États-Unis les effets d'un programme d'interventions réglementaires agricoles (inspections, actions informelles d'application et sanctions financières) sur les concentrations de phosphore total et d'ammoniac dans l'eau. Les auteurs utilisent des données de télédétection pour identifier la localisation, la taille et les comportements de 774 élevages intensifs entre 2010 et 2018, puis relient ces informations à des mesures de phosphore dissous (dissolved reactive phosphorus, DRP) en aval, en mobilisant un modèle de panel à effets fixes qui contrôle à la fois pour les caractéristiques hydrologiques propres à chaque tronçon de rivière et pour les variations temporelles communes à l'ensemble du bassin. Cette stratégie permet d'isoler les effets causaux de l'expansion des élevages intensifs sur la concentration de DRP en utilisant les tronçons peu exposés comme contrefactuels aux tronçons fortement exposés. Les résultats montrent qu'une exploitation supplémentaire en amont accroît en moyenne de 10 à 15% les concentrations de DRP en aval, avec des effets particulièrement marqués entre 10 et 20 km de distance.

Skidmore et al. (2023) évalue l'impact de réglementations locales de gestion du fumier sur la qualité de l'eau aux États-Unis (Wisconsin) en mobilisant une approche quasi-expérimentale (différences-en-différences) adaptée au cas de traitements introduits à différents moments et de manière hétérogène. Les données couvrent la période 2008–2020, et combinent des mesures mensuelles d'ammoniac et de phosphore avec des observations sur l'adoption différenciées de réglementation de la gestion du fumier. Les résultats indiquent que l'obligation pour toutes les exploitations de mettre en œuvre un plan de gestion des nutriments réduit significativement les concentrations d'ammoniac, tandis que les effets sur le phosphore sont plus ambigus.

B.2 Impact des contrôles et des inspections

Il existe une littérature qui s'est intéressée à la mesure des impacts des inspections environnementales dans différents domaines, dont ceux de la pollution de l'air et de l'eau. Cette littérature considère à la fois la mesure de l'impact de systèmes d'inspection existants et la caractérisation de mécanismes d'inspections les plus efficaces possibles.

L'un des premiers articles de cette littérature est Duflo et al. (2018). Dans ce travail les auteurs analysent l'efficacité d'inspections environnementales (air) sur le secteur industriel indien (État du Gujarat). La méthode d'inférence causale mise en œuvre repose sur une assignation aléatoire des usines à deux régimes d'inspection : le système en vigueur, dans lequel les entreprises peuvent choisir et rémunérer leurs inspecteurs, et un système réformé dans lequel les inspecteurs sont attribués de manière aléatoire et rémunérés directement par l'agence en charge des inspections. Les résultats révèlent qu'avec le système classique, près de deux tiers des usines polluantes étaient faussement déclarées conformes. Avec le système réformé, la probabilité qu'un inspecteur déclare une usine non-conforme augmente de 29 points de pourcentage, et les mesures rapportées correspondent beaucoup mieux aux niveaux réels de pollution. Sur le plan environnemental, la réforme conduit à une réduction significative des émissions : les concentrations de particules en suspension baissent d'environ 0,21 milligramme par m³ (soit 28 %) dans les usines assignées au nouveau système, sans impact négatif observable sur leur production.

Aux États-Unis, dans le cadre du Clean Air Act, l'Agence de Protection Environnementale a mis en place un système de contrôles avec des paliers pour les sanctions : les pollueurs doivent payer des amendes de plus en plus élevées s'ils enfreignent la loi à plusieurs reprises, et se trouvent ainsi sur une liste de "violateurs de haute priorité". L'idée est de ne pas pénaliser les pollueurs qui n'ont pas eu le temps de mettre en œuvre les adaptations nécessaires (d'où des amendes faibles en général, moins de 1 000\$ en moyenne), tout en s'assurant que les

changements aient effectivement lieu grâce à la menace d’amendes plus élevées (en moyenne 8 000\$) si les non-conformités persistent. Cela permet par ailleurs au régulateur de cibler ses actions de contrôle (coûteuses) sur ces pollueurs-là préférentiellement. Ce système est étudié par Blundell et al. (2020) pour en déterminer le coût, l’effet sur la propension des pollueurs à récidiver, et *in fine* sur les émissions de pollution. Leur analyse conclut que ce système par paliers est très pertinent : sans lui, les dommages causés par la pollution atmosphérique augmenteraient de 164% (en gardant constant le montant total des amendes), ou bien les amendes infligées aux contrevenants augmenteraient de 519% (en gardant constants les dommages liés à la pollution).

Il existe deux articles qui se sont intéressés aux impacts des mécanismes d’inspection dans le domaine de l’eau : Meyer et al. (2024) et Raff and Earnhart (2024).

Nous avons mentionné précédemment Meyer et al. (2024) qui analyse le lien causal entre réglementation environnementale pour des élevages intensifs et concentrations de phosphore et d’ammoniac dans l’eau. De manière très intéressante, Meyer et al. (2024) montrent que l’analyse restreinte aux opérations autorisées par la réglementation (ces opérations qui font l’objet de contrôles représentent environ 20% du total des opérations identifiées les auteurs) ne révèle aucun effet significatif sur les concentrations de phosphore et d’ammoniac. Ce résultat qui suggère que la pollution provient en fait d’élevages intensifs non régulés (non contrôlés), plaide en faveur d’une extension de la réglementation et des contrôles associés à l’ensemble des élevages intensifs du bassin.

Raff and Earnhart (2024) exploite la variation dans la nature d’un programme d’interventions réglementaires (inspections, actions informelles d’application et sanctions financières) ainsi que la nature amont et aval du réseau de cours d’eau et de rivières aux États-Unis pour identifier les effets des interventions réglementaires sur les concentrations en aval de phosphore total et d’ammoniac. Les auteurs montrent que la surveillance et l’application du programme National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES) dans les élevages industriels réglementés entraînent une diminution des concentrations en aval de phosphore total et d’ammoniac. Deux résultats sont particulièrement intéressants. Les auteurs montrent tout d’abord que les inspections fédérales (les plus “sévères”) ont un effet statistiquement significatif et plus important sur les concentrations de phosphore total et d’ammoniac que les inspections menées directement par les États. La simple “menace” d’une intervention réglementaire (dissuasion générale, qui se produit dans d’autres élevages industriels similaires) a un impact plus important sur les concentrations de phosphore et d’ammoniac que les inspections effectuées directement sur le site concerné.

C Bases de données et données utilisées

C.1 Actions de police de l'eau

C.1.1 Données de contrôle des inspecteurs de l'environnement de l'OFB

Toutes les données sur les activités de contrôle de l'OFB sont stockées dans une base de données consolidée par l'OFB et appelée OSCEAN. OSCEAN contient les coordonnées (latitude, longitude), la date de toutes les contrôles de l'OFB, ainsi qu'une description assez extensive de la nature du contrôle (la conformité du contrôle, la nature du contrôle, le type d'action de contrôle, les suites éventuelles, etc.).

Nous disposons initialement des données sur toutes les activités de contrôle effectuées par les inspecteurs de l'environnement de l'OFB de 2019 à 2024 (6 ans).

TABLE C.1 – Nombre d'actions de contrôle de l'OFB (tous domaines confondus, 2019-2024)

Année	Observations	%	Cumul
2019	21,882	8.67	8.67
2020	39,738	15.75	24.42
2021	40,484	16.05	40.47
2022	53,438	21.18	61.65
2023	49,311	19.54	81.19
2024	47,458	18.81	100.00

On note un effet temporel fort, les contrôles passant de 21 882 en 2019, à 49 311 et 47 458 en 2023 et 2024, respectivement.

Qualité des données OSCEAN ayant été déployé à compter de septembre 2018, nous n'avons pas d'éléments sur cette fin d'année, et des données certainement partielles en 2019 (temps de déploiement et de prise en main de l'application dans les services). Il y a d'autres biais de rapportage à avoir en tête pour l'analyse.

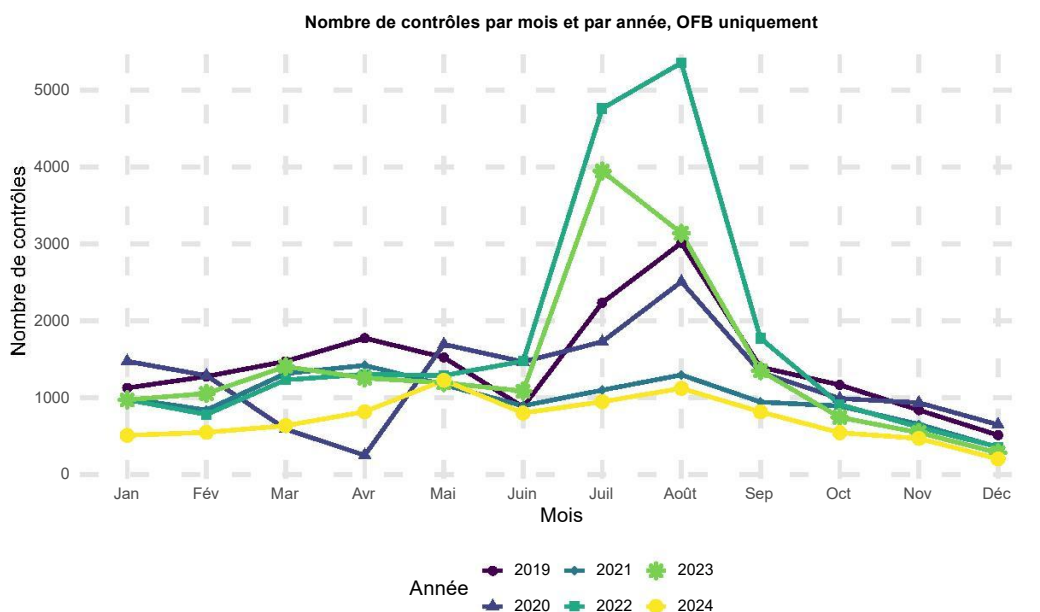
- Avant 2022, peu de rapportage des contrôles dans le cadre d'une surveillance (rapportage non obligatoire) ;
- Après 2022, on observe une nette augmentation des saisies des contrôles dans le cadre d'une surveillance (rapportage obligatoire) ;
- En juin 2023, passage à la V2 OSCEAN : i) arrêt de la double saisie des brigades mobiles d'intervention quand elles interviennent en renfort d'un autre service OFB ; ii) distinction claire du cadre d'intervention initial administratif (contrôles administratifs) de la constatation d'infraction flagrante hors contrôle administratif (saisine judiciaire) ; iii) ajout des types d'usagers dans les fiches de surveillance mi-juillet (pas de chiffres sur le sujet avant cette date pour les surveillances).

Sélection des activités de contrôle de l'OFB en lien avec la police de l'eau Le premier travail a consisté à extraire de la base OSCEAN toutes les actions de police de l'eau. Pour chaque action de contrôle, nous disposons de l'intitulé du plan de contrôle, du domaine, du plan de contrôle, du thème du plan de contrôle et du type d'action du plan de contrôle. Dans le plan de contrôle "Eau et Nature" nous avons retenu les domaines Gestion qualitative (toutes actions), Gestion quantitative (toutes actions), Préservation des milieux (toutes actions). Le domaine "Hors thème", bien que comprenant des actions intéressantes pour l'étude, n'a pas été retenu en raison d'un faible nombre d'observations (723 sur 95 000). Après filtrage le nombre

moyen d'actions de police de l'eau de l'OFB que nous considérons pour notre étude est de 15 054 par an. Il varie entre 8 620 en 2024 et 20 817 en 2022.

Éléments de statistiques descriptives On peut d'abord s'intéresser à la répartition intra-annuelle des actions de police de l'eau de l'OFB. C'est ce que présente la Figure C.1. On note un fort effet saisonnier, avec une augmentation de la fréquence des contrôles en juillet et août. Cet effet saisonnier est toutefois absent en 2024 et 2021.

FIGURE C.1 – Saisonnalité des actions de police de l'eau de l'OFB



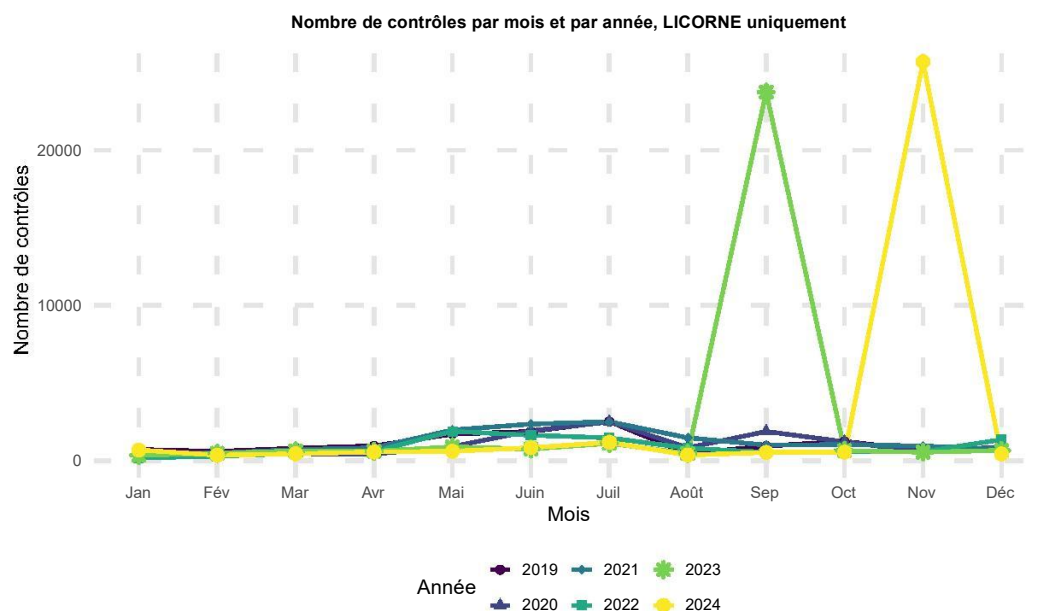
C.1.2 Les données de police de l'eau des services déconcentrés de l'État

Source Une partie des actions de police de l'eau est réalisée par les services déconcentrés de l'État (en particulier les DDT et DREAL). Ces actions des services déconcentrés de l'État sont renseignées dans la base de données LICORNE (logiciel informatique des contrôles relatifs à la nature et à l'eau). Nous disposons des contrôles sur les thématiques de qualité de l'eau et préservation des milieux aquatiques par année de 2019 à 2024 effectués par les services déconcentrés de l'État (DDT et DREAL).

Qualité des données On constate une augmentation du nombre de contrôles de 2022 à 2023, principalement due à la mise en place de l'importation automatique des contrôles ROSEAU dans LICORNE. Avant cet importation automatique, les contrôles étaient saisis manuellement par les services.

Éléments de statistiques descriptives La Figure C.2 présentent une saisonnalité avec un nombre d'action de police de l'eau qui augmente de mai à juillet. Il faut cependant relever que dans LICORNE un très grand nombre de contrôles a été attribué à 2 dates particulières (11 septembre 2023 et 13 novembre 2024). Il est vraisemblable que cela soit imputable à la manière dont les données sont importées dans LICORNE. Cette caractéristique imposera de réaliser des analyses de robustesse de nos résultats avec et sans les données correspondants à ces 2 dates.

FIGURE C.2 – Nombre d’actions de police de l’eau : services déconcentrés de l’État



Notes : Cette figure présente l’évolution mensuelle, année par année (couleurs), du nombre de contrôles opérés par les services déconcentrés de l’État et obtenus par la base LICORNE. Il comprend les contrôles importés en masse à une date fictive en 2023 et 2024. Cet artefact est retiré ultérieurement pour les analyses, se référer aux Figures 5 et C.4 pour la version utilisée dans les analyses.

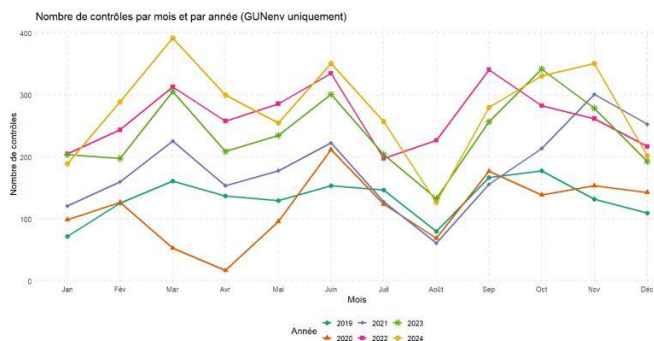
C.1.3 Données d’inspections des IOTA

Le cadre réglementaire La nomenclature IOTA (annexée à l’article R.214-1 du code de l’environnement) concerne tous les installations, travaux, ouvrages et activités ayant une incidence sur l’eau et les milieux aquatiques. Tous les IOTA doivent respecter les prescriptions générales édictées au niveau national et être encadrés de manière à être compatibles avec la protection des intérêts visés à l’article L.211-1 du code de l’environnement et les objectifs fixés dans le SDAGE dont ils relèvent et conformes avec le SAGE s’il existe. L’exercice de la police administrative consiste principalement à réglementer et contrôler les installations, ouvrages, travaux, activités (IOTA) susceptibles de porter atteinte à la ressource en eau en tenant compte des enjeux locaux. La police administrative consiste au contrôle de règles administratives. En cas de non-respect de ces règles, l’autorité administrative doit mettre en demeure l’exploitant ou le propriétaire et lui demande alors de s’y conformer.

Éléments de statistiques descriptives On dispose des données d’inspection des IOTAs (GUNenv) de 2019 à 2024 (14 636 observations). On relève un accroissement du nombre d’actions de police de l’eau depuis 2023, avec plus de 3 000 actions en 2022 ou en 2024. La Figure C.3 présente par année, de 2019 à 2024, les cumuls mensuels des actions de police de l’eau sur les IOTA. En comparaison des actions de l’OFB et des services déconcentrés de l’État, on ne relève pas ici de saisonnalité particulière. Les actions de contrôle des IOTA sont réalisées de manière relativement continue tout au long de l’année.

La combinaison de ces trois sources de données nous permet de construire nos variables de traitement. On peut les visualiser (après nettoyage) sur la Figure C.4

FIGURE C.3 – Nombre d’actions de police de l’eau : inspection des ICPE



C.2 Données de qualité des eaux de surface (Naiades)

Présentation de Naiades Les données sur la qualité des eaux de surface proviennent de Naiades, l’interface nationale officielle permettant d’accéder aux données de qualité de l’eau des rivières et des lacs. Ces données sont mises à disposition sur le site internet dédié <http://www.naiades.eaufrance.fr/>. Naiades s’inscrit dans le cadre des obligations de la directive cadre sur l’eau (DCE, 2000/60/CE), qui impose aux États membres de l’UE de surveiller l’état écologique et chimique des masses d’eau. Les données sont réparties selon 4 thématiques : i) physico-chimie (résultats d’analyses pour différents paramètres) ; ii) hydro-morphologie (mesures sur la morphologie des rivières) ; iii) température (relevés horaires de températures des eaux) et iv) hydrobiologie (poissons, macroinvertébrés, diatomées et macrophytes : comptages par taxons et indices référents pour les poissons).

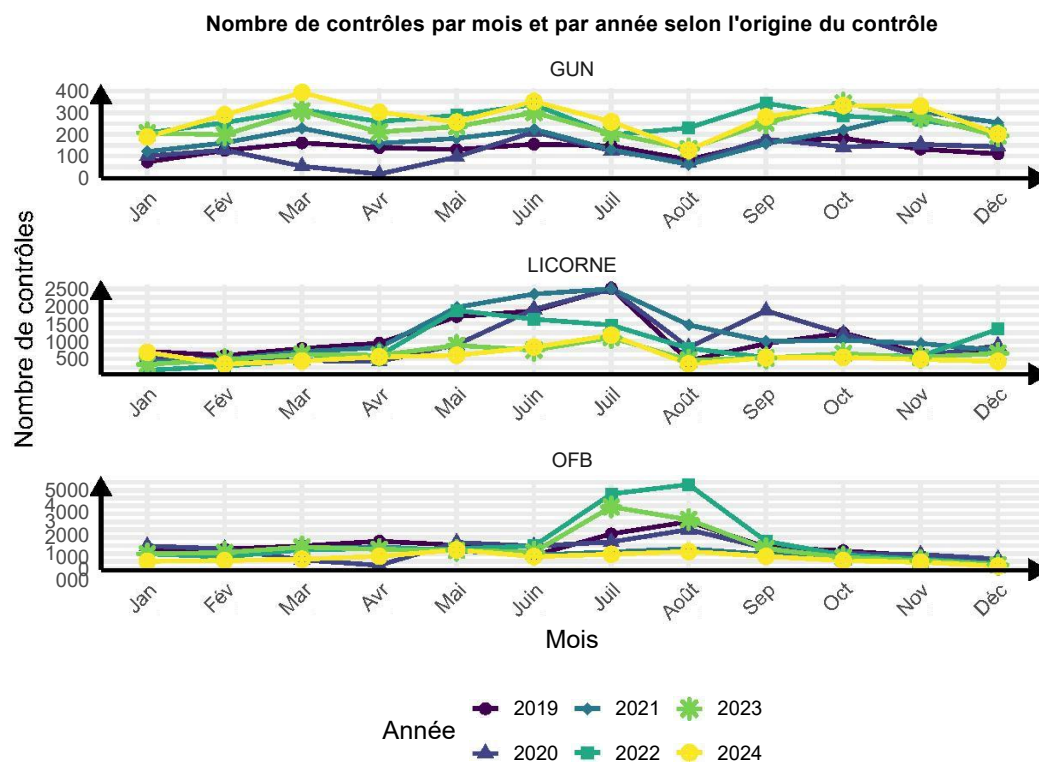
Structuration et disponibilité des données Deux concepts fondamentaux structurent cette base : *les opérations* et *les observations*. Les opérations correspondent aux actes de prélèvement réalisés sur le terrain à une date et un lieu précis. Elles sont effectuées sur des stations de surveillance géoréférencées et encadrées par des opérateurs habilités, tels que les agences de l’eau ou l’Office français de la biodiversité. À partir de chaque opération découlent les observations, qui constituent les résultats des analyses effectuées sur les échantillons collectés. Chaque observation est associée à un paramètre spécifique, comme la concentration en nitrates, le pH, ou encore la température de l’eau. Une opération peut ainsi générer un ensemble varié et dense d’observations, selon la nature et l’objectif de la campagne de surveillance.

TABLE C.2 – Description des données Naiades - indicateurs de physico-chimie

Bassin	Début	Fin	# opérations	# observations	mise à jour
Adour-Garonne	03/01/1971	31/12/2024	399 774	22 195 216	06/10/2024
Artois-Picardie	16/03/1960	26/07/2024	95 987	8 681 338	11/10/2024
Loire-Bretagne	02/01/1971	31/12/2024	385 299	46 904 421	03/12/2024
Rhin-Meuse	01/02/1970	31/12/2023	202 801	22 925 987	01/03/2024
Rhône-Méditerranée-Corse	14/01/1969	31/12/2024	250 510	57 267 063	16/05/2024
Seine-Normandie	03/09/1970	31/12/2024	374 506	87 923 633	06/12/2024

La base Naiades recense plus de 20 000 stations de surveillance actives ou historiques, implantées le long des cours d’eau, des plans d’eau et des canaux. La Table C.2 donne la

FIGURE C.4 – Nombre d’actions de police de l’eau, par service



Notes : Cette figure présente l'évolution mensuelle, année par année (couleurs), du nombre de contrôles opérés par l'OFB (bas), les services déconcentrés de l'État (LICORNE, centre), et l'inspection des ICPE (haut). Les données ont été purgées des contrôles importés en masse dans LICORNE à des dates fictives en 2023 et 2024 qui généraient des pics d'activité artificiels.

couverture temporelle au 31 décembre 2024 pour la thématique physico-chimie.

Station de mesure Naiades par indicateur La Table C.3 le nombre de stations qui ont mesuré au moins 1 fois chaque année les indicateurs de qualités sur la période 2019-2024. On retrouve une fréquence moindre de mesure de la pollution chimique (cadmium et mercure) et de la chlorophylle A. Les dynamiques temporelles des indicateurs sont présentées en Figure D.2 et les corrélations entre indicateurs dans une matrice de corrélation en Figure D.1.

TABLE C.3 – Nombre de stations actives par indicateur sur la période 2019-2024

Indicateur	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
Ammonium	5710	5679	5825	5804	5182	4100	4747	5223	4680
Azote Kjeldahl	5589	5538	5616	5469	4874	3865	4384	5013	4546
Cadmium	1849	1910	1988	1984	1602	1597	1681	1633	1596
Chlorophylle A	1911	1413	1507	1509	2029	964	1043	1233	1402
Conductivité à 25°C	5897	5975	6036	5984	5553	4289	4919	5712	4909
Demande Biochimique en Oxygène (D.B.O.5)	5600	5573	5691	5648	5114	4066	4665	5052	5040
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	2826	2758	2761	1848	2040	2262	2664	2743	1868
Matières en suspension	5649	5620	5778	5603	5045	3922	4586	5174	4667
Mercure	1715	829	922	980	986	1548	1635	1527	1570
Nitrates	5769	6009	6113	6132	5318	4150	5095	5565	5213
Nitrites	5634	5602	5745	5692	5161	4088	4725	5143	5124
Oxygène dissous	5906	5899	5965	5884	5503	4167	4791	5623	5368
Phosphore total	5705	5725	5862	5857	5233	4091	4857	5348	5206
pH	5925	5826	6019	5935	5545	4228	4850	5686	4894
Température de l'Eau	5965	5853	5955	5876	5520	4182	4805	5644	4885

C.3 Données hydrographiques TOPAGE

Présentation de la base TOPAGE Nous utilisons la BD TOPAGE® qui est le référentiel hydrographique français depuis juillet 2020. C’est une base de données géographiques de l’hydrographie superficielle de France : cours d’eau, plans d’eau, sources, exutoires, limites terre-mer, bassins hydrographiques. Cet outil résulte d’un partenariat entre l’Institut national de l’information géographique et forestière (IGN) et l’Office français de la biodiversité (OFB). Le référentiel hydrographique TOPAGE® se compose des objets hydrographiques suivants : les bassins versants topographiques ; les entités hydrographiques (cours d’eau, plans d’eau, entités de transition) ; les tronçons hydrographiques ; les surfaces élémentaires ; les nœuds hydrographiques et la limite terre-mer).

C.4 Données météorologiques

Mécanismes Les indicateurs de qualité physico-chimiques de l’eau de surface, tels que la température, le pH, l’oxygène dissous, la turbidité, la conductivité ou la concentration en nutriments (nitrates, phosphates...), sont directement influencés par les conditions météorologiques. Ces variations s’expliquent par les interactions complexes entre l’atmosphère, les sols, les plans d’eau et les écosystèmes aquatiques.

La température ambiante agit directement sur la température de l’eau, influençant à son tour de nombreux paramètres chimiques et biologiques. Une température plus élevée réduit la solubilité de l’oxygène dans l’eau, ce qui peut entraîner une diminution de l’oxygène dissous, particulièrement critique pour les organismes aquatiques. De plus, une eau plus chaude accélère les réactions chimiques (ex. : nitrification), favorise la dégradation de la matière organique et stimule l’activité biologique, notamment la croissance des algues ou des cyanobactéries. Cela peut perturber l’équilibre trophique et modifier la concentration de nutriments.

Les précipitations influencent fortement la composition physico-chimique de l’eau par ruissellement. Lorsqu’il pleut, l’eau s’écoule sur les sols, lessive les surfaces agricoles ou urbaines, et entraîne avec elle des matières en suspension, des polluants (pesticides, hydrocarbures, métaux lourds), des nutriments (nitrates, phosphates), et parfois des micro-organismes pathogènes. Cette augmentation de la charge polluante peut faire chuter la qualité de l’eau sur le court terme. En revanche, dans certains cas, les pluies diluent temporairement certaines concentrations en abaissant la conductivité ou la salinité.

L’ensoleillement agit principalement sur la photosynthèse aquatique. Une forte exposition au soleil favorise la production d’oxygène par les algues et les plantes aquatiques en journée, mais cette production peut être suivie d’un appauvrissement nocturne en oxygène dû à la respiration cellulaire. L’ensoleillement soutenu augmente également la température de l’eau, ce qui, comme évoqué plus haut, peut accentuer les phénomènes d’eutrophisation. De plus, une lumière abondante stimule les proliférations algales, qui modifient la turbidité, le pH (via la consommation de CO₂) et la concentration en nutriments.

Données SAFRAN Nous utilisons les données SAFRAN (Système d’analyse fournissant des renseignements atmosphériques à la neige) produites par Météo-France et mises à disposition par le Système d’information de données climatiques maillées (SICLIMA). Les données climatiques délivrées par SAFRAN sont des données journalières de ré-analyse à la maille SAFRAN (8 km × 8 km, à l’échelle de la France entière, soit 9892 mailles) à partir des observations locales réalisées quotidiennement à l’intérieur des mailles. Les données SAFRAN sont réactualisées en continu par Météo-France : i) une ré-analyse est effectuée en fin d’année hydrologique, c’est-à-dire à partir du 1er août ; ii) une ré-analyse est effectuée tous les mois sur le mois précédent. Les données de 1958 à 2020 ne sont plus modifiées.

Le maillage SAFRAN compte au total 9892 mailles dont certaines mailles sont tout ou partie sur l'eau ou hors de France. Nous allons donc travailler à partir des 8602 mailles pour lesquelles les données de sol sont disponibles. Nous avons extrait les données quotidiennes de 2010 à 2024. Le Table C.4 présente les données météorologiques dont nous disposons via SICLIMA.

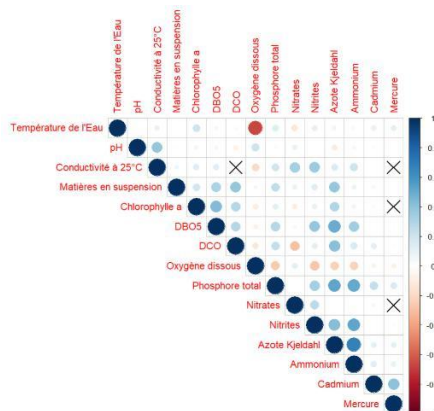
TABLE C.4 – Description des variables SAFRAN

Variable	Unité	Définition
etp_q	mm	Evapotranspiration potentielle (formule de Penman-Monteith).
etppm	mm	Evapotranspiration potentielle calculée par SICLIMA
evap_q	mm	Evapotranspiration réelle (cumul quotidien 06-06 UTC).
hu_q	%	Humidité relative (moyenne quotidienne).
q_q	g/kg	Humidité spécifique (moyenne quotidienne).
swi_q	%	Indice d'humidité des sols (moyenne quotidienne 06-06 UTC).
pe_q	mm	Pluies efficaces (cumul quotidien).
preliq_q	mm	Précipitations liquides (cumul quotidien 06-06 UTC).
prenei_q	mm	Précipitations solides (cumul quotidien 06-06 UTC).
dli_q	J/cm ²	Rayonnement atmosphérique (cumul quotidien).
ssi_q	J/cm ²	Rayonnement visible (cumul quotidien).
runc_q	mm	Ruissellement (cumul quotidien 06-06 UTC).
tsup_h_q	°C	Température maximale des 24 températures horaires (19-18 UTC).
tinf_h_q	°C	Température minimale des 24 températures horaires (07-06 UTC).
t_q	°C	Température moyenne des 24 températures horaires (01-00 UTC).
ff_q	m/s	Vent (moyenne quotidienne) à 10m.
drainc_q	mm	Drainage (cumul quotidien 06-06 UTC).
co2	ppm	Concentration de CO2.

D Figures descriptives supplémentaires

D.1 Description des indicateurs de qualité des eaux de surface

FIGURE D.1 – Corrélation entre variables

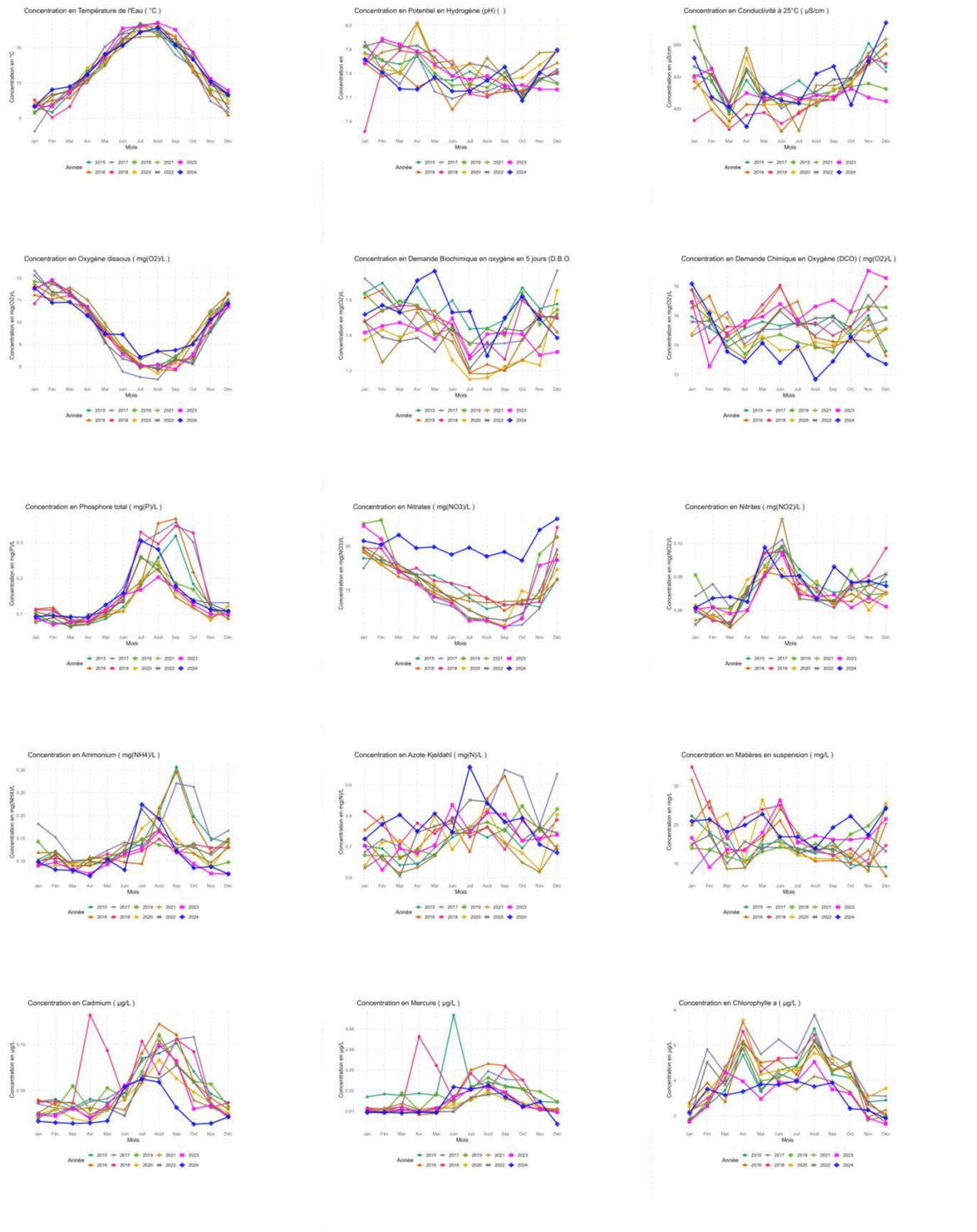


Notes : La figure est une matrice de corrélation où la corrélation entre une variable en ligne et une variable en colonne est représentée à l'intersection de la ligne et de la colonne par un point dont la couleur représente la corrélation (entre -1, parfaitement anticorrélées, en rouge sombre, et 1, parfaitement corrélées, en bleu foncé) et la taille la valeur absolue de ce coefficient de corrélation (petit point, corrélation faible, gros point, corrélation forte) ; les croix indiquent les corrélations non significatives (par exemple entre la DCO et la conductivité).

La Figure D.2 révèle que certains indicateurs de qualité des eaux de surface présentent une forte saisonnalité. C'est de manière assez évidente le cas pour la température (a) et l'oxygène dissous (d), mais également pour le phosphore (g), les nitrates (h), les nitrites (i), et le cadmium (m). Les dynamiques présentées nous semblent cohérentes. Pour les nitrates, on observe les concentrations les plus élevées de novembre à février, ce qui correspond aux périodes automnales et hivernales des reprises de lessivage et de ruissellement sur les sols agricoles. Les données sur le phosphore montrent un accroissement des concentrations au moment de la reprise des débits fluviaux après l'hiver. Cette période coïncide souvent avec un lessivage important des sols (sortie d'hiver et début du printemps). Certains apports précoces de fertilisants organiques ou minéraux (fumier, lisier, engrais riches en phosphore) peuvent aussi coïncider avec des épisodes pluvieux printaniers, accentuant les transferts vers les eaux superficielles. Les très fortes concentrations en phosphore en été tiennent davantage à la baisse du débit des cours d'eau qu'à une augmentation des apports.

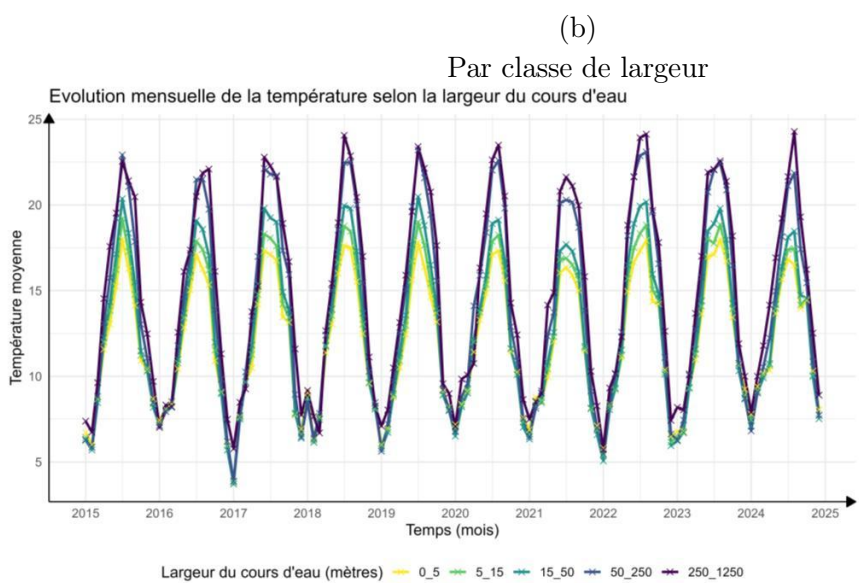
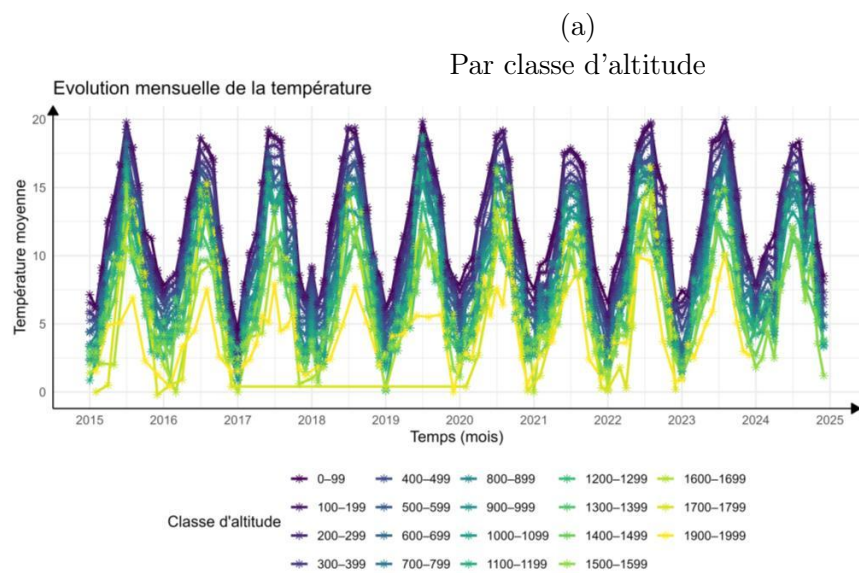
La saisonnalité de la variable température est particulièrement forte, et du fait des préoccupations sur la validité de l'approche empirique retenue (notamment, sur la comparabilité des stations traitées/contrôles), nous explorons le rôle de l'altitude et de la largeur du cours d'eau dans ces fluctuations (Figure D.3). On remarque notamment que l'amplitude des variations saisonnières dépend de l'altitude et de la largeur (les stations de plus haute altitude, ou sur de petits cours d'eau ont des amplitudes moindres), les minimales sont très sensibles à l'altitude (Figure D.3.a), et les maximales à la largeur et à l'altitude (la Figure D.3.b montre que les cours d'eau les plus larges sont ceux dont la température est la plus forte - en moyenne - en été).

FIGURE D.2 – Moyennes mensuelles des indicateurs de qualité des eaux de surface par année (2015 à 2024)



Notes : La figure présente les variations intra-annuelles de valeur des indicateurs de qualité des eaux de surface mesurés par les stations Naïades à l'échelle mensuelle (moyenne sur toutes les stations), chaque courbe représentant une année.

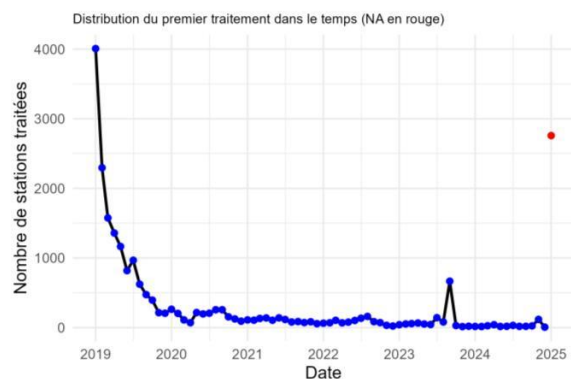
FIGURE D.3 – Variations saisonnières de la température de l'eau



Notes : Les figures décrivent l'évolution de la température de l'eau mesurée par les stations. La figure (a) présente l'évolution des températures mensuelles suivant l'altitude de la station (par tranche de 100 m), la figure (b) suivant la classe de largeur du cours d'eau sur lequel se trouve la station de mesure.

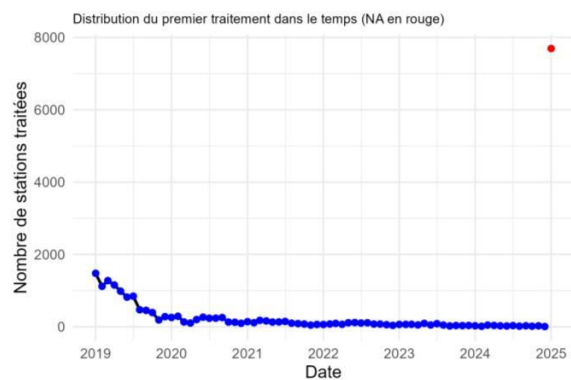
D.2 Description de la variable de traitement

FIGURE D.4 – Premier traitement



Notes : La figure présente la distribution des dates de premier traitement (**échantillon V1**, c'est-à-dire y compris les dates problématiques). Le point rouge permet de représenter les stations sans date de premier traitement (jamais traitées).

FIGURE D.5 – Premier traitement



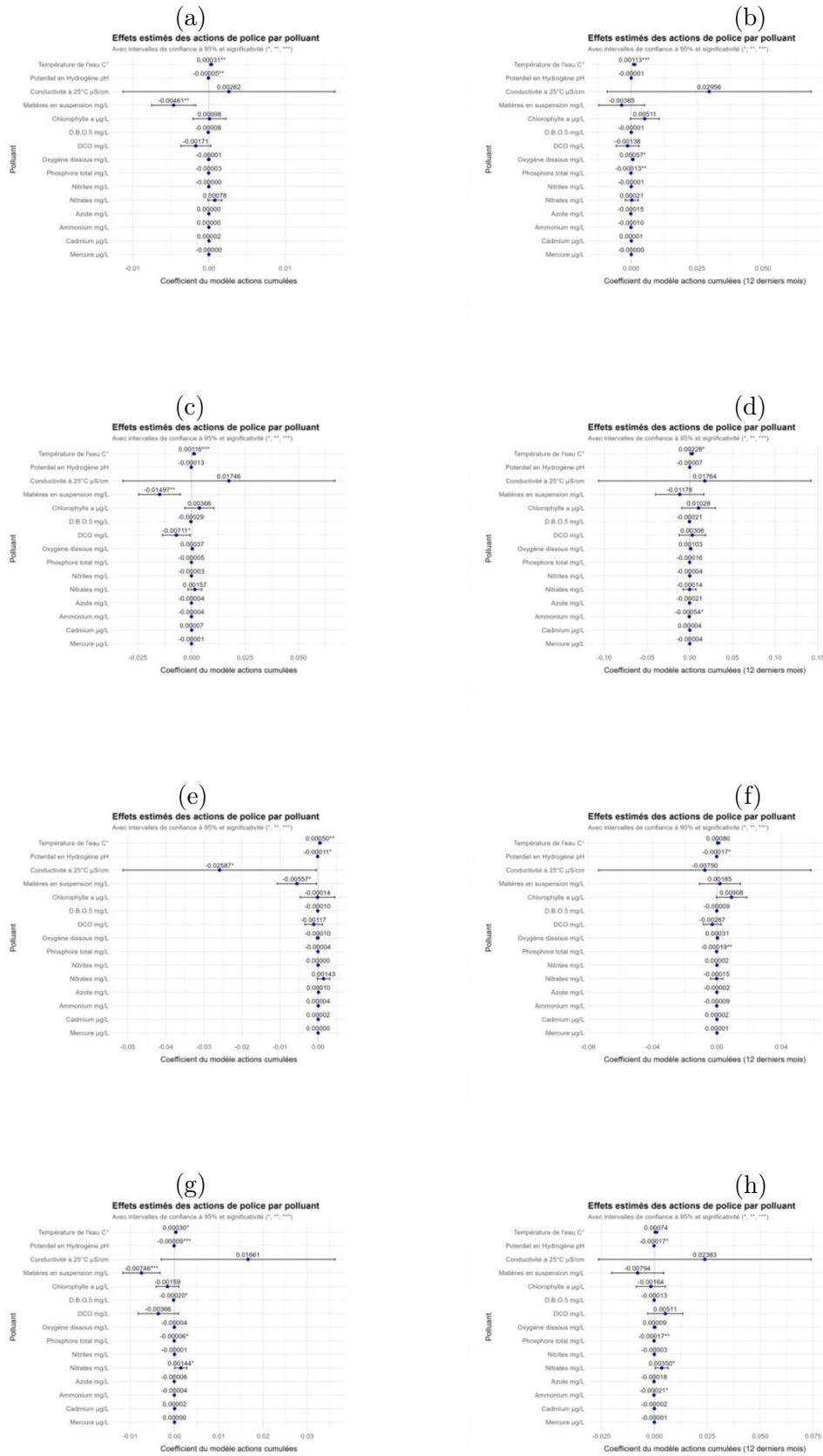
Notes : La figure présente la distribution des dates de premier traitement (**échantillon V3**, c'est-à-dire opérations de contrôle ayant donné lieu à un constat de non-conformité). Le point rouge permet de représenter les stations sans date de premier traitement (jamais traitées).

E Modèles à effets fixes : Estimations supplémentaires

E.1 Autres échantillons

Dans cette annexe sont présentés les effets estimés d'une action de contrôle supplémentaire sur les échantillons alternatifs V2–V5 en utilisant la variable de comptage brute (Figure [E.1](#)), ou son découpage en terciles (Figure [E.2](#) pour le cumul avec mémoire infinie, et Figure [E.3](#) pour le cumul avec mémoire de 12 mois).

FIGURE E.1 – Effet d’une action supplémentaire de police de l’eau : échantillons alternatifs



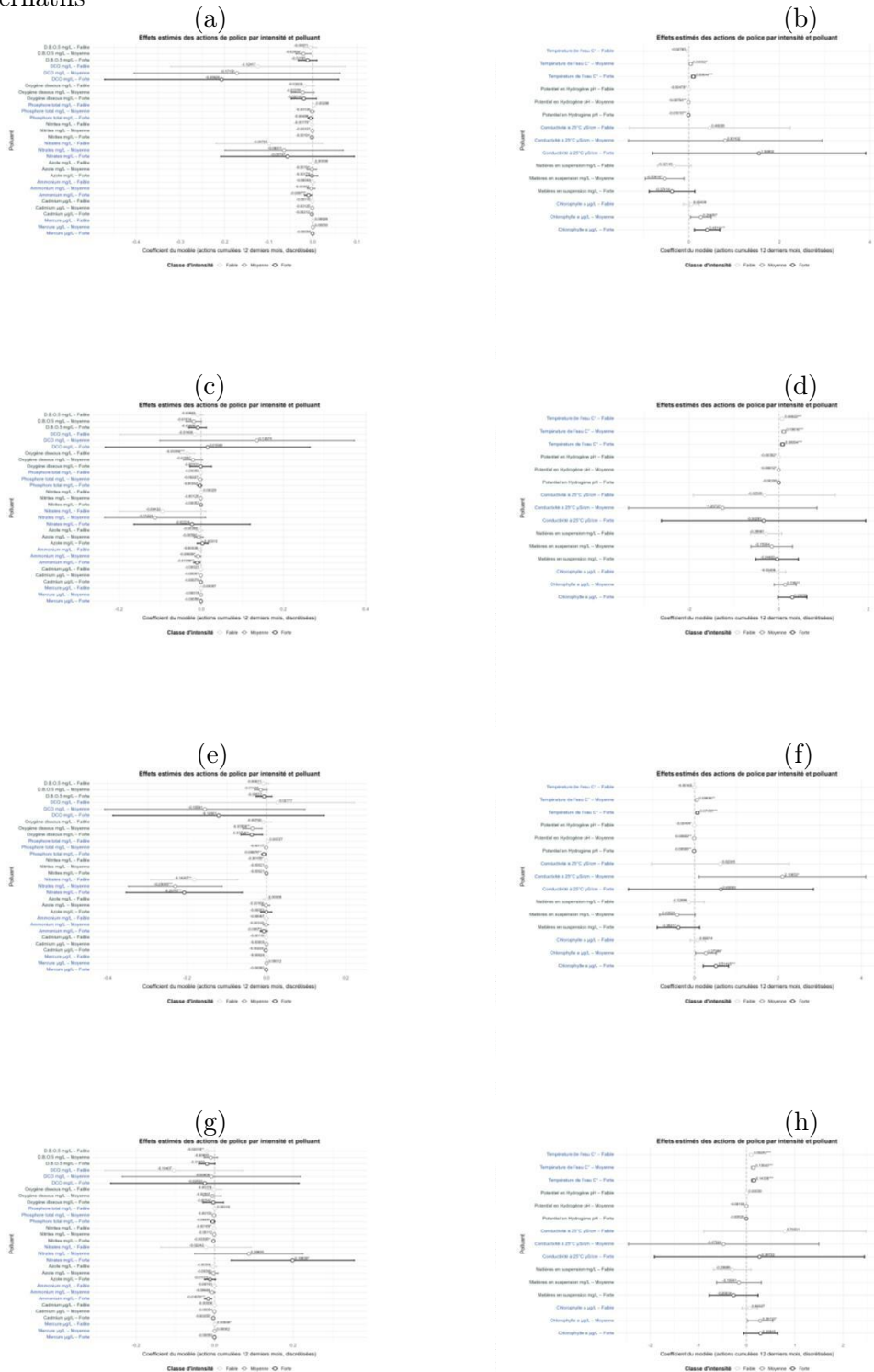
Notes : Cette figure présente l'effet estimé des actions de police de l'eau sur les différents indicateurs de qualité des eaux de surface. Les graphiques de la colonne de gauche (a, c, e, g) considèrent un traitement correspondant au nombre cumulé d'actions de police, ceux de la colonne de droite (b, d, f, h) un traitement correspondant au nombre cumulé d'actions de police *sur les 12 derniers mois*. La première ligne (a, b) présente les estimations réalisées sur l'échantillon V2 (toutes les observations à l'exclusion des dates aberrantes) ; la deuxième (c, d) sur l'échantillon V3 (contrôles relevant une non-conformité) ; la troisième (e, f) sur l'échantillon V4 (contrôles menés exclusivement par l'OFB) ; la quatrième (g, h) sur l'échantillon V5 (contrôles portant sur la qualité et non la quantité).

FIGURE E.2 – Effet des actions de police de l'eau, par intensité : échantillons alternatifs



Notes : Cette figure présente l'effet estimé des actions de police de l'eau sur les différents indicateurs de qualité des eaux de surface, en considérant un traitement correspondant au nombre cumulé d'actions de police. Les graphiques de la colonne de gauche présentent les résultats pour un premier ensemble d'indicateurs (DBO, DCO, oxygène dissous, phosphore, nitrites, nitrates, azote, ammonium, cadmium, mercure), ceux de la colonne de droite pour un second (température, pH, conductivité, matières en suspension, chlorophylle A). La première ligne (a, b) présente les estimations réalisées sur l'échantillon V2 (toutes les observations à l'exclusion des dates aberrantes); la deuxième (c, d) sur l'échantillon V3 (contrôles relevant une non-conformité); la troisième (e, f) sur l'échantillon V4 (contrôles menés exclusivement par l'OFB); la quatrième (g, h) sur l'échantillon V5 (contrôles portant sur la qualité et non la quantité).

FIGURE E.3 – Effet des actions de police de l'eau (horizon 12 mois), par intensité : échantillons alternatifs



Notes : Cette figure présente l'effet estimé des actions de police de l'eau sur les différents indicateurs de qualité des eaux de surface, en considérant un traitement correspondant au nombre cumulé d'actions de police *sur les 12 derniers mois*. Les graphiques de la colonne de gauche présentent les résultats pour un premier ensemble d'indicateurs (DBO, DCO, oxygène dissous, phosphore, nitrites, nitrates, azote, ammonium, cadmium, mercure), ceux de la colonne de droite pour un second (température, pH, conductivité, matières en suspension, chlorophylle A). La première ligne (a, b) présente les estimations réalisées sur l'échantillon V2 (toutes les observations à l'exclusion des dates aberrantes) ; la deuxième (c, d) sur l'échantillon V3 (contrôles relevant une non-conformité) ; la troisième (e, f) sur l'échantillon V4 (contrôles menés exclusivement par l'OFB) ; la quatrième (g, h) sur l'échantillon V5 (contrôles portant sur la qualité et non la quantité).

F Focus régional : Bretagne

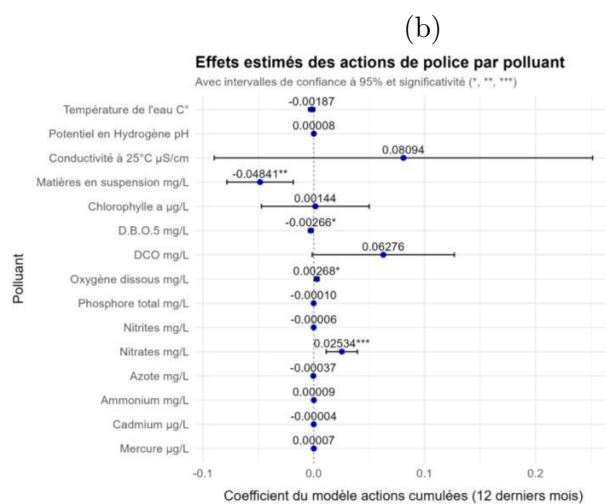
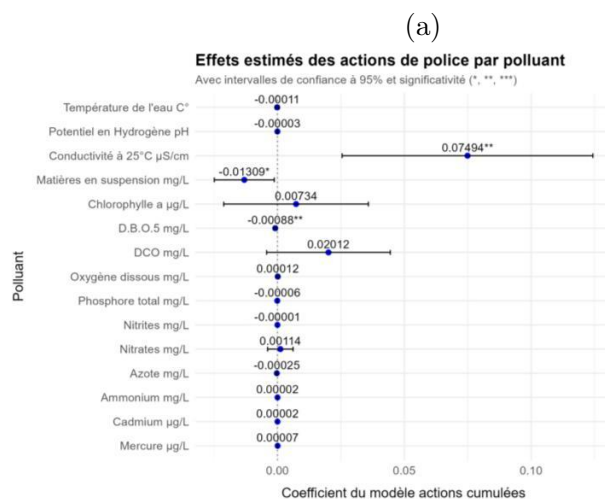
F.1 Bretagne au sens administratif

Les analyses précédentes sont répétées en ne conservant que les n-uplets dont les stations focales et amont se trouvent dans l'un des quatre départements de la région Bretagne (22 - Côtes d'Armor, 29 - Finistère, 35 - Ille-et-Vilaine, 56 - Morbihan).

En région Bretagne, les seuls effets stables observés sont ceux sur les matières en suspension (réduction) et la DBO5 (réduction).

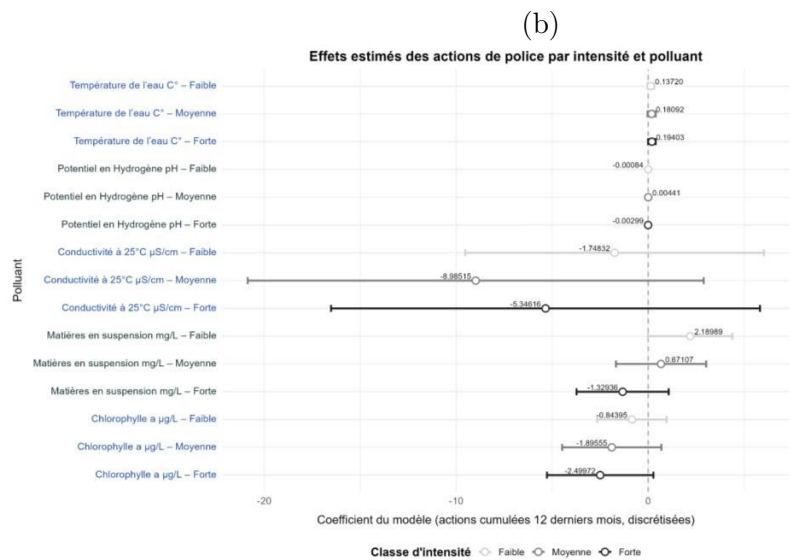
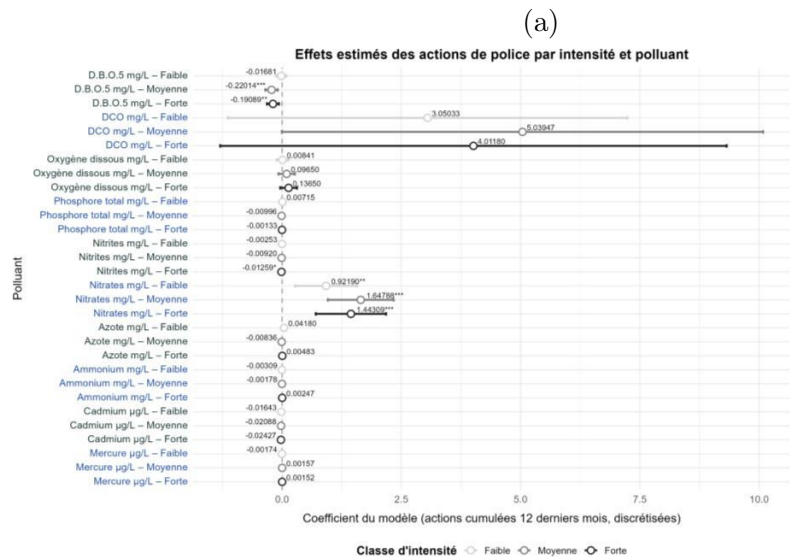
Avec le traitement sous forme de terciles, seul l'effet sur la DBO5 persiste (réduction), ainsi qu'un effet difficilement explicable sur les nitrates (augmentation).

FIGURE F.1 – Région Bretagne : Effet estimé d'une action supplémentaire de police de l'eau



Notes : Cette figure reprend l'approche dont les résultats sont présentés en Figure 10 pour la Bretagne seulement : elle indique l'effet d'une action supplémentaire de police de l'eau estimée des actions de police de l'eau sur les différents indicateurs de qualité des eaux de surface sur l'échantillon complet (V1). Le paramètre est issu de l'estimation du modèle décrit dans l'Équation (1). Les segments correspondent aux intervalles de confiance à 95%. Figure (a) : le traitement correspond à la spécification de base, c'est-à-dire le nombre cumulé de traitements en amont de la station focale. Figure (b) : le traitement correspond au nombre cumulé de traitements en amont de la station focale au cours des 12 mois derniers mois.

FIGURE F.2 – Région Bretagne : Effet du nombre cumulé d'actions de police (par tercile)



Notes : Cette figure indique l'effet estimé des actions de police de l'eau sur les différents indicateurs de qualité des eaux de surface sur l'échantillon complet (V1) pour la seule Bretagne (pour comparaison avec l'échantillon hexagonal complet, voir Figure 11). Le paramètre est issu de l'estimation du modèle décrit dans l'Équation (1) avec la variable de traitement correspondant aux terciles du nombre cumulé de traitements en amont de la station focale *sur les 12 derniers mois*. *Faible* (gris clair) indique un nombre de contrôles strictement positif mais en nombre inférieur au premier tercile de la distribution du nombre de contrôles cumulés, *Moyenne* (gris moyen) un nombre de contrôles supérieur au premier tercile mais inférieur au second tercile, *Forte* (noir) un nombre de contrôles supérieur au second tercile. Les segments correspondent aux intervalles de confiance à 95%, et les coefficients sont indiqués avec le niveau de précision de l'estimation (ou significativité statistique : *** $p < 0.001$; ** $p < 0.01$; * $p < 0.05$). Les paramètres de qualité de l'eau et leurs coefficients estimés sont répartis entre la Figure (a) et la Figure (b).