



Évaluation binationale quinquennale de la gestion adaptative du lac Érié (2017-2021)

Mesurer la réponse des écosystèmes aux éléments nutritifs

Rédigé pour :
le Sous-comité de l'annexe 4

Rédigé par :
l'équipe de travail sur la gestion adaptative

Avec le soutien de la General Dynamics Information Technology et de LimnoTech

Citation suggérée: L'annexe 4 l'équipe de travail sur la gestion adaptative. 2023. *Évaluation binationale quinquennale de la gestion adaptative du lac Érié (2017-2021)*. Disponible à binational.net.

Crédit Photo :

Aerial Associates Photography, Inc. par Zachary Haslick, 2018

RÉSUMÉ

Dans le cadre de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, le Canada et les États-Unis ont convenu de s'appuyer sur une approche de gestion adaptative (GA) pour aborder les enjeux de l'eutrophisation dans le lac Érié. Le Sous-comité binational de l'annexe 4 (Éléments nutritifs) s'est engagé à effectuer, tous les cinq ans, une évaluation sur les variations des charges en phosphore et les progrès réalisés à l'égard des objectifs relatifs à l'écosystème du lac (OEL), et à formuler des recommandations pour améliorer les efforts binationaux de GA.

Tableau R-1. Objectif de l'évaluation binationale quinquennale de la GA

- Assurer un suivi des variations des charges en phosphore dans le lac Érié.
- Évaluer la réponse lacustre des efflorescences d'algues nuisibles (EAN), de l'hypoxie et des *Cladophora* aux variations des charges en éléments nutritifs, et mesurer les progrès réalisés à l'égard des OEL pour le lac Érié.
- Fournir au Sous-comité de l'annexe 4 des recommandations fondées sur des données probantes relativement aux activités de recherche, de modélisation et de surveillance qui amélioreraient notre capacité à évaluer les progrès réalisés au fil du temps.

Le rapport qui suit s'étend sur une période de cinq ans s'étendant de 2017 à 2021 et présente la première évaluation binationale de GA effectuée depuis l'adoption des cibles binationales de réduction du phosphore par le Canada et les États-Unis en 2016 et la mise en place de plans d'action nationaux (PAN) de gestion des éléments nutritifs en 2018. Cet effort binational de GA est axé sur l'évaluation des charges en phosphore et de la réponse lacustre (tableau R-1), dont les résultats orientent les PAN et les évaluations nationales complémentaires de l'efficacité des efforts de gestion des éléments nutritifs qui sont mis en œuvre à l'échelle du bassin versant pour réduire les charges en phosphore dans le lac.

L'évaluation quinquennale repose sur plusieurs sources d'information pour évaluer les conditions du lac Érié, ainsi que sur des groupes de travail spécialisés, formés pour soutenir les efforts de GA du lac Érié et qui relèvent de l'annexe sur les éléments nutritifs. Grâce à cette approche, l'évaluation a bénéficié des données et de l'expertise d'organismes fédéraux, provinciaux ou étatiques et locaux du Canada et des États-Unis, ainsi que de partenaires du milieu universitaire. Les principales conclusions et recommandations sont résumées ci-dessous pour chaque domaine d'intérêt. Des données et des chiffres supplémentaires sont présentés dans le rapport principal.

Variations des charges en phosphore dans le lac Érié (2017-2021)

Aux fins de cette évaluation, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA) ont estimé les charges en phosphore annuelles et saisonnières à l'aide des données recueillies par des organismes fédéraux, provinciaux ou étatiques et locaux, et des universités. Nous avons analysé ces données afin d'évaluer les variations des charges en phosphore pendant la période de cinq ans, en les comparant aux trois cibles de réduction

des charges établies pour le lac Érié, lesquelles sont exprimées en réductions par rapport aux charges de 2008 (tableau R-2).

Tableau R-2. Objectifs binationaux de réduction des charges en phosphore dans le lac Érié
<ul style="list-style-type: none">• Maintenir la biomasse des cyanobactéries à des niveaux qui n'augmentent pas les toxines à des concentrations constituant une menace dans les eaux du bassin ouest du lac Érié pour la santé humaine ou de l'écosystème : réduction de 40 % des charges printanières en phosphore total (PT) et en phosphore réactif dissous (PRD) provenant de la rivière Maumee aux États-Unis.• Conserver les espèces d'algues compatibles avec les écosystèmes aquatiques sains dans les eaux littorales des bassins ouest et central du lac Érié : réduction de 40 % des charges printanières en PT et en PRD provenant des bassins versants suivants où les algues constituent un enjeu localisé : au Canada, la rivière Thames et les affluents de Leamington; et aux États-Unis, la rivière Maumee, la rivière Raisin, la rivière Portage, le ruisseau Toussaint, la rivière Sandusky et la rivière Huron (Ohio).• Réduire au minimum l'étendue des zones hypoxiques des eaux du bassin central du lac Érié : réduction de 40 % des charges en PT des bassins ouest et central du lac Érié, en provenance des États-Unis et du Canada, afin d'atteindre une charge annuelle de 6 000 tonnes métriques (TM) dans le bassin central. Cela équivaut à un effort de réduction équivalant à 3 316 TM et à 212 TM de la part des États-Unis et du Canada, respectivement.

- **Cible** : Une réduction de 40 % des charges printanières en PT et en PRD provenant de la rivière Maumee, aux États-Unis.

Les charges en PT de la rivière Maumee au printemps (de mars à juillet) ont varié de 1 049 à 2 042 TM, dépassant chaque année la cible des charges de 860 TM pendant la période d'évaluation quinquennale (figure R-1). Les charges printanières en PRD se sont étroitement rapprochées des charges en PT, allant de 216 à 399 TM, et ont dépassé la cible des charges de 186 TM, chaque année, pendant la période de cinq ans. Les variations interannuelles des charges printanières en PT et en PRD sont largement corrélées aux variations des rejets printaniers.

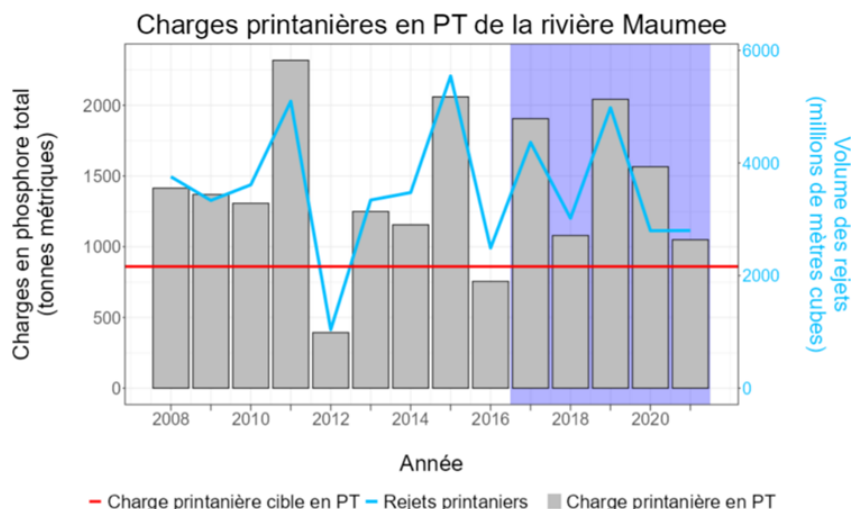


Figure R 1. Charges printanières en PT dans le lac Érié en provenance de la rivière Maumee pendant les années hydrologiques s'échelonnant de 2008 à 2021, y compris une comparaison de la cible des charges (ligne rouge) avec les rejets printaniers totaux (ligne bleue).

- **Cible :** Réduction de 40 % des charges printanières en PT et en PRD dans les bassins versants prioritaires où les algues constituent un enjeu localisé.

Concernant les deux bassins versants présentant les charges moyennes en PT le plus élevé au printemps (de mars à juillet), soit celles des rivières Maumee et Sandusky, les charges annuelles cibles en PT et en PRD n'ont jamais été atteintes pendant la période d'évaluation de cinq ans. Les charges cibles ont été atteintes au moins une année dans deux petits bassins versants prioritaires (rivières Portage et Raisin). Les charges sont largement corrélées aux rejets printaniers, les charges les plus faibles ayant été observées lors des années de faibles rejets. La fréquence d'échantillonnage limitée dans certains bassins versants prioritaires a compliqué les efforts d'estimation des charges.

- **Cible :** Réduction de 40 % des charges en PT pénétrant dans les bassins ouest et central du lac Érié, en provenance des États-Unis et du Canada, afin d'atteindre une charge annuelle de 6 000 TM dans le bassin central.

La cible de charge annuelle en PT n'a été atteinte au cours d'aucune année de la période d'évaluation de cinq ans (figure R-2). Les charges annuelles en PT variaient d'une année à l'autre et étaient fortement corrélées aux rejets des principaux affluents. Les sources diffuses comptaient pour la majeure partie des charges annuelles en PT dans le bassin central.

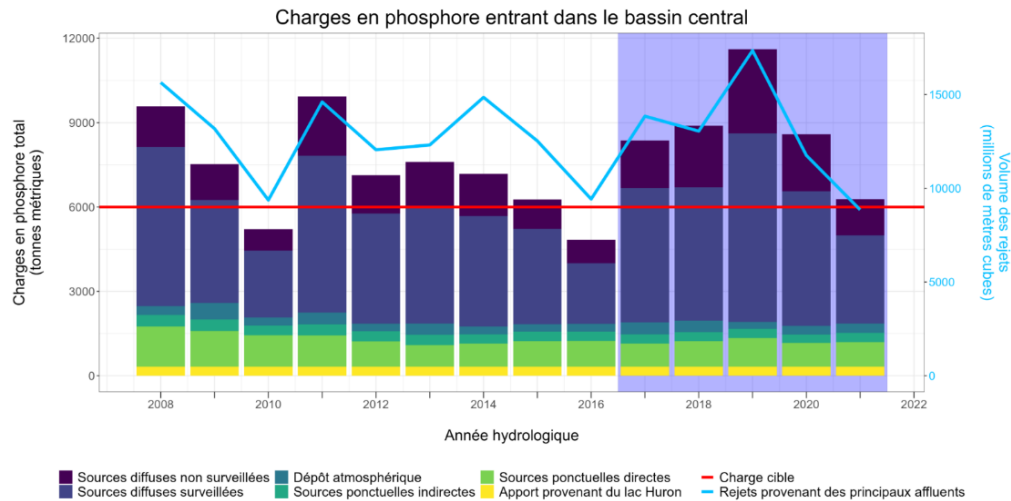


Figure R 2. Charge annuelle en PT dans le bassin central du lac Érié par source d’apport, y compris une comparaison avec la cible des charges (ligne rouge) et les rejets printaniers totaux (ligne bleue).

En résumé, les cibles de réduction des charges en phosphore ont rarement été atteintes au cours de la période d’évaluation de cinq ans, les réductions de charges étaient difficiles à dégager et les charges continuent d’être largement corrélées avec les précipitations (p. ex., les épisodes de pluie) et les rejets, lesquels varient beaucoup d’une année à l’autre. Ces résultats sont largement prévus à cette étape préliminaire des efforts accrus de réduction du phosphore, compte tenu de l’influence des quantités et des régimes de rejets récents.

Conditions lacustres et progrès réalisés à l’égard des OEL

L’évaluation a pris en compte les conditions lacustres associées à chacun des OEL liés aux éléments nutritifs pour le lac Érié (tableau R-3).

Tableau R-3. Objectifs binationaux relatifs à l’écosystème lacustre en matière d’éléments nutritifs pour le lac Érié
<ul style="list-style-type: none"> • Réduire l’étendue des zones hypoxiques dans les eaux du bassin central du lac Érié. • Maintenir les niveaux de biomasse algale en dessous du seuil de nuisance, en accordant une attention particulière aux macroalgues benthiques dans le bassin est du lac Érié. • Conserver les espèces d’algues compatibles avec les écosystèmes aquatiques sains dans les eaux littorales des bassins ouest et central du lac Érié. • Maintenir la biomasse des cyanobactéries à des niveaux qui n’augmentent pas les toxines à des concentrations constituant une menace dans les eaux du bassin ouest du lac Érié pour la santé humaine ou de l’écosystème. • Maintenir les conditions mésotrophes des eaux libres des bassins ouest et central du lac Érié, ainsi que les conditions oligotrophes dans le bassin est du lac Érié.

L'évaluation portait sur les OEL, assortis d'objectifs quantitatifs définis, notamment les objectifs provisoires relatifs aux substances de l'AQEGL (2012) et les indicateurs de réponse à l'eutrophisation (IRE), le cas échéant (OEL relatifs à l'hypoxie, à la biomasse de cyanobactéries et aux conditions trophiques). En ce qui concerne les OEL sans objectifs quantitatifs établis (algues benthiques nuisibles, espèces d'algues sublittorales), les paramètres pertinents ont été évalués pour déterminer s'il existait des données probantes de variations récentes.

- **Conditions trophiques** : Les concentrations de PT dans les eaux libres au printemps et les concentrations de chlorophylle a, en été, dans le bassin ouest, étaient supérieures aux objectifs relatifs aux substances de 15 µg/l pour le PT et de 3,6 µg/l pour la chlorophylle a, ce qui signifie que les eaux se situaient dans des intervalles témoignant de conditions eutrophes, contrairement à l'objectif de conditions mésotrophes. Les concentrations de PT en eaux libres au printemps dans le bassin central étaient supérieures à l'objectif relatif aux substances, mais se situaient dans une plage témoignant de conditions mésotrophes. Les concentrations de chlorophylle a dans les eaux libres du bassin central en été témoignaient de conditions oligomésotrophes. Les concentrations de PT dans les eaux libres au printemps et les concentrations de chlorophylle a en été dans le bassin est étaient proches des objectifs relatifs aux substances de 10 µg/l pour le PT et de 2,6 µg/l pour la chlorophylle a et, combinées, elles témoignaient de conditions oligomésotrophes. Dans l'ensemble, les concentrations de PT et de chlorophylle a étaient les plus élevées et les plus variables d'une année à l'autre dans le bassin ouest, et de 2017 à 2021, les trois bassins se situaient dans la plage des valeurs observées au cours des 15 à 20 années précédentes.
- **Cyanobactéries et EAN** : La gravité de la prolifération des algues dans le bassin ouest dépassait les niveaux cibles de l'indice de gravité (IG) de prolifération de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), selon laquelle un IG de 2,9 correspond au seuil cible de l'IRE de 9 600 TM de biomasse moyenne maximale de cyanobactéries sur 30 jours pour le bassin ouest (figure R-3). L'IG observé a varié de 3 à 8 au cours de la période d'évaluation de cinq ans. La gravité de la prolifération en 2017, en 2019 et en 2021 a varié de modérément grave à grave, et elle était modérément grave en 2018 et en 2020. Les paramètres de gravité de la prolifération d'ECCC (c.-à-d. EOLakeWatch, 2022) ont donné des résultats semblables.

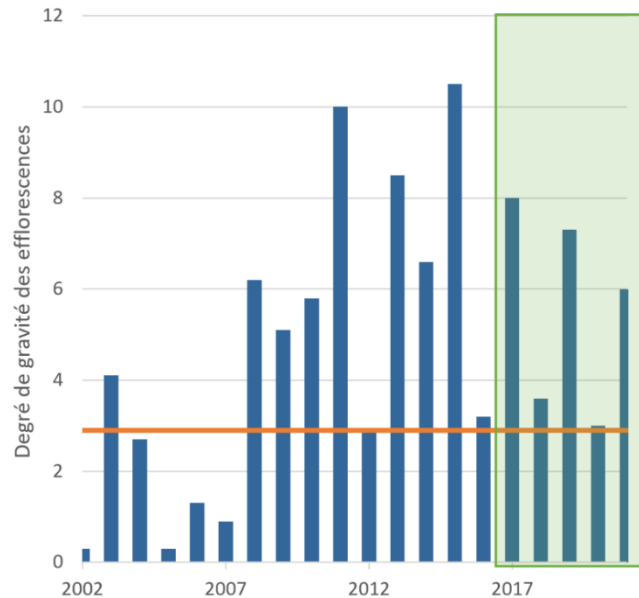


Figure R 3. Indice de gravité de la prolifération dans le lac Érié (NOAA), de 2004 à 2021, avec mise en évidence de la période d'évaluation (ombrage vert; adapté d'ErieStat).

- **Hypoxie :** Les concentrations d'oxygène dissous dans le bassin central du lac Érié présentaient une forte variabilité interannuelle et ont atteint le seuil cible de concentration moyenne d'oxygène dissous dans l'hypolimnion en août et en septembre (égale ou supérieure à 2 mg/l) au cours de trois des cinq années de la période d'évaluation (figure R-4).

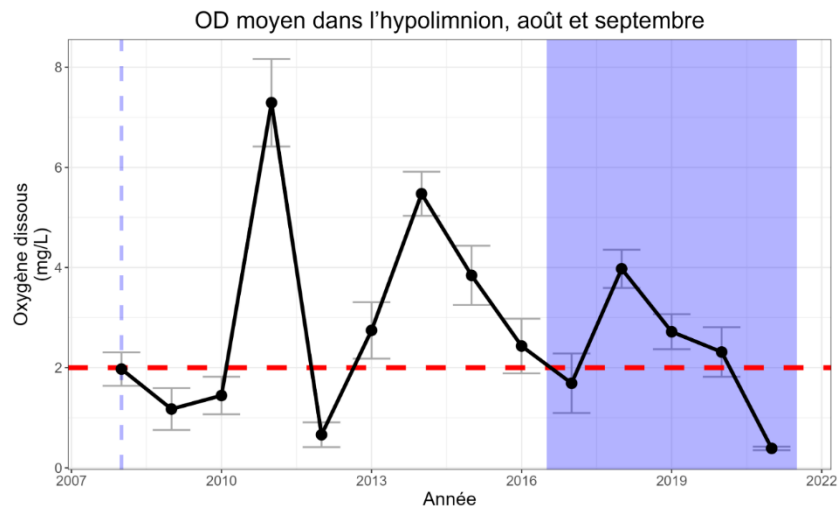


Figure R 4. Concentration moyenne d'oxygène dissous dans l'hypolimnion en août et septembre, de 2008 à 2021, avec mise en évidence de la période d'évaluation en cours (ombrage violet).

- **Algues nuisibles :** La biomasse des algues benthiques varie d'une année à l'autre et est souvent égale ou supérieure au seuil de nuisance dans les sites peu profonds échantillonnés du bassin est, tandis que dans les sites plus profonds (> 3 m), elle est généralement inférieure au seuil de nuisance. L'importante variation interannuelle fait en sorte qu'il est difficile de dégager des tendances.

En résumé, le lac Érié continue de présenter des conditions eutrophes, comme l'indiquent les concentrations de phosphore et de chlorophylle a, ainsi que la présence continue d'EAN dans le bassin ouest. Les concentrations de phosphore et de chlorophylle a dans les bassins central et est étaient relativement stables pendant la période d'évaluation et correspondaient aux OEL connexes des conditions trophiques, bien que l'hypoxie du bassin central persiste. Les algues benthiques nuisibles restent un enjeu dans le bassin est.

Recommandations pour améliorer la capacité à évaluer les progrès

Dans le cadre de l'évaluation quinquennale, l'équipe de travail sur la GA a examiné les données et les efforts binationaux de collaboration menés conformément à l'annexe 4 de l'AQEGL et a formulé des recommandations en matière d'activités de surveillance, de modélisation et de recherche afin d'atteindre les objectifs de la prochaine évaluation quinquennale. Les recommandations générales sont les suivantes :

- mettre en place des processus plus formels et plus réguliers pour élaborer et vérifier des hypothèses sur les relations charge-réponse afin de cerner plus efficacement les principales incertitudes;
- coordonner et étendre stratégiquement les efforts de surveillance afin de renforcer la capacité à :
 - évaluer la réponse du lac aux charges en éléments nutritifs;
 - élaborer et améliorer des modèles écosystémiques;
 - favoriser l'amélioration des technologies et des méthodes de surveillance actuelles;
 - soutenir la mise au point de nouvelles technologies et méthodes de surveillance;
 - cerner les lacunes dans les connaissances et définir les priorités de recherche;
- peaufiner et améliorer les méthodes et les modèles afin de mieux évaluer les relations entre les charges et la réponse des écosystèmes;
- envisager d'étendre les IRE afin d'améliorer la capacité à évaluer les progrès réalisés à l'égard des OEL, en tenant compte de l'évolution de la couverture et de la qualité des données.

Pour obtenir plus de renseignements à cet égard, y compris des suggestions précises relatives à chaque composante de l'évaluation (état trophique, hypoxie, etc.), consulter la section 5.2.2.

Conclusion

Outre la variabilité interannuelle, il n'y a pas eu de variation claire des charges en phosphore dans le lac Érié au cours de la période s'échelonnant de 2017 à 2021. Comme on pouvait s'y attendre en raison de l'absence de variation des charges en phosphore, les objectifs relatifs aux conditions dans le lac n'ont pas été atteints. Cette conclusion (c.-à-d. que les cibles en matière de charges et les objectifs de conditions dans le lac n'ont pas été atteints) ne doit pas être interprétée comme une absence de progrès, car une amélioration observable de la qualité de l'eau nécessitera une réduction importante et durable des charges en phosphore. Il existe un décalage attendu entre la mise en œuvre des pratiques exemplaires de gestion (PEG) et les réductions de charges observables dans les bassins versants, et le délai d'exécution de cette évaluation était relativement court. Notamment, de nombreux indicateurs

d'eutrophisation analysés dans le cadre de la présente étude et d'autres études montrent que les conditions dans le lac ne se sont pas aggravées ces dernières années. De plus, les conclusions de l'évaluation sont conformes au large consensus selon lequel le phosphore demeure le principal facteur de prolifération des EAN et d'hypoxie dans le lac Érié, et le facteur le plus facile à gérer.

La première évaluation quinquennale est l'évaluation initiale des progrès réalisés et une référence pour le suivi des progrès futurs à l'égard de nos objectifs binationaux. Des efforts considérables sont actuellement déployés au Canada et aux États-Unis pour réduire les charges en phosphore dans le lac Érié. Lorsqu'ils seront déployés à grande échelle et qu'ils auront bénéficié de suffisamment de temps pour être efficaces, ces efforts devraient permettre d'améliorer la qualité de l'eau du lac Érié et la santé de son écosystème. Il est clair qu'il faudra plus de temps pour réduire les charges et éliminer du système le phosphore actuel et hérité du passé, et permettre au lac de répondre et de se rétablir. Les changements climatiques continueront d'influer sur les quantités et les régimes de rejets à l'avenir. L'un des principaux défis à relever pour atteindre les cibles de réduction des charges consistera donc à réduire les charges en phosphore malgré la variabilité et les tendances en matière de rejets.

Entre-temps, des progrès importants sont réalisés; en effet nous comprenons mieux les relations entre les charges en phosphore et la réponse du lac. L'amélioration des activités de surveillance, de modélisation et de recherche nous permet de continuer à approfondir nos connaissances et contribue à cerner les domaines qui demanderont d'autres études. Il s'agit notamment du rôle que l'azote et d'autres facteurs jouent dans la toxicité des efflorescences, de la contribution relative des processus des sédiments et de la colonne d'eau dans l'hypoxie, et de l'importance des charges provenant du réseau hydrologique des rivières Sainte-Claire et Détroit. Ce cycle de création de connaissances, de communication d'informations et de collaboration constitue l'épine dorsale de la GA et permettra au bout du compte d'accélérer les progrès réalisés à l'égard des OEL liés aux éléments nutritifs, définis pour le lac Érié.

TABLE DES MATIÈRES

Résumé	ii
Liste des figures	xii
Liste des tableaux.....	xiii
Remerciements.....	xiv
1 Introduction	1
1.1 Contexte	1
1.2 Étendue géographique	2
1.3 Objectifs relatifs à l'écosystème du lac, cibles de réduction du phosphore et indicateurs de réponse à l'eutrophisation	2
1.4 Plans d'action nationaux et efforts binationaux de GA.....	4
1.5 Cadre binational de gestion adaptative et mise en œuvre	5
2 Charges en phosphore dans le lac Érié	7
2.1 Introduction.....	7
2.2 Charges en phosphore : État et tendances	7
2.2.1 Charges printanières en phosphore dans le bassin ouest en provenance de la rivière Maumee	7
2.2.2 Charges printanières en phosphore provenant des affluents prioritaires	12
2.2.3 Charges annuelles en phosphore dans le bassin central	16
2.3 Résumé et discussion	23
2.3.1 Résumé des résultats et interprétation	23
2.3.2 Estimation des variations des charges sans l'influence des rejets	23
2.3.3 Zones d'incertitude	26
2.3.4 Priorités en matière de surveillance, de modélisation et de recherche.....	27
3 Réponse du lac aux charges en éléments nutritifs	27
3.1 Introduction.....	27
3.2 Conditions trophiques	28
3.2.1 Résumé des observations – État trophique, 2017 à 2021	29
3.2.2 Priorités en matière de surveillance, de modélisation et de recherche – État trophique..	30
3.3 Cyanobactéries/efflorescences d'algues nuisibles.....	30
3.3.1 Résumé des observations – Cyanobactéries/EAN, 2017 à 2021	31
3.3.2 Interprétation des observations – Cyanobactéries/EAN, 2017 à 2021	36

3.3.3	Priorités en matière de surveillance, de modélisation et de recherche – Cyanobactéries/EAN	38
3.4	Composition de la communauté d’algues dans les eaux côtières.....	38
3.4.1	Résumé des observations – Composition de la communauté d’algues près du rivage, 2017 à 2021.....	39
3.4.2	Interprétation des observations – Composition de la communauté d’algues près du rivage, 2017 à 2021.....	40
3.4.3	Priorités en matière de surveillance, de modélisation et de recherche – Composition de la communauté d’algues près du rivage.....	41
3.5	Hypoxie	41
3.5.1	Résumé des observations – Hypoxie, 2017 à 2021.....	42
3.5.2	Interprétation des observations – Hypoxie, 2017 à 2021.....	43
3.5.3	Priorités en matière de surveillance, de modélisation et de recherche – Hypoxie	44
3.6	Algues nuisibles	45
4	Modèles de l’écosystème du lac Érié, recherche et collaboration	48
4.1	Introduction.....	48
4.2	Progrès dans la modélisation de la réponse de l’écosystème.....	48
4.3	Autres progrès dans la compréhension des relations charge-réponse.....	49
4.4	Communication, éducation et sensibilisation	50
4.4.1	Collaboration en matière de GA dans le cadre du PAN	51
4.4.2	Collaboration scientifique binationale et interorganismes	51
4.4.3	Participation à des symposiums de recherche	51
5	Priorités recommandées pour l’amélioration de l’évaluation.....	52
5.1	Introduction – Domaines d’intérêt principaux.....	52
5.2	Priorités recommandées	52
5.2.1	Recommandations générales.....	53
5.2.2	Recommandations en matière de surveillance, de modélisation et de recherche	54
6	Références	61
7	Annexes.....	69
7.1	Analyse documentaire – Synthèse des recherches récentes (après 2017).....	69
7.2	Annexe 1 : Tableaux et figures supplémentaires	75
7.2.1	Figures des affluents prioritaires au printemps.....	80
7.2.2	Valeurs P des tendances en matière de charges des affluents prioritaires au printemps .	90
7.2.3	Figures des charges en PT annuelles.....	90

7.2.4	Figures des charges en azote (WRTDS).....	95
7.2.5	Figures des concentrations d'éléments nutritifs dans le lac.....	96

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Portée du cadre binational de GA des éléments nutritifs présents dans le lac Érié. (Source : Environnement et Changement climatique Canada).....	2
Figure 2. Rôle de l'évaluation des progrès relativement à la GA des éléments nutritifs présents dans le lac Érié.....	6
Figure 3. Carte du bassin versant de la rivière Maumee. Source : Wikimedia.....	8
Figure 4. Charges printanières en PT (barres grises) dans le lac Érié en provenance de la rivière Maumee pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021.....	9
Figure 5. Charges printanières en PRD (barres grises) dans le lac Érié en provenance de la rivière Maumee pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021.....	10
Figure 6. CMPD printanières de PT (barres grises) de la rivière Maumee pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021.....	11
Figure 7. CMPD printanières de PRD (barres grises) de la rivière Maumee pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021.....	11
Figure 8. Charges printanières en phosphore total (barres grises) provenant de la rivière Thames pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021.....	15
Figure 9. Charges printanières en phosphore total (barres grises) provenant de la rivière Huron (Ohio) pendant les années hydrologiques de 2009 à 2021.....	16
Figure 10. Charges annuelles en phosphore total dans le bassin central du lac Érié.....	17
Figure 11. Charges annuelles en phosphore total par pays dans le bassin central du lac Érié.....	18
Figure 12. Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Maumee pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021.....	19
Figure 13 : Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Grand (Ohio) pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021.....	21
Figure 14. Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Vermilion pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021.....	22
Figure 15. Rejets quotidiens moyens de 1982 à 2021 pour la rivière Maumee, mesurés à Waterville, Ohio. Source : F. Rowland, mise à jour de Rowland et coll. (2021).....	24
Figure 16. Charges réelles (cercles bleu foncé) et charges normalisées en fonction des rejets (cercles bleu clair) pour le phosphore total (a) et le phosphore réactif dissous (b) de la rivière Maumee de 1982 à 2021. Source : F. Rowland, mise à jour de Rowland et coll. (2021).....	25

Figure 17. Concentrations moyennes (\pm ES) de phosphore total au printemps (avril à mai) dans les bassins ouest, central et est du lac Érié.	29
Figure 18. Concentrations moyennes (\pm ES) de chlorophylle a en été (juin à août) dans les bassins ouest, central et est du lac Érié.	30
Figure 19. Résumé des conditions d’efflorescence de la zone ouest du lac Érié pour la période de 2017 à 2021.	33
Figure 20. Indice de gravité de la prolifération dans le lac Érié (NOAA), de 2004 à 2021 (adapté d’ErieStat).	34
Figure 21. Gravité moyenne et maximale des efflorescences dans le lac Érié de juin à octobre (ECCC), de 2017 à 2021. (Données d’EOLakeWatch, 2022)	35
Figure 22. Stations de surveillance où les cyanotoxines sont mesurées (Groupe de travail sur les EAN, septembre 2021).....	36
Figure 23. Indice de gravité de la prolifération réel et prévu (NOAA) de 2002 à 2021.	37
Figure 24. Charges printanières de PT et de PRD de la rivière Maumee, respectivement, représentées par la gravité des efflorescences (NOAA) sur l’axe secondaire. (Données d’ErieStat)	38
Figure 25. Abondance relative des groupes de phytoplancton collectés dans le bassin ouest du lac Érié dans le cadre du programme de surveillance biologique des Grands Lacs du GLNPO.....	40
Figure 26. Réductions printanières de PT et de PRD, par rapport à la valeur de référence de 2008, pour les quatre affluents qui ont établi des cibles de charges printanières en phosphore. (Données d’ErieStat)	41
Figure 27. Concentration moyenne (\pm ES) d’oxygène dissous dans l’hypolimnion en août et septembre, d’après le programme de surveillance de l’oxygène dissous dans le lac Érié du GLNPO.	43
Figure 28. Lieux d’enquête du programme de surveillance de l’oxygène dissous dans le lac Érié du GLNPO, superposés à la carte bathymétrique du lac Érié (EPA des É.-U., 2023).	44
Figure 29. Mesures de la biomasse de <i>Cladophora</i> dans le lac Érié, 2012 à 2022. Contient des données préliminaires en cours d’examen (source : Evans et McCusker, 2022).	47

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Cibles binationales de réduction des charges en phosphore et OEL, IRE et résultats attendus connexes	3
Tableau 2. Informations sur les charges printanières pour les bassins versants prioritaires.....	13
Tableau 3. Informations sur les charges annuelles pour les bassins versants prioritaires.	20

REMERCIEMENTS

Nous aimerions souligner les efforts, anciens et actuels, de l'équipe de travail sur la gestion adaptative du Sous-comité de l'annexe 4 sur les éléments nutritifs de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, ainsi que son engagement et sa contribution à la présente évaluation. Ce travail a bénéficié du soutien du Bureau du Programme National des Grands Lacs de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA) dans le cadre du contrat n° GS00Q14OADU116, commande de prestation n° 47QFLA22F0075EPA de la General Services Administration (GSA), Scientific and Technical Support for the Great Lakes National Program Office (GLNPO), avec la General Dynamics Information Technology (GDIT), sous la direction de Ken Klewin, personne-ressource technique de l'USEPA.

Nous remercions également les scientifiques et les programmes canadiens et américains mentionnés dans le rapport. Leurs activités de surveillance, de modélisation et de recherche leur ont permis de nous fournir les données nécessaires à cette évaluation. Nombre d'entre eux ont également apporté une précieuse contribution au processus en participant à des ateliers et réunions connexes, ou en formulant directement des commentaires pendant la préparation du rapport.

1 INTRODUCTION

1.1 CONTEXTE

Le surenrichissement en éléments nutritifs entraînant une prolifération excessive des algues, ou eutrophisation, constitue une menace importante pour le lac Érié. Les efflorescences d'algues nuisibles (EAN) se sont multipliées depuis la fin des années 1990, des épisodes de faible teneur en oxygène (ou hypoxie) continuent d'avoir lieu dans le bassin central et des macroalgues nuisibles (p. ex., *Cladophora*) ont fréquemment souillé les plages et obstrué les prises d'eau. Il a été établi que le phosphore total (PT) et le phosphore réactif dissous (PRD) provenant des affluents sont deux des principaux facteurs responsables des enjeux d'EAN et d'hypoxie, et que ceux-ci contribuent à la prolifération des macroalgues nuisibles au moyen d'un ensemble de processus environnementaux complexes.

En vertu de l'annexe 4 (Éléments nutritifs) de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) de 2012, le Canada et les États-Unis se sont engagés à remédier à l'eutrophisation du lac Érié en établissant des objectifs relatifs à l'écosystème du lac (OEL), des cibles de réduction des charges en phosphore, des stratégies de réduction du phosphore et des plans d'action nationaux (PAN) de gestion des éléments nutritifs. Les deux pays ont convenu de s'appuyer sur une approche de gestion adaptative (GA) pour atteindre les OEL.

L'équipe de travail sur la GA du Sous-comité de l'annexe 4 supervise un cadre binational officiel de GA pour les éléments nutritifs dans le lac Érié. Cet effort nécessite l'application d'activités de surveillance, de modélisation et de recherche pour évaluer la réponse du lac aux variations des charges en phosphore. L'objectif principal de l'équipe de travail sur la GA est d'élaborer et de mettre en œuvre un processus officiel de GA afin d'assurer un suivi des progrès réalisés à l'égard des OEL établis pour le lac Érié.

Le présent rapport expose les conclusions de l'équipe de travail binationale sur la GA concernant les progrès réalisés à l'égard des OEL liés aux éléments nutritifs établis pour le lac Érié. Il s'agit de la première évaluation binationale de la GA effectuée depuis la mise en place des PAN de gestion des éléments nutritifs en 2018; cette évaluation vise la période de cinq ans allant de 2017 à 2021. Le rapport :

- comprend des données sur les charges en éléments nutritifs (section 2);
- présente des données sur les conditions lacustres et les signes de progrès en ce qui concerne :
 - les conditions trophiques (section 3.2);
 - les cyanobactéries et les EAN (section 3.3);
 - la composition de la communauté d'algues dans les eaux littorales (section 3.4);
 - l'hypoxie (section 3.5);
 - les algues nuisibles (section 3.6);
- décrit les progrès réalisés en matière de modélisation, de recherche et de collaboration (section 4);

- présente les priorités recommandées pour la surveillance, la modélisation et la recherche afin de soutenir les futurs efforts binationaux de GA pour le lac Érié (section 5).

Le reste de la section fournit des données sur les OEL et les efforts binationaux de GA. Les sections 2 à 5 du rapport exposent les conclusions de l'évaluation quinquennale et les priorités recommandées pour contribuer aux futurs efforts binationaux de GA du lac Érié.

1.2 ÉTENDUE GÉOGRAPHIQUE

L'évaluation de la GA est axée sur trois enjeux clés (EAN, hypoxie et algues nuisibles) et est réalisée aux endroits de chacun des trois bassins du lac Érié (ouest, central et est) où ces enjeux se manifestent (Figure 1). L'évaluation tient compte de la réponse de l'écosystème du lac aux charges en phosphore provenant des principaux affluents et du corridor Huron-Érié, y compris le lac Sainte-Claire.

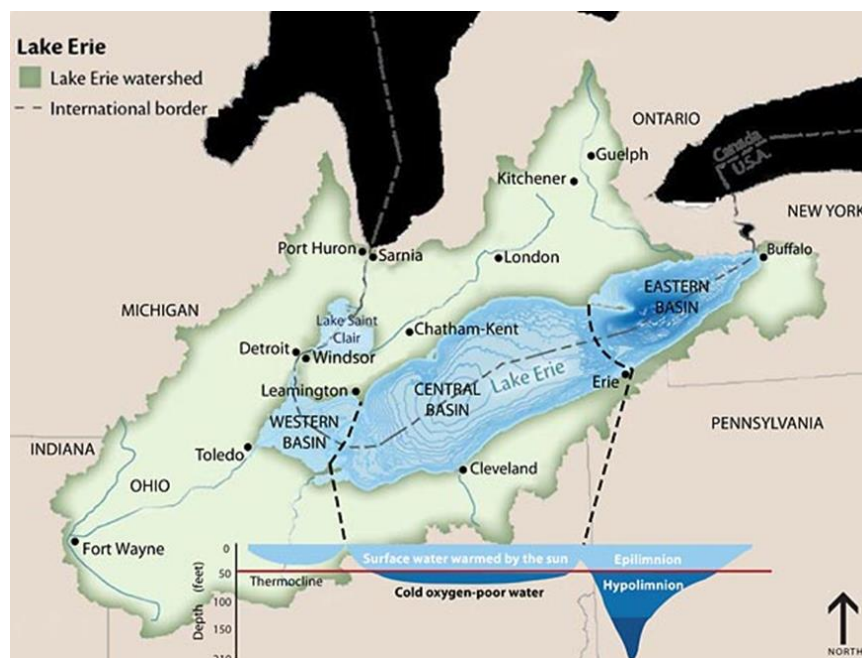


Figure 1. Étendue du cadre binational de GA des éléments nutritifs présents dans le lac Érié. L'image de la zone d'étude illustre le bassin versant, ainsi que le lieu et la bathymétrie de chaque bassin du lac Érié et du lac Sainte-Claire (Source : Environnement et Changement climatique Canada).

1.3 OBJECTIFS RELATIFS À L'ÉCOSYSTÈME DU LAC, CIBLES DE RÉDUCTION DU PHOSPHORE ET INDICATEURS DE RÉPONSE À L'EUTROPHISATION

En vertu de l'annexe 4 de l'AQEGL de 2012, le Canada et les États-Unis ont établi des OEL pour orienter les efforts binationaux de gestion des éléments nutritifs (tableau R-3).

Pour atteindre ces OEL, le Canada et les États-Unis ont convenu de fixer des objectifs relatifs aux substances, définis par des concentrations cibles de phosphore, pour chaque Grand Lac, et d'établir des cibles et des attributions de charges en phosphore, le cas échéant, afin d'atteindre ces objectifs relatifs

aux substances. L'AQEGL de 2012 comprend des objectifs provisoires relatifs aux substances pour les concentrations de PT dans les eaux libres (c.-à-d. 15 µg/l, représentant la moyenne printanière dans le bassin ouest du lac Érié, et 10 µg/l, représentant la moyenne printanière dans les bassins central et est du lac Érié), ainsi que des cibles provisoires de charges en phosphore pour chacun des Grands Lacs.

En 2013, le Sous-comité de l'annexe 4 a mis sur pied l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles afin que celle-ci recommande une révision des objectifs relatifs aux substances et aux cibles de charges en phosphore pour le lac Érié. S'ils sont satisfaits, ces objectifs devraient permettre d'atteindre les OEL. Dans le rapport final du Sous-comité de l'annexe 4, le sous-comité recommandait des objectifs de charges en phosphore pour atteindre les OEL, exprimés en diminutions par rapport aux charges de 2008, ainsi que des indicateurs de réponse à l'eutrophisation (IRE) et des seuils connexes qui pourraient être utilisés pour évaluer la réponse de l'écosystème du lac à la réduction des charges en phosphore. En 2016, le Canada et les États-Unis ont accepté les cibles recommandées de réduction des charges en phosphore.

Les cibles adoptées étaient axées sur la diminution des charges printanières (de mars à juillet) en PT et en PRD dans le bassin ouest en provenance de la rivière Maumee, sur la diminution des charges printanières en PT et en PRD en provenance des affluents prioritaires et sur la diminution des charges annuelles en PT dans le bassin central (dont les deux charges pénétrant directement dans le bassin central et les charges en PT pénétrant dans le bassin ouest, les deux bassins se déversant dans le bassin central). Chacune de ces cibles concerne directement un OEL précis et devrait contribuer à d'autres OEL, notamment au maintien des conditions trophiques souhaitées dans les trois bassins du lac Érié. Dans le Tableau 1 sont présentés les relations entre les cibles de réduction des charges en phosphore ainsi que les OEL liés aux éléments nutritifs dans le lac Érié.

Tableau 1. Cibles binationales de réduction des charges en phosphore et OEL, IRE et résultats attendus connexes

Cible de réduction des charges en phosphore	OEL, IRE et résultats attendus connexes
Une réduction de 40 % des charges printanières en PT et en PRD provenant de la rivière Maumee aux États-Unis	<p>Objectif principal des OEL : Maintenir la biomasse des cyanobactéries à des niveaux qui n'occasionnent pas de concentrations de toxines constituant une menace pour la santé humaine ou de l'écosystème dans les eaux du bassin ouest du lac Érié.</p> <p>IRE et seuil cible : La biomasse moyenne maximale de cyanobactéries sur 30 jours, dans le bassin ouest, est inférieure ou égale à la biomasse d'efflorescences observée en 2004 ou en 2012 ($\leq 9\ 600\ \text{TM}$) 90 % du temps (9 années sur 10).</p> <p>Résultats attendus, y compris les relations secondaires avec les OEL : L'atteinte de la cible de réduction des charges permettra de réduire les efflorescences de cyanobactéries à des niveaux non graves. Elle contribuera également à maintenir une composition d'espèces d'algues compatible avec un habitat aquatique sain dans les eaux littorales de l'embouchure de la rivière Maumee et avec l'état trophique souhaité dans le bassin ouest.</p>
Une réduction de 40 % des charges printanières en PT et en PRD dans les bassins versants suivants où les	<p>Objectif principal des OEL : Conserver les espèces d'algues compatibles avec des écosystèmes aquatiques sains dans les eaux littorales des bassins ouest et central du lac Érié.</p> <p>IRE : Indicateur(s)/paramètre(s) évalué(s)</p>

<p>algues constituent un enjeu localisé. <u>Canada</u> : rivière Thames et affluents de Leamington</p> <p><u>États-Unis</u> : rivière Maumee, rivière Raisin, rivière Portage, ruisseau Toussaint, rivière Sandusky et rivière Huron</p>	<p>Résultats attendus, y compris les relations secondaires avec les OEL : L'atteinte des cibles de réduction des charges devrait entraîner une diminution de la fréquence et de la gravité des efflorescences localisées de cyanobactéries de plus petite taille à l'embouchure de ces affluents. La réduction des charges provenant des affluents du bassin ouest contribuera également à réduire la fréquence et la gravité des EAN dans le bassin ouest. Elle contribuera par ailleurs à maintenir l'état trophique souhaité dans l'ensemble des bassins.</p>
<p>Une réduction de 40 % des charges en PT dans les bassins ouest et central du lac Érié, en provenance des États-Unis et du Canada, afin d'atteindre des charges annuelles de 6 000 TM dans le bassin central. Cela équivaut à une réduction de 3 316 TM et de 212 TM, respectivement, de la part des États-Unis et du Canada.</p>	<p>Objectif principal des OEL : Réduire l'étendue des zones hypoxiques dans les eaux du bassin central du lac Érié</p> <p>IRE et seuil cible : La concentration moyenne d'oxygène dans l'hypolimnion, en août et en septembre, est égale ou supérieure à 2,0 mg/l.</p> <p>Résultats attendus, y compris les relations secondaires avec les OEL : L'atteinte de la cible de charge permettra de maintenir les concentrations moyennes d'oxygène dans l'hypolimnion, en août et en septembre, à 2,0 mg/l ou plus, d'augmenter l'oxygène dissous dans les sédiments de surface et de réduire les charges internes en phosphore (libération d'oxygène depuis les sédiments) dans le bassin central. Elle contribuera également à diminuer l'étendue des zones hypoxiques dans le bassin central, à améliorer la communauté benthique, à maintenir l'état trophique souhaité dans l'ensemble du bassin, à maintenir ou à améliorer l'habitat du poisson, à améliorer la qualité de l'eau de source aux prises d'eau potable et à maintenir les niveaux de biomasse algale en dessous du niveau où elle constitue une nuisance.</p>

(Sources : Binational.net, 2016; équipe de travail sur les objectifs et les cibles de l'annexe 4 de l'AQEGL, 2015; Sous-comité de l'annexe 4 de l'AQEGL, 2016; et Sous-comité de l'annexe 4 de l'AQEGL, 2019.)

1.4 PLANS D'ACTION NATIONAUX ET EFFORTS BINATIONAUX DE GA

En 2018, le Canada et les États-Unis ont publié leur propre plan d'action national (PAN), lequel décrit des stratégies localisées pour atteindre les nouvelles cibles dans des administrations et des bassins versants précis. Au Canada, le gouvernement fédéral et la province de l'Ontario ont conjointement élaboré le Plan d'action Canada-Ontario pour le lac Érié (PALE). Le gouvernement fédéral américain et les États de l'Ohio, du Michigan, de la Pennsylvanie et de l'Indiana ont créé des PAN (USEPA et coll., 2018). L'État de New York participe au PAN américain. Chaque PAN est axé sur des stratégies et des mesures qui concernent les sources de phosphore, les charges en phosphore et les contextes environnementaux et socio-économiques uniques associés à l'administration, ainsi que les différents rôles des gouvernements fédéraux, provinciaux ou étatiques et des administrations municipales et locales.

Les PAN ont pour but d'évaluer les progrès réalisés et d'adapter les mesures et les initiatives en place pour atteindre les cibles de réduction du phosphore. Les PAN comprennent également des stratégies visant à améliorer la surveillance des charges en phosphore dans les affluents et les bassins versants, à investir dans la recherche afin d'approfondir les connaissances et de mieux comprendre l'efficacité des activités de gestion du phosphore (p. ex., les PEG agricoles), à appliquer des modèles pour prévoir les conditions futures et à assurer la participation des intervenants à l'échelle locale et régionale aux mesures de réduction des charges en phosphore. Les PAN sont révisés et mis à jour tous les cinq ans, s'il y a lieu.

L'effort binational de GA fonctionne séparément des activités de GA exercées à l'échelle nationale. Toutefois, les deux processus sont complémentaires. L'atteinte des OEL pour le lac Érié dépend 1) des mesures nationales de réduction du phosphore, et 2) des diminutions ciblées du phosphore qui permettent d'obtenir la réponse souhaitée du lac. Le premier processus incombe aux instances nationales, avec le soutien d'organismes fédéraux, tandis que le second est l'élément central du cadre binational de GA des éléments nutritifs présents dans le lac Érié.

1.5 CADRE BINATIONAL DE GESTION ADAPTATIVE ET MISE EN ŒUVRE

Le cadre binational de GA des éléments nutritifs présents dans le lac Érié décrit le processus binational de GA. Le cadre prévoit la réunion périodique de cinq groupes de travail techniques créés par l'équipe de travail sur la GA, dont trois groupes de travail spécialisés (EAN, hypoxie et algues nuisibles), un groupe de travail sur les données et la modélisation, et un groupe de travail sur les charges. Conformément au cadre de GA, les groupes de travail spécialisés réuniront des experts d'organismes fédéraux, provinciaux et étatiques et d'autres organisations participantes en vue d'orienter l'évaluation binationale de la GA, dont les objectifs sont d'évaluer la réponse de l'écosystème (figure 2), d'améliorer les plans de surveillance, de prioriser les incertitudes et de formuler les questions et les hypothèses de recherche. Les groupes de travail procéderont également à un inventaire et à une synthèse des activités de recherche spécialisés afin de cerner les lacunes et de recommander à l'équipe de travail sur la GA les activités de recherche à effectuer en priorité.

Le cadre de GA précise que l'équipe de travail sur la GA effectuera une évaluation binationale de la GA afin d'évaluer la réponse de l'écosystème. Le présent rapport décrit la première évaluation de ce type et comprend des données produites par les groupes de travail sur les charges, les EAN, les algues nuisibles, et les données et la modélisation, ainsi que les données recueillies lors d'un atelier sur l'hypoxie en 2021. Cette structure organisationnelle et le processus de l'évaluation binationale de la GA du lac Érié sont illustrés dans la Figure 2.

Les activités suivantes ont été menées à l'appui de la GA des éléments nutritifs présents dans le lac Érié, en général, et de l'évaluation binationale quinquennale de la GA, en particulier.

- Charges : Le groupe de travail sur les charges estime chaque année les charges annuelles et saisonnières en phosphore tout en collaborant avec l'équipe de travail sur la GA pour la production de rapports et l'évaluation. Ce groupe est composé d'experts des gouvernements fédéraux américain et canadien.
- EAN : Le groupe de travail sur les efflorescences d'algues nuisibles, composé d'organismes fédéraux, étatiques et provinciaux américains et canadiens et de partenaires universitaires, a formulé des recommandations pour une surveillance binationale coordonnée des EAN dans les lacs Érié et Sainte-Claire en 2021.
- Hypoxie : En 2021, le Cooperative Institute for Great Lakes Research (CIGLR) a organisé un sommet sur l'hypoxie, au cours duquel des participants représentant des organismes fédéraux, provinciaux et étatiques, des partenaires universitaires et d'autres groupes d'intervenants ont examiné l'état des connaissances scientifiques et évalué les approches de suivi des progrès réalisés dans la diminution de l'hypoxie dans le lac Érié. Nous avons rassemblé les notes de discussion issues des

webinaires et des réunions en petits groupes du Sommet en vue de formuler des recommandations à l'égard de la surveillance, de la quantification, du suivi et de la communication des variations en matière d'hypoxie, qui ont été publiées en novembre 2022.

- **Algues nuisibles :** Le groupe de travail sur les *Cladophora* (anciennement l'équipe de travail sur le bassin est) a vérifié si les données scientifiques actuelles sont suffisantes pour élaborer des cibles binationales de réduction des charges en phosphore et des *Cladophora* dans le bassin est du lac Érié. L'équipe, composée d'experts en la matière et de représentants d'organismes fédéraux, provinciaux et étatiques ainsi que d'autres institutions participant aux travaux dans le bassin est du lac Érié, a produit un rapport de recommandation en octobre 2020.
- **Modélisation :** Le groupe de travail sur les données et la modélisation harmonise la collecte et la synthèse des données produites par les programmes binationaux de surveillance et de recherche, et utilise ces données pour élaborer et exploiter des modèles lacustres afin d'évaluer les relations entre l'apport d'éléments nutritifs et la réponse de l'écosystème. Ce groupe de travail est composé de représentants d'organismes gouvernementaux et d'universités, ainsi que d'autres chercheurs.

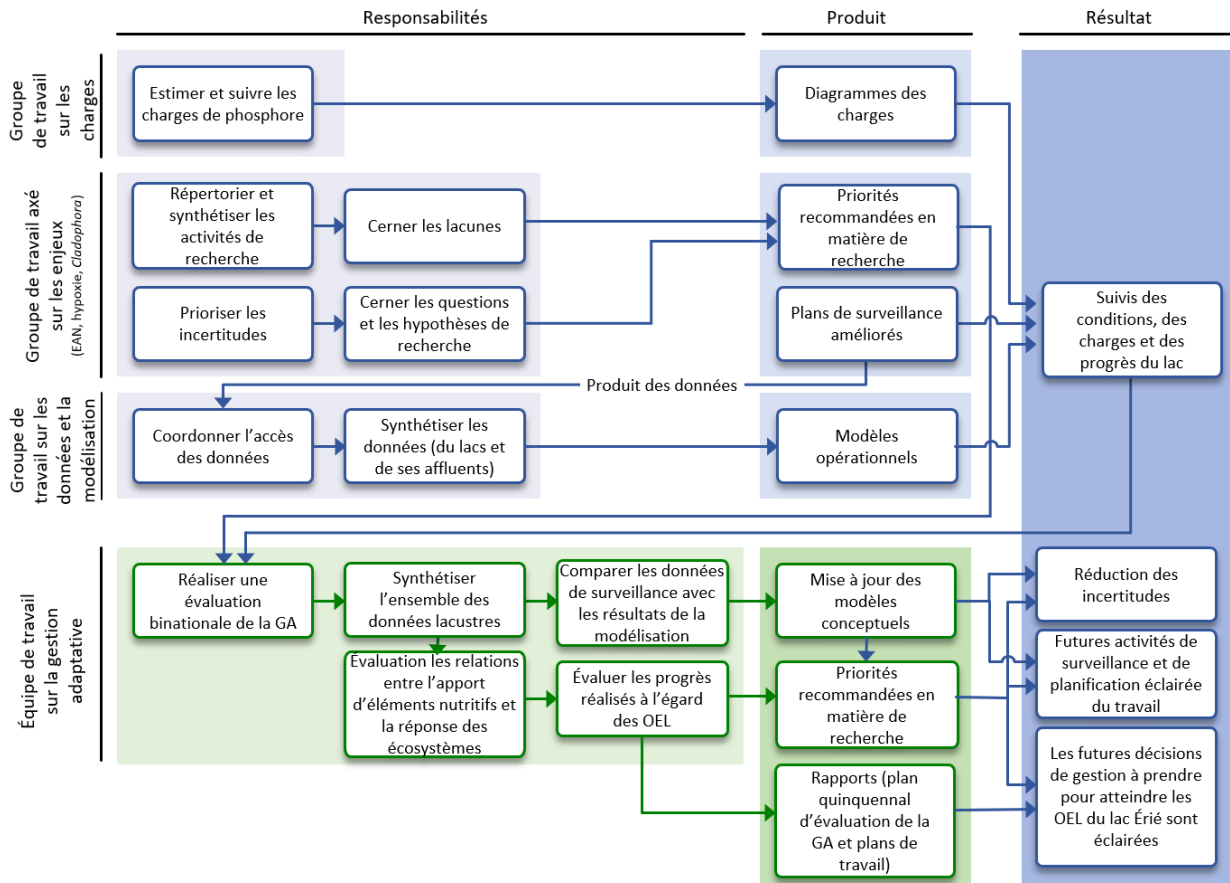


Figure 2. Rôle de l'évaluation des progrès réalisés à relativement à la GA des éléments nutritifs présents dans le lac Érié. Les activités de l'évaluation quinquennale sont mises en évidence dans les cases à ombrage vert, en bas et à gauche du diagramme.

2 CHARGES EN PHOSPHORE DANS LE LAC ÉRIÉ

2.1 INTRODUCTION

Trois cibles de réduction des charges en phosphore ont été élaborées par l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles de l'annexe 4 (2015) et adoptées par le Sous-comité de l'annexe 4 en 2016 pour atteindre les OEL de l'AQEG : 1) réduction des charges printanières en PT et en PRD provenant de la rivière Maumee pour réduire les biomasses de cyanobactéries et les toxines associées dans le bassin ouest du lac Érié, 2) réduction des charges printanières en PT et en PRD provenant des affluents prioritaires présentant des efflorescences algales localisées, et 3) réduction des charges annuelles en PT dans le bassin central pour réduire au minimum l'étendue des zones hypoxiques. Une réduction de 40 % des charges par rapport à celles de 2008 a été adoptée sur la base d'un vaste effort binational de modélisation. L'évaluation des progrès réalisés à l'égard de ces cibles de réduction nécessite une coordination binationale avec les organismes fédéraux, étatiques, provinciaux et locaux, et les universités pour recueillir les données nécessaires au calcul des charges dans l'ensemble du bassin du lac Érié. Les calculs des charges sont effectués chaque année par le groupe de travail sur les charges de l'annexe 4, lequel a fourni les données sur les charges utilisées pour cette évaluation.

2.2 CHARGES EN PHOSPHORE : ÉTAT ET TENDANCES

2.2.1 Charges printanières en phosphore dans le bassin ouest en provenance de la rivière Maumee

La rivière Maumee s'écoule dans le bassin ouest du lac Érié, son bassin versant étant situé dans l'Ohio, l'Indiana et le Michigan (Figure 3). Il s'agit du plus grand bassin versant du bassin du lac Érié (17 010 km²) et de la plus grande source des charges en phosphore (charges annuelles moyennes en PT de 2 523 TM de 2008 à 2021). Les terres du bassin versant sont principalement utilisées pour l'agriculture, et la majeure partie des charges en PT provient de sources diffuses (91 %¹), bien que les charges des municipalités (p. ex., Toledo, en Ohio, et Fort Wayne, en Indiana) et du développement industriel contribuent également aux sources ponctuelles (9 % des charges annuelles en PT).

¹ Estimation pour les zones surveillées et non surveillées du bassin versant de la rivière Maumee, d'après les calculs du groupe de travail sur les charges de l'annexe 4.



Figure 3. Carte du bassin versant de la rivière Maumee. Source : [Wikimedia](#).

Dans le bassin ouest, les charges importantes en PT et en PRD et les concentrations élevées de PT et de PRD qui proviennent de la rivière Maumee alimentent les efflorescences algales, et plusieurs études ont déterminé que les charges printanières en phosphore de la rivière Maumee est le principal facteur contribuant à la biomasse de cyanobactéries dans le bassin ouest du lac Érié (Obenour et coll., 2014, Stumpf et coll., 2016, Scavia et coll., 2016). D’après ces résultats et une étude multimodèle (Scavia et coll., 2016), l’équipe de travail sur les objectifs et les cibles de l’annexe 4 a adopté une cible de réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008, dans le but de limiter la biomasse de cyanobactéries et les toxines connexes. Des efforts considérables, dont les PAN et les programmes créés par des organismes fédéraux américains (p. ex., USDA NRCS, 2016b; USEPA et coll., 2018) et les États de l’Ohio ([PAN](#), [H2Ohio](#)), de l’Indiana ([PAN](#)) et du Michigan ([PAN](#), [Plan de GA](#)), ont été déployés dans le bassin versant de la rivière Maumee pour réduire les charges en phosphore.

Cible de réduction des charges en phosphore
Réduction de 40 % des charges printanières en PT et en PRD provenant de la rivière Maumee aux États-Unis.

Les charges printanières en PT et en PRD de la rivière Maumee, mesurées au site de surveillance de Waterville, en Ohio, sont calculées à l’aide de données fournies par l’United States Geological Survey (USGS) et le National Center for Water Quality Research (NCWQR) de l’Université de Heidelberg. Les charges quotidiennes sont calculées comme le produit des rejets moyens quotidiens à la jauge de l’USGS à Waterville, en Ohio, et de la concentration moyenne en éléments nutritifs (PT, PRD) d’un à trois échantillons prélevés par jour par les échantillonneurs automatiques du NCWQR qui sont situés légèrement en amont de la jauge de l’USGS. Les charges printanières totales pour chaque année hydrologique sont obtenues en additionnant les charges quotidiennes du 1^{er} mars au 31 juillet de la même année.

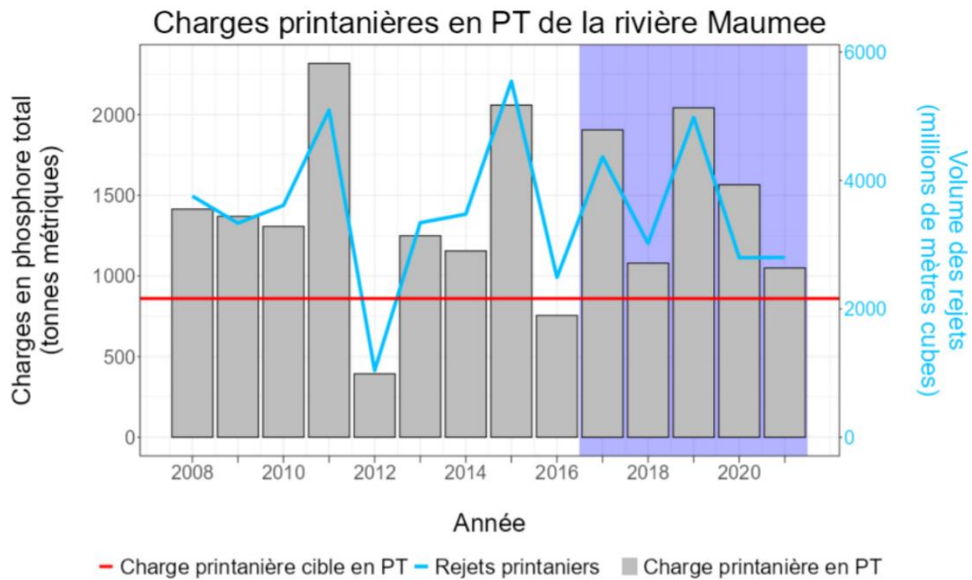


Figure 4. Charges printanières en PT (barres grises) dans le lac Érié en provenance de la rivière Maumee, pendant les années hydrologiques s'échelonnant de 2008 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008), et la ligne bleue, les rejets printaniers totaux. La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021.

Les charges printanières en PT de la rivière Maumee ont varié de 1 049 à 2 042 TM (moyenne = 1 528 TM) pendant la période d'évaluation de cinq ans (Figure 4). Comme c'était le cas dans la période précédente, les variations interannuelles des charges printanières en PT sont largement corrélées aux variations des rejets printaniers. Les deux années présentant les charges en PT les plus élevées au printemps (2017 et 2019) ont connu des rejets totaux supérieurs à 4 000 millions de mètres cubes, tandis que les deux années présentant les charges en PT les plus faibles au printemps (2018 et 2021) ont été marquées par des rejets totaux inférieurs à 3 000 millions de mètres cubes. La cible des charges printanières annuelles en PT de 860 TM n'a jamais été atteinte entre 2017 et 2021 et, depuis 2008, elle n'a été atteinte que lors des deux années où les rejets printaniers totaux ont été les plus faibles, à savoir en 2012 et en 2016.

Les charges printanières en PRD reflétaient étroitement celles en PT (Figure 5). Les charges ont varié de 216 à 399 TM, de 2017 à 2021, pour une moyenne de 284 TM, et ont suivi les variations des rejets printaniers. La cible des charges printanières en PRD de 186 TM n'a pas été atteinte pendant les cinq années de la période d'évaluation quinquennale et a été atteinte pour la dernière fois en 2016.

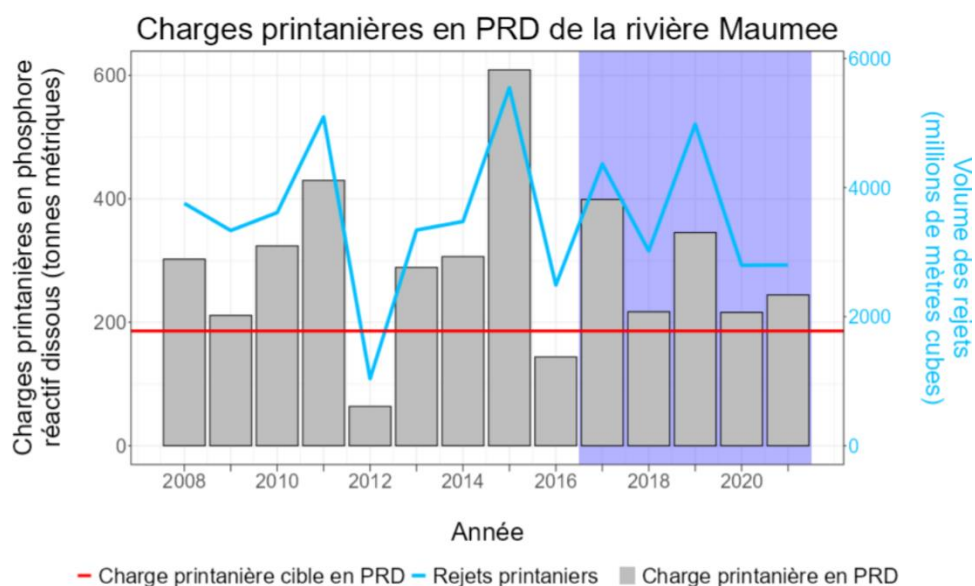


Figure 5. Charges printanières en PRD (barres grises) dans le lac Érié en provenance de la rivière Maumee pendant les années hydrologiques 2008 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008), et la ligne bleue les rejets printaniers totaux. La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021.

En plus de la cible précise de réduction de 40 % adoptée en 2016, l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles de l'annexe 4 a recommandé que « les concentrations moyennes pondérées en fonction du débit (CMPD) à l'embouchure des affluents soient utilisées comme valeurs de référence pour le suivi des progrès réalisés en matière de réduction des charges » [traduction]. La CMPD est calculée en divisant les charges totales par le débit total au cours de la période d'intérêt, et les cibles de réduction des charges de 40 % correspondent aux cibles des CMPD de la rivière Maumee de 0,23 mg/l pour le PT et de 0,05 mg/l pour le PRD. Ces cibles n'ont jamais été atteintes entre 2008 et 2021 (figures 6 et 7, respectivement).

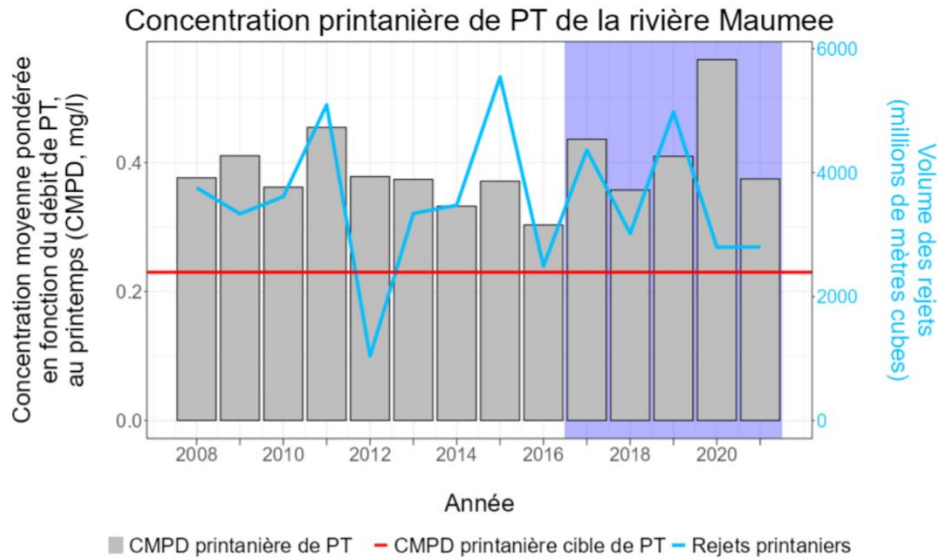


Figure 6. CMPD printanières de PT (barres grises) de la rivière Maumee pendant les années hydrologiques 2008 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008) et la ligne bleue, les rejets printaniers totaux. La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021.

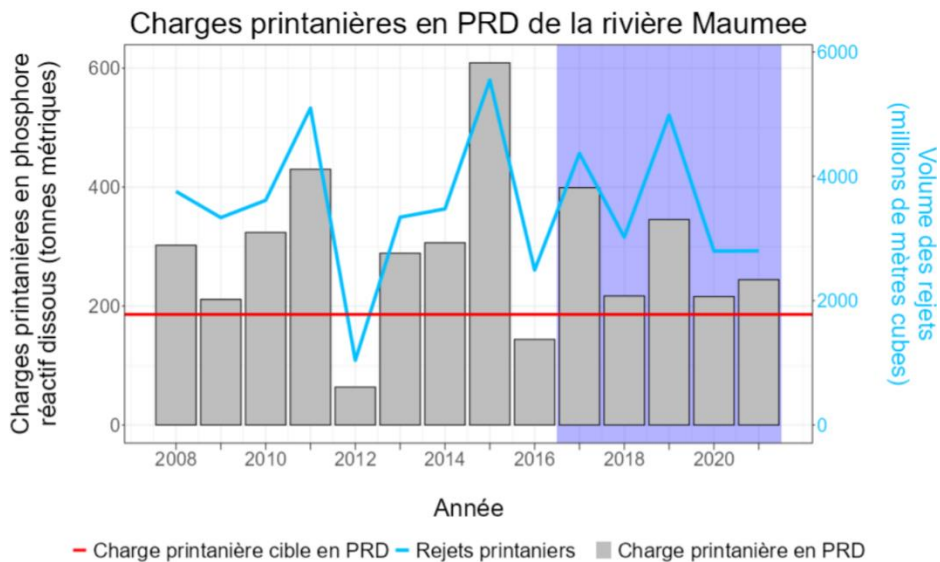


Figure 7. CMPD printanières de PRD (barres grises) de la rivière Maumee pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008) et la ligne bleue, les rejets printaniers totaux. La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021.

En résumé, les charges printanières en PT et en PRD de la rivière Maumee sont restées supérieures aux cibles pendant la période d'évaluation de cinq ans s'échelonnant de 2017 à 2021. La variation des charges printanières est étroitement liée aux rejets printaniers totaux, les charges ayant été les plus

faibles pendant les années les plus arides. Les CMPD sont également restées supérieures aux cibles établies pour le PT et le PRD.

2.2.2 Charges printanières en phosphore provenant des affluents prioritaires

En plus d'avoir déterminé que la rivière Maumee est la principale source d'efflorescences de cyanobactéries dans le bassin ouest du lac Érié, l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles a cerné les zones littorales qui sont touchées par des efflorescences de cyanobactéries localisées. Elle a donc adopté des cibles de réduction de 40 % des charges printanières en PT et en PRD par rapport à celles de 2008 pour ces bassins versants prioritaires afin de réduire les efflorescences localisées. Aux États-Unis, ces bassins versants sont la rivière Maumee (section 2.2.1), la rivière Raisin, la rivière Portage, la rivière Sandusky, la rivière Huron (Ohio) et le ruisseau Toussaint. Au Canada, les bassins versants de la rivière Thames et de la région de Leamington ont été établis comme prioritaires. Les calculs et les cibles des charges printanières des affluents prioritaires reposent sur des mesures prises aux sites de surveillance et ne comprennent pas d'estimations des charges provenant des zones situées en aval des bassins versants surveillés, ou adjacentes à ceux-ci. En raison de la collecte limitée de données en 2008 pour certains affluents (voir ci-dessous), aucune cible de réduction n'a encore été fixée pour les rivières Thames, Leamington, Huron (Ohio) et Toussaint.

Cible de réduction des charges en phosphore
Une réduction de 40 % des charges printanières en PT et en PRD dans les bassins versants suivants où les algues constituent un enjeu localisé.
<u>États-Unis</u> : rivière Maumee, rivière Raisin, rivière Portage, ruisseau Toussaint, rivière Sandusky et rivière Huron
<u>Canada</u> : rivière Thames et affluents de Leamington

Pour la plupart des bassins versants américains prioritaires et des années, les charges ont été calculées selon la méthode décrite à la section 2.2.1 pour la rivière Maumee, à l'aide des données sur les rejets fournies par l'USGS et des concentrations quotidiennes d'éléments nutritifs fournies par le NCWQR de l'Université de Heidelberg. Pour les affluents américains et canadiens et les années pour lesquelles des concentrations d'éléments nutritifs étaient disponibles, mais pas à une fréquence d'échantillonnage quotidienne, les charges ont été calculées à l'aide de l'estimateur par quotient dans un plan stratifié de Beale (SBRE; Beale, 1962, Dolan et coll., 1981, Tin, 1965), lequel a été utilisé antérieurement pour l'estimation des charges antérieures dans le lac Érié (Maccoux et coll., 2016). Les années où les mesures de concentration d'éléments nutritifs étaient peu nombreuses (p. ex., pendant la pandémie de COVID-19), un calcul de régression reposant sur les rejets a été utilisé pour calculer les charges. En ce qui concerne les bassins versants américains non surveillés par le NCWQR, les concentrations ont été fournies par l'USGS ou l'EPA de l'Ohio. Les données sur les bassins versants canadiens ont été recueillies par Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et différents offices de protection de la nature comme l'Office de protection de la nature de la région d'Essex (ERCA) et l'Office de protection de la nature de la vallée de la Thames inférieure (LTVCA) sous l'égide du ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs (MEPP).

Tableau 2 présente les charges printanières moyennes en PT et de PRD de 2017 à 2021, le nombre d'années au cours de la période d'évaluation quinquennale où les cibles de réduction des charges ont

été atteintes et les tendances relatives (% par an par rapport à l'année de référence) des charges et de la CMPD, de 2008 à 2021. Il est important de souligner les limites possibles de l'interprétation des variations des charges réelles calculées par le groupe de travail sur les charges de l'annexe 4. En premier lieu, les charges réelles sont fortement influencées par les rejets, et la variabilité des rejets peut masquer d'autres changements. En outre, la plupart des analyses de tendances reposent sur des hypothèses à l'égard du type de changement (p. ex., une tendance linéaire constante au cours de la période visée par l'analyse) qui peuvent ne pas correspondre à la réalité si, par exemple, la mise en œuvre des pratiques de gestion évolue au fil du temps. Enfin, en raison de la forte variabilité d'une année à l'autre, il peut être nécessaire de disposer d'au moins 10 années de données pour dégager avec certitude des tendances ou des variations.

Malgré cette complexité, l'analyse des variations des charges est importante pour déterminer si le lac Érié répond comme prévu. Dans cette évaluation, la pente de Thiel-Sen a été calculée pour toutes les charges réelles et les CMPD obtenues de 2008 à 2021, et chaque pente a été normalisée en fonction de la valeur de la première année pour déterminer le pourcentage de variation par an. Cet indice relatif de variation peut être comparé d'un affluent à l'autre, les charges étant normalisées en fonction du débit de la rivière Maumee (section 2.3.1), représente un point de départ pour l'évaluation des variations des charges qui peuvent être répétées et expliquées dans de futurs rapports.

Tableau 2. Données sur les charges printanières dans les bassins versants prioritaires

Bassin versant	Source des données ¹	Fréq. d'échantillonnage ¹	Charges moy. en PT (TM)	Phosphore total				Phosphore réactif dissous			
				Années d'atteinte		Tendance (%/an) ²		Années d'atteinte		Tendance (%/an) ²	
				Charges	CMPD	Charges	CMPD	Charges	CMPD	Charges	CMPD
Thames	ECCC	2/semaine + précipitations	169	AC	AC			AC	AC		
Leamington	MEPP, ERCA	À la quinzaine + précipitations	9	AC	AC			AC	AC		
Huron (Ohio)	NCWQR	Quotidienne	82	AC	AC			AC	AC		
Maumee	NCWQR	Quotidienne	1 528	0/5	0/5	-1,7 %	0,0 %	0/5	0/5	-0,2 %	+0,4 %
Portage	NCWQR	Quotidienne	99	4/5	0/5	+0,6 %	+1,5 %	3/5	0/5	-0,1 %	+0,2 %
Raisin	NCWQR	Quotidienne	91	1/5	0/5	-0,4 %	+1,6 %	AC	AC	+0,4 %	+1,7 %
Sandusky	NCWQR	Quotidienne	317	0/5	0/5	-0,5 %	+0,5 %	0/5	0/5	-0,9 %	+2,2 %
Toussaint		Non surveillé									

AC = aucune cible

1. Sources des données et fréquence d'échantillonnage habituelle en 2023; des variations ont été constatées pour Thames (2017) et Huron-Ohio (2018). Le ruisseau Toussaint n'est pas surveillé; les charges ont été obtenues par extrapolation en fonction des bassins versants adjacents, de sorte que les cibles et les tendances n'ont pas été déterminées. « À la quinzaine » signifie une fois toutes les deux semaines. « Précipitations » signifie que des échantillons ont été prélevés après les précipitations en plus de l'échantillonnage régulier.

2. Les tendances ont été calculées à l'aide de la pente de Theil-Sen (Sen, 1968) et elles sont divisées par la valeur de référence de 2008 (2011 pour Portage) pour obtenir le pourcentage global d'augmentation ou de diminution par an, entre 2008 et 2021. Dans les cas de tendance vides, les données sont manquantes ou des variations importantes de la taille des échantillons d'éléments nutritifs limitent l'interprétation des tendances. Un tableau des valeurs p des tendances est présenté à l'annexe 7.2.2.

Au printemps, dans les quatre bassins versants prioritaires où nous disposons de données et de régimes d'échantillonnage uniformes (rivière Maumee, rivière Portage, rivière Raisin et rivière Sandusky), les tendances étaient généralement légères et statistiquement incertaines pour le PT et le PRD en ce qui concerne les charges et la CMPD, comme l'indiquent les pentes proches de 0 %/an et les valeurs p élevées. Les deux bassins versants présentant les charges moyennes en PT les plus importantes au printemps (1 528 TM pour la rivière Maumee, 317 TM pour la rivière Sandusky), les cibles de réduction de 40 % des charges et de la CMPD pour le PT ou le PRD n'ont jamais été atteintes pendant la période d'évaluation de cinq ans. Dans le bassin versant de la rivière Portage, la cible de réduction des charges en PT, en vigueur pendant la période d'évaluation de cinq ans, a été atteinte 4 années sur 5 (toutes les années sauf en 2019) et la cible de réduction des charges en PRD a été atteinte 3 années sur 5 (toutes les années sauf en 2017 et en 2019). La cible de réduction pour la rivière Portage a pour référence l'année 2011, car c'est au cours de cette année que le NCWQR a commencé à effectuer des échantillonnages quotidiens, et cette année-là a été marquée par des rejets printaniers totaux semblables à ceux de 2008 (Plan d'action national de l'Ohio, 2020). C'est également l'année où, au printemps, les rejets de PT et les charges en PT ont été les plus élevés des années 2011 à 2021. Le seul autre cas dans lequel une cible de réduction établie a été atteinte est celui des charges en PT dans la rivière Raisin au printemps 2021, qui ont connu les deuxièmes rejets printaniers les plus faibles des années 2008 à 2021. Il est à souligner qu'aucune des cibles de réduction de la CMPD n'a été atteinte dans les bassins versants prioritaires, au printemps où elles ont été établies, et qu'aucun affluent n'a présenté une tendance négative de la CMPD, ce qui indique que lorsque les cibles de charges sont atteintes pendant les printemps où les rejets sont faibles, cela est dû en grande partie à la réduction des rejets et non aux concentrations de phosphore qui atteignent les cibles de réduction de la CMPD.

Des graphiques illustrant les charges et les rejets estimés par année, pour les années 2008 à 2021, ont été tracés pour chaque bassin versant prioritaire. Les figures pour la rivière Maumee sont présentées à la section 2.2.1. Les figures 8 et 9 pour le PT des rivières Thames et Huron montrent la manière dont les variations dans la fréquence d'échantillonnage ont des répercussions sur l'évaluation à l'égard des cibles de réduction. Les figures relatives aux autres bassins versants prioritaires sont présentées à l'annexe 7.2.1.

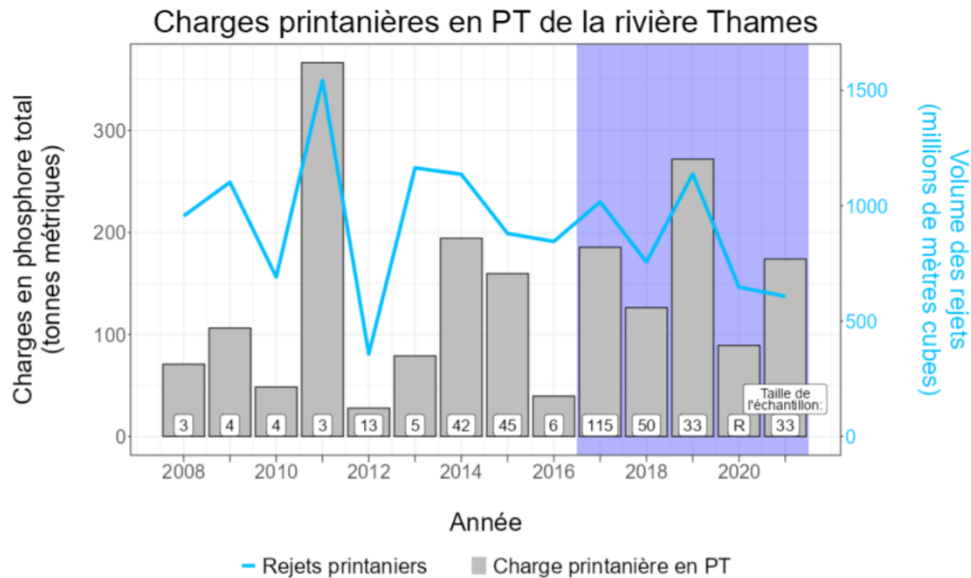


Figure 8. Charges printanières en phosphore total (barres grises) provenant de la rivière Thames pendant les années hydrologiques 2008 à 2021. La ligne bleue représente les rejets printaniers totaux. La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) analysés afin de calculer les charges pour chaque printemps; « R » indique qu'une méthode de régression en fonction des rejets a été utilisée en raison du nombre d'échantillons limité.

Les charges printanières en PT dans la rivière Thames varient beaucoup d'une année à l'autre (figure 8), bien que les variations dans la taille des échantillons au fil du temps compliquent l'établissement d'une cible de réduction des charges et l'interprétation des tendances. De 2008 à 2011, seuls trois ou quatre échantillons ont été prélevés chaque printemps; les charges printanières calculées sont relativement faibles, sauf pour l'année 2011, qui a connu les charges les plus importantes pendant cette période. Il est peu probable que les échantillons de petite taille rendent compte de manière appropriée de la relation charges-débit utilisée comme base de la méthode SBRE et le petit nombre d'échantillons pourrait entraîner des estimations erronées selon les jours en particulier auxquels des échantillons ont été prélevés. D'après une comparaison des rejets et charges printanières de l'année 2008 (des rejets de 955 millions de mètres cubes, 71 TM de PT) avec ceux des années pendant lesquelles un plus grand nombre d'échantillons ont été prélevés, mais un des rejets similaires (2015 : rejets de 879 millions de mètres cubes, 160 TM de PT; 2017 : 1 017 millions de mètres cubes, 186 TM de PT), il semblerait que les résultats de l'estimation des charges printanières pour cette année-là soient plus faibles que prévu, et donc qu'une réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence actuelle de 2008 serait une cible irréaliste. Il en va de même pour les charges printanières en PRD de la rivière Thames.

Une complexité similaire découle des variations de la taille des échantillons dans le bassin versant de la rivière Huron (Ohio) (Figure 9). De 2009 à 2017, les concentrations d'éléments nutritifs ont été mesurées par l'EPA de l'Ohio. Ces échantillons n'ont pas été prélevés pour le calcul des charges, et la taille des échantillons printaniers était faible, le nombre d'échantillons variant de 2 à 19. Depuis 2018, le NCWQR prélève chaque jour des échantillons dans la rivière Huron afin de calculer les charges en éléments

nutritifs. Après modification de la fréquence d'échantillonnage, les charges ont toutes été plus élevées que les années précédentes, ce qui semble indiquer qu'une réduction des charges en fonction de la taille de l'échantillon avant 2018 se traduirait par une cible irréaliste.

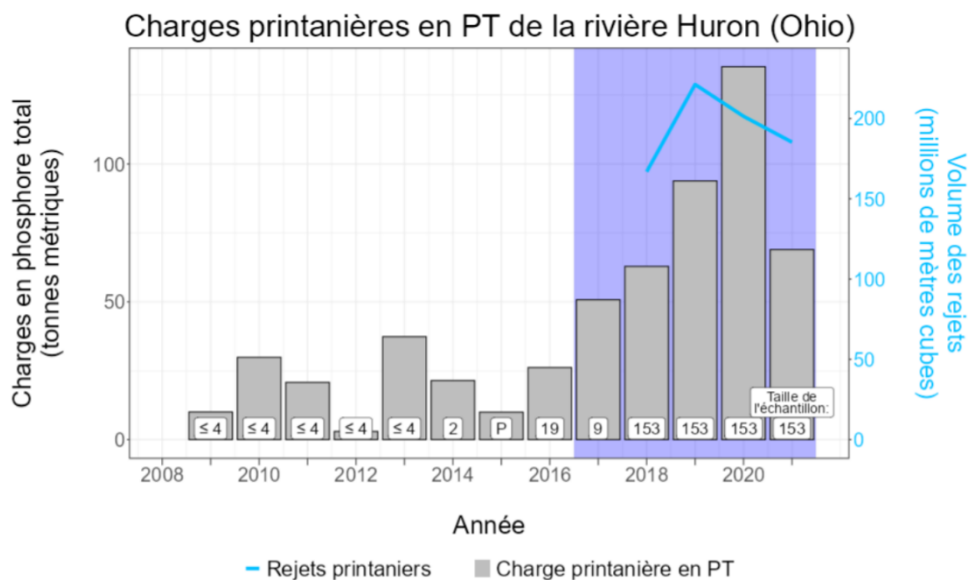


Figure 9. Charges printanières en phosphore total (barres grises) provenant de la rivière Huron (Ohio) pendant les années hydrologiques 2009 à 2021. La ligne bleue représente les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) ayant servi au calcul des charges chaque printemps; « P » indique que les charges annuelles ont été calculées au prorata des rejets annuels entre mars et juillet en raison du faible nombre d'échantillons au printemps. Les tailles des échantillons avec le symbole « ≤ » sont les tailles d'échantillon maximales possibles, d'après Maccoux et coll. (2016), qui n'ont rapporté que des valeurs annuelles.

2.2.3 Charges annuelles en phosphore dans le bassin central

Alors que l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles de l'annexe 4 (2015) a retenu les charges printanières en PT et en PRD provenant de la rivière Maumee et d'autres affluents prioritaires comme cibles de réduction pour lutter contre les EAN, il a été déterminé que les charges annuelles en PT dans les bassins ouest et central étaient un facteur déterminant de l'hypoxie dans le bassin central. Par conséquent, à l'annexe 4, une cible de réduction de 40 % des charges annuelles en PT par rapport à la valeur de référence de 2008 a été adoptée afin de réduire au minimum l'étendue des zones hypoxiques. Une réduction de 40 % de l'hypoxie comprend à la fois la cible de charges totales de 6 000 TM, pour le bassin central, les charges provenant de toutes les sources qui alimentent le bassin central (y compris celles du lac Huron, de l'atmosphère et des bassins versants dans le corridor Huron-Érié, le bassin ouest et le bassin central), ainsi que les cibles de réduction de 40 % pour chacun des bassins versants prioritaires. Ces bassins versants prioritaires pour les charges annuelles en PT comprennent les huit bassins versants prioritaires pour les charges printanières en PT et en PRD (rivières Thames et Leamington au Canada, et Huron-Ohio, Maumee, Portage, Raisin, Sandusky et Toussaint aux États-Unis) ainsi que quatre bassins versants supplémentaires aux États-Unis, soit ceux de la rivière Détroit, de la

rivière Vermilion, de la rivière Cuyahoga et de la rivière Grand [Ohio]). Les calculs et les cibles des charges annuelles pour les affluents prioritaires et l'ensemble du bassin central sont estimés pour l'ensemble du bassin versant (également appelé « complexe entier »), dont ceux des charges mesurées aux sites de surveillance et les charges ponctuelles et diffuses en aval et dans les zones adjacentes.

Cible de réduction des charges en phosphore
Réduction de 40 % des charges en PT dans les bassins ouest et central du lac Érié, charges provenant des États-Unis et du Canada, afin d'atteindre des charges annuelles de 6 000 TM dans le bassin central. Cela équivaut à une réduction de 3 316 TM et de 212 TM de la part des États-Unis et du Canada, respectivement.

Les charges annuelles totales en PT du bassin central ont été calculées en additionnant les charges des composantes (bassin versant, lac Huron et atmosphère). Pour chaque charge distincte du bassin versant, les charges suivies au site de surveillance ont été calculées selon la méthode décrite dans les sections 2.2.1 et 2.2.2. En ce qui concerne les zones non surveillées, les charges de sources diffuses ont été calculées en utilisant la charge (en PT) par unité de surface, provenant de zones surveillées en amont ou adjacentes et ajoutées aux charges de sources ponctuelles dans les zones non surveillées.

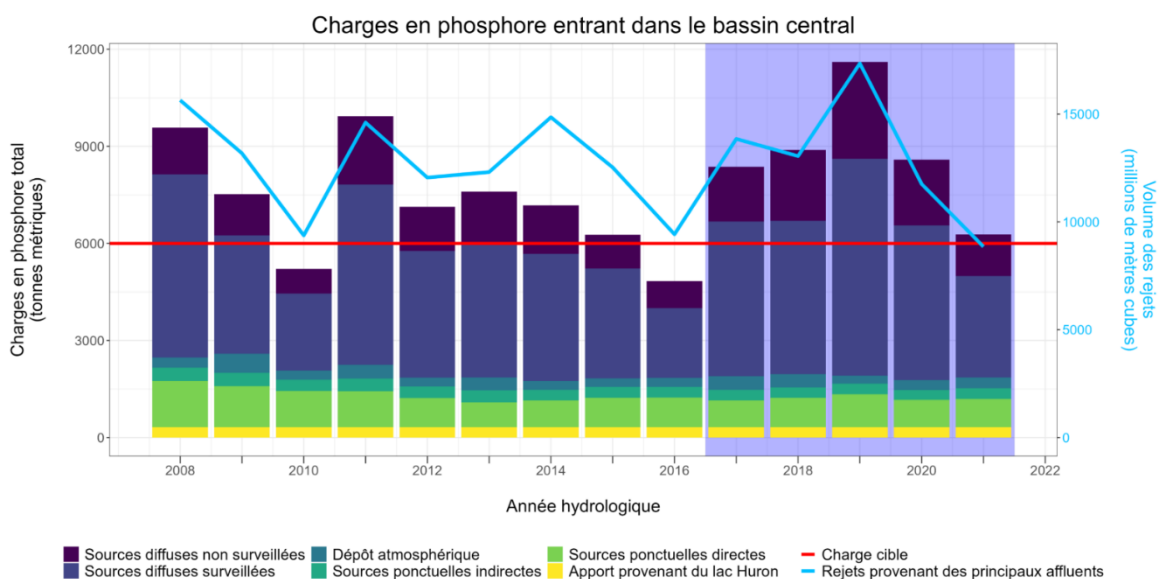


Figure 10. Charges annuelles en phosphore total dans le bassin central du lac Érié. La couleur des barres indique la source des charges. La ligne horizontale rouge représente la cible de 6 000 TM, établie d'après une réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008. La ligne bleue représente le débit annuel total des six principaux affluents du lac Érié.

De 2017 à 2021, la cible de 6 000 TM de la charge en PT n'a jamais été atteinte (Figure 10). La charge de 6 278 TM en 2021 était le plus proche de la cible; 2021 est également l'année de la période d'évaluation de cinq ans pendant laquelle les rejets annuels des cinq principaux affluents du lac Érié ont été le plus faible (8 852 millions de mètres cubes). Depuis 2008, la cible du bassin central a été atteinte pendant deux années, en 2010 et en 2016, les deux seules années, outre 2021, pendant lesquelles les rejets annuels des principaux affluents ont atteint une valeur inférieure à 10 000 millions de mètres cubes. La charge annuelle en PT était étroitement corrélée aux rejets des principaux affluents, le coefficient de corrélation étant de 0,85 pour la période s'étendant de 2008 à 2021.

L'analyse par source montre que les sources diffuses sont celles qui contribuent le plus à la charge annuelle en PT dans le bassin central et à la variabilité d'une année à l'autre, par rapport à d'autres sources. Les sources diffuses surveillées et non surveillées représentaient en moyenne 73 % des charges annuelles en PT entre 2008 et 2021. Les sources diffuses ont varié de 60 % à 84 % (2 996 à 9 697 TM) au cours de cette période, les pourcentages les plus faibles étant généralement observés pendant les années les plus arides (rejets plus faibles) et inversement. Les charges provenant des autres sources (sources ponctuelles, lac Huron, dépôts atmosphériques) représentaient en moyenne 27 % (intervalle de 16 % à 40 %) et étaient beaucoup plus stables d'une année à l'autre (les charges variaient entre 1 748 et 2 597 TM).

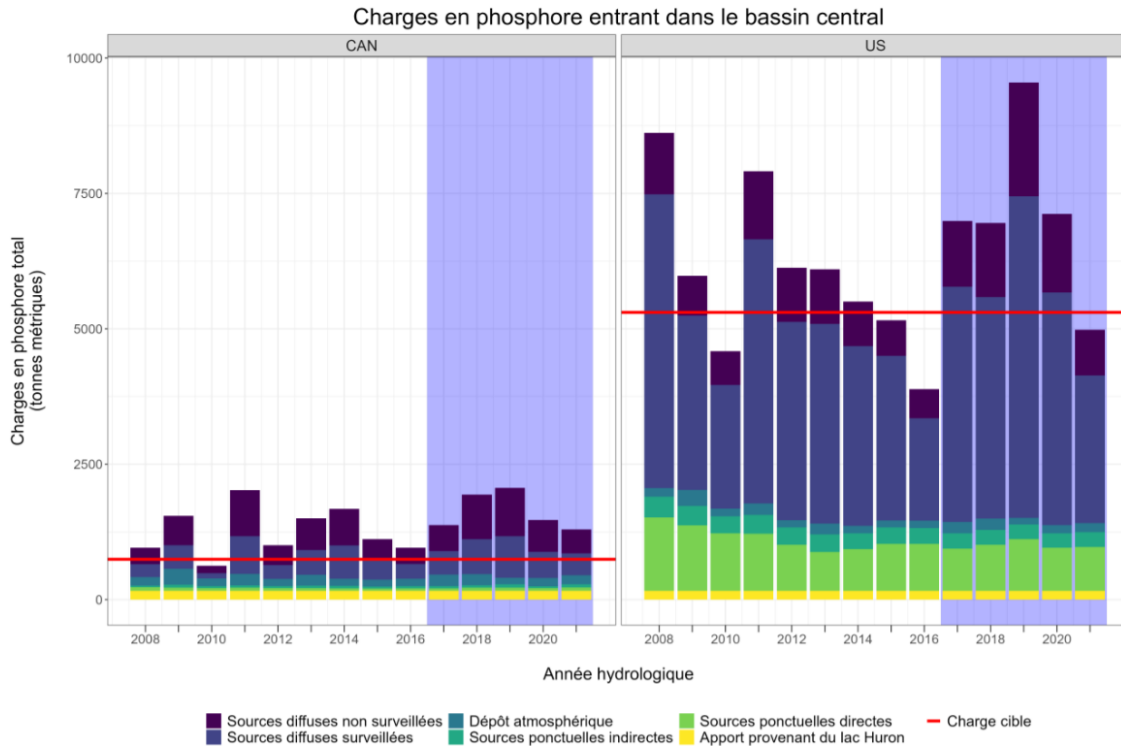


Figure 11. Charges annuelles en phosphore total dans le bassin central du lac Érié, par pays. La couleur des barres indique la source des charges. La ligne horizontale rouge représente la cible de chaque pays, calculée en soustrayant la réduction de la charge de 2008 précisée dans le PAN de chaque pays.

Les charges en PT de chaque pays dans le bassin central ont également été calculées, en plus des cibles de réduction, afin d'illustrer les différences dans l'ampleur et les sources des charges (Figure 11). Les charges du lac Huron et des dépôts atmosphériques ont été réparties également entre les États-Unis et le Canada. Les cibles de réduction de chaque pays ont été calculées en soustrayant la réduction de la charge de 2008 précisée dans le PAN de chaque pays (3 316 TM pour les États-Unis, 212 TM pour le Canada). Les années présentant des charges élevées et faibles étaient similaires d'un pays à l'autre, même si la variabilité spatiale des précipitations (et donc des rejets), les modifications à l'échantillonnage décrites ci-dessus et d'autres facteurs devraient entraîner une variabilité propre à chaque pays. La charge annuelle en PT des États-Unis dans le bassin central s'est élevée en moyenne à 6 390 TM de 2008 à 2021, soit 4,6 fois plus que la charge moyenne du Canada, qui était de 1 394 TM. La contribution des sources ponctuelles à la charge totale était également plus importante aux États-Unis,

affichant une moyenne de 20 %, contre 8 % pour le Canada. Même si la cible combinée n’a pas été atteinte pour le bassin central entre 2017 et 2021, la cible de réduction de 40 % des États-Unis a été atteinte en 2021, la charge s’élevant à 4 983 TM. Avant 2017, la cible des États-Unis a également été atteinte en 2010, 2015 et 2016. Trois de ces années pendant lesquelles la cible des États-Unis a été atteinte (2010, 2016, 2021) étaient également les trois années pendant lesquelles la charge annuelle en PT était la plus faible dans la rivière Maumee des années 2008 à 2021 (Figure 12). Pendant la période s’échelonnant de 2008 à 2021, la cible du Canada n’a été atteinte qu’en 2010.

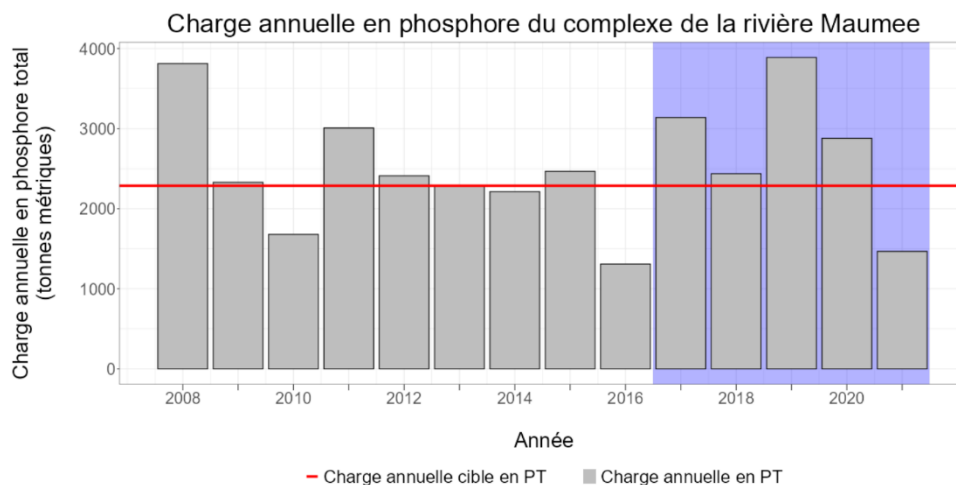


Figure 12. Charges annuelles en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Maumee pendant les années hydrologiques 2008 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d’échantillons d’éléments nutritifs (taille de l’échantillon) ayant servi au calcul des charges chaque année. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008). La zone ombragée du graphique correspond à la période d’évaluation s’échelonnant de 2017 à 2021.

Pour lutter contre l’hypoxie dans le bassin central, l’équipe de travail sur les objectifs et les cibles a choisi 12 affluents prioritaires afin de réduire les charges en PT, et a établi des charges cibles annuelles en PT combinées pour l’ensemble du bassin central. Le Tableau 3 présente les charges moyennes annuelles en PT de 2017 à 2021, le nombre d’années de la période d’évaluation de cinq ans pendant lesquelles les cibles de réduction des charges ont été atteintes et les tendances relatives des charges en PT (% par an par rapport à l’année de référence, comme décrit pour les charges printanières des affluents prioritaires ci-dessus). Les chiffres des charges annuelles en PT ainsi que les tailles des échantillons dont la concentration de PT a été mesurée, pour tous les affluents dont les charges ont été calculées, sont présentés à l’annexe 7.2.3. Il convient de souligner que la charge du bassin versant de la rivière Détroit (États-Unis) est calculée en additionnant les charges des sous-bassins versants de Black (MI), Belle-Pine, Clinton et Rouge avec les apports directs des États-Unis dans le corridor Huron-Érié. C’est pourquoi la charge du bassin versant de la rivière Détroit (États-Unis) n’est pas censée représenter directement les apports à l’embouchure de la rivière Détroit.

Tableau 3. Données sur les charges annuelles des bassins versants prioritaires.

Complexe (annuel)	Source de données	Fréquence d'échantillonnage	Charge moyenne totale (TM)	PT		
				Nombre d'années où la cible est atteinte	Tendance %/an	Valeur p de la tendance ⁴
Thames	ECCC	2/semaine + précipitations	499	Aucune projection		
Leamington ¹	MEPP, ERCA	À la quinzaine + précipitations	35	Aucune projection		
Cuyahoga	NCWQR	Quotidienne	315	1/5	-2,3 %	0,08
Rivière Détroit (États-Unis)	USGS	Mensuelle	848	1/5	-3,0 %	0,009
Grand (Ohio)	USGS	Mensuelle	266	0/5		
Huron (Ohio)	NCWQR	Quotidienne	273	0/5		
Maumee	NCWQR	Quotidienne	2 762	1/5	-0,3 %	1,0
Portage	NCWQR	Quotidienne	255	1/5	-2,4 %	0,32
Raisin ²	NCWQR	Quotidienne	190	1/5	-0,6 %	0,74
Sandusky	NCWQR	Quotidienne	715	2/5	-1,6 %	0,32
Vermillon ³	USGS	Mensuelle	71	5/5*		
Toussaint		Non surveillé		Aucune projection		

1. Les données sur les charges annuelles des affluents de la Leamington ne sont accessibles que pour la période s'échelonnant de 2018 à 2021. « À la quinzaine » signifie une fois toutes les deux semaines.
2. Le Michigan calcule et évalue les charges de la rivière Raisin au site de surveillance, tandis que les valeurs et tendances annuelles rapportées dans la présente évaluation comprennent les charges estimatives provenant des zones en aval et adjacentes, par souci de cohérence avec les méthodes de l'annexe 4.
3. La fréquence de prélèvement d'échantillons dans la rivière Vermillon a varié de façon importante (voir la figure 15 et le texte ci-dessous).
4. Valeurs p utilisées comme mesure statistique classique des données probantes par rapport à l'hypothèse nulle selon laquelle la pente est égale à 0.

Dans les affluents prioritaires ayant fait l'objet de prélèvements relativement réguliers depuis 2008 (rivières Cuyahoga, Détroit, Maumee, Portage, Raisin et Sandusky), les tendances varient de -3,0 % par année (Détroit) à -0,3 % par année (Maumee). Toutefois, la variabilité d'une année à l'autre était élevée dans la plupart des affluents, tout comme l'incertitude dans les pentes estimatives des tendances de la plupart des affluents. Les deux seuls affluents présentant des tendances plus marquées et des valeurs p plus faibles étaient le bassin versant de la rivière Détroit (pente de la tendance = -3,0 % par an, valeur p = 0,009) et la rivière Cuyahoga (pente de tendance = -2,3 %, valeur p = 0,08). Il convient de souligner que ces deux affluents ont une proportion relativement élevée de sources ponctuelles (Maccoux et coll., 2016), bien qu'il y ait eu des efforts importants pour réduire les charges de sources

non ponctuelles dans la rivière Cuyahoga. Les mises en garde concernant l'interprétation des tendances décrites ci-dessus en matière de charges printanières s'appliquent également aux charges annuelles : les variations des charges sont largement déterminées par les rejets, ce qui pourrait masquer d'autres variations; la pente calculée représente un taux de variation unique et linéaire pour l'ensemble de la période, alors que les variations réelles ne seraient probablement pas constantes; et la période visée par l'analyse est plus courte que le temps nécessaire estimé pour détecter les variations importantes (Betanzo et coll., 2015).

Comme pour les cibles de réduction des charges printanières en PT et en PRD, les cibles de réduction des charges annuelles en PT n'ont généralement pas été atteintes dans les affluents pour lesquels elles ont été fixées. Dans la plupart des affluents, les cibles n'ont pas été atteintes ou l'ont été une seule année au cours de la période d'évaluation quinquennale de 2017 à 2021. La rivière Sandusky est le seul affluent ayant fait l'objet d'un échantillonnage régulier et fréquent de 2008 à 2021, années pendant lesquelles la cible de réduction a été atteinte plus d'une année au cours de la période d'évaluation de cinq ans. Sa cible de réduction a été atteinte en 2020 et en 2021.

Comme nous l'avons observé dans le cas des charges printanières des affluents prioritaires, plusieurs affluents prioritaires de charges annuelles ont connu des variations de leurs régimes d'échantillonnage depuis 2008, ce qui complique l'interprétation à l'égard des cibles et des tendances. Les variations et les enjeux décrits relativement aux charges printanières des rivières Thames, Huron (Ohio) et Toussaint s'appliquent également à la taille des échantillons pour déterminer les charges annuelles. Dans la rivière Grand, en Ohio, le nombre d'échantillons prélevés chaque année pour déterminer les concentrations d'éléments nutritifs allait de 1 à 4 échantillons par année, jusqu'en 2016, et de 11 à 34 échantillons par année, de 2017 à 2019, et une régression en fonction des rejets prenant en compte les données d'années précédentes a été utilisée pour calculer les charges de 2020 et 2021. La charge en PT de référence de 2008 pour la rivière Grand était de 165 TM (taille de l'échantillon incertaine); la cible de réduction a été atteinte toutes les années, de 2009 à 2016 (sauf en 2011), années pendant lesquelles la taille des échantillons était petite, mais n'a jamais été atteinte de l'année 2017 à 2021 (Figure 13).

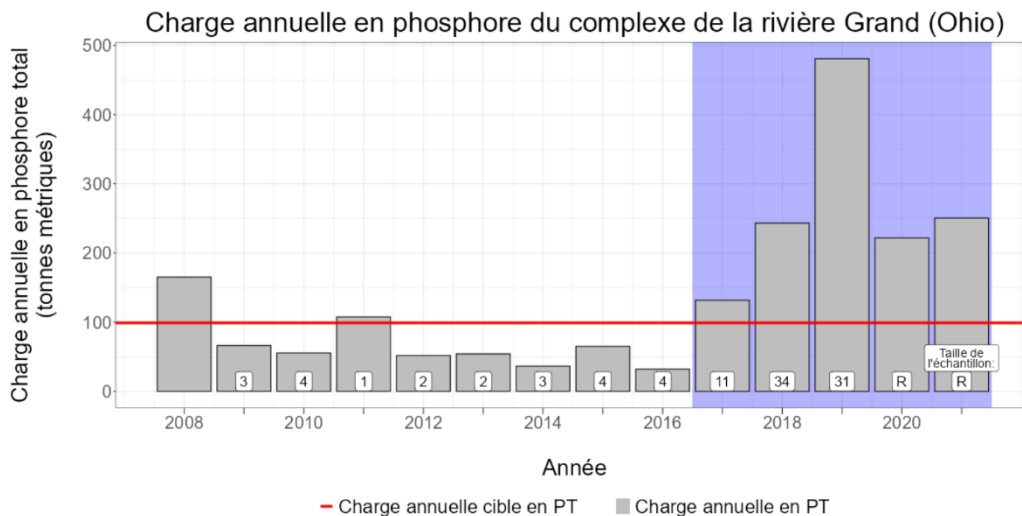


Figure 13 : Charges annuelles en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Grand (Ohio) pendant les années hydrologiques 2008 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments

nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque année. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008). La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021.

La rivière Vermilion a été surveillée par le NCWQR de l'Université de Heidelberg en 2008 par prélèvement quotidien d'échantillons d'éléments nutritifs et les charges résultantes ont été utilisées pour établir une cible de réduction de 40 %, mais, de 2009 à 2021, le prélèvement d'échantillons d'éléments nutritifs a été effectué par l'EPA de l'Ohio et l'USGS, qui ont prélevé entre 4 et 46 échantillons par an. Les années pour lesquelles la taille des échantillons était la plus élevée présentent généralement des valeurs estimatives plus élevées des charges annuelles en PT (Figure 14). C'est dans l'année de référence 2008 que la charge annuelle en PT est la deuxième valeur estimative la plus élevée, et la cible de réduction de 40 % qui en découle a été atteinte au cours des cinq années comprises entre 2017 et 2021.

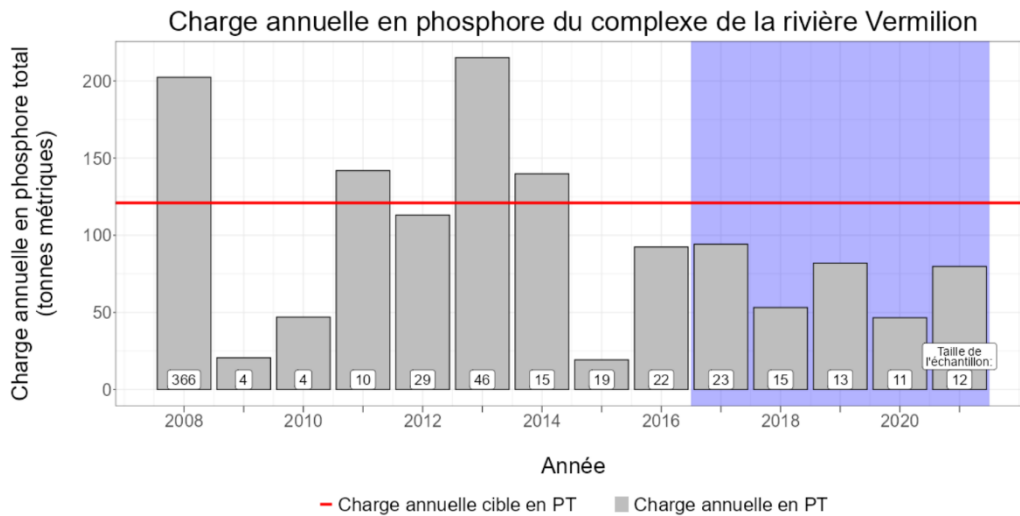


Figure 14. Charges annuelles en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Vermilion pendant les années hydrologiques 2008 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque année. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008). La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021.

Dans l'ensemble, les cibles annuelles de réduction des charges en PT établies pour réduire l'hypoxie dans le bassin central ne sont pas atteintes pour l'ensemble du bassin ou les affluents prioritaires. La cible pour l'ensemble du bassin central n'a pas été atteinte pendant la période d'évaluation quinquennale de 2017 à 2021 et n'a été atteinte que deux fois depuis 2008, au cours de deux années où les rejets étaient très faibles. Les cibles de réduction des affluents prioritaires ont également été rarement atteintes là où elles ont été fixées. Pour certains des bassins versants pour lesquels des cibles ont été établies, et pour ceux qui n'en ont pas, les changements dans la fréquence d'échantillonnage d'éléments nutritifs (ou l'absence d'échantillonnage dans le cas des affluents non surveillés) compliquent la détermination des données de référence, l'établissement des cibles de réduction et l'évaluation des tendances. Dans les bassins versants ayant fait l'objet d'un échantillonnage régulier, les

tendances des charges annuelles en PT entre 2008 et 2021 étaient pour la plupart légères et incertaines en raison de la variabilité d'une année à l'autre. Notamment, les deux bassins versants pour lesquels les données probantes de détérioration sont les plus solides (rivières Détroit et Cuyahoga, aux États-Unis) présentent tous deux des proportions élevées de sources ponctuelles.

2.3 RÉSUMÉ ET DISCUSSION

2.3.1 Résumé des résultats et interprétation

En ce qui a trait aux trois cibles de réduction des charges en phosphore établies par l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles de l'annexe 4 (PT et PRD de la rivière Maumee au printemps, PT et PRD des affluents prioritaires au printemps et PT des bassins versants prioritaires et du bassin central entier), la plupart des cibles de réduction des charges n'ont pas été atteintes, et lorsqu'elles l'ont été, c'est généralement au cours des années de faibles rejets. Les cibles de CMPD n'ont été atteintes à aucune année dans les affluents pour lesquels elles ont été établies, ce qui indique que même lors des années de rejets plus faibles, les concentrations de phosphore sont restées relativement élevées et que les faibles taux de rejet sont en grande partie responsables des cas où les cibles de charges sont atteintes. L'ampleur relative des tendances des charges et des CMPD est généralement faible et incertaine. Les résultats de cette évaluation sont conformes à ce que nous comprenons de la régulation des charges en éléments nutritifs dans le lac Érié et à nos attentes fondées sur l'ampleur des mesures de gestion et la période depuis que des mesures de gestion ont été prises dans le bassin versant.

Bien que des efforts considérables aient été déployés et soient en cours pour réduire les charges en éléments nutritifs (USDA NRCS, 2016b; H2Ohio, 2022), plusieurs études ont révélé que de nombreuses pratiques de gestion devront être mises en application dans une grande proportion (> 60 %) de la superficie du bassin versant du lac Érié pour réduire considérablement les charges en phosphore (Scavia et coll., 2017; Martin et coll., 2021; USDA NRCS, 2016a; USDA NRCS, 2017). Nous nous attendons à ce qu'il y ait des décalages entre le moment où les PEG seront mises en œuvre et le moment où des améliorations seront réalisées dans le lac, en raison de la présence des éléments nutritifs hérités du passé dans les champs et les cours d'eau (Sharpley et coll., 2013; Muenich et coll., 2016). Enfin, une fois que les PEG suffisantes pour atteindre des réductions de 40 % sont mises en œuvre, il faut parfois des années pour que les changements se distinguent statistiquement de la variabilité naturelle interannuelle (Betanzo et coll., 2015; Wellen et coll., 2020). Les études et l'absence d'une diminution importante et durable des charges rapportées dans la présente évaluation semblent indiquer qu'il est nécessaire de poursuivre les efforts de réduction des charges en éléments nutritifs et de laisser plus de temps à ces pratiques pour qu'elles fassent effet et que leurs effets soient détectables.

2.3.2 Estimation des variations des charges sans l'influence des rejets

Les rejets sont à l'origine de la majeure partie de la variabilité annuelle des charges printanières et annuelles en phosphore et varient considérablement d'une année à l'autre en fonction des régimes de précipitations, ce qui rend difficile la détection des variations des charges dues à d'autres facteurs comme les changements d'affectation des terres ou les mesures de gestion. La normalisation du débit est un outil statistique qui réduit la variabilité des estimations de charges et qui est mis en application dans le logiciel EGRET mis au point par l'USGS (Hirsch et coll. 2023), qui prend en compte les régressions pondérées quotidiennes, en fonction du temps, du débit et de la saison (WRTDS), des concentrations

d'éléments nutritifs sur la distribution des probabilités relatives au débit (Choquette et coll., 2019). Les charges normalisées en fonction des rejets qui en résultent éliminent la majeure partie de la variabilité quotidienne, annuelle et saisonnière due au débit et sont moins variables que les charges réelles, ce qui permet de dégager et d'interpréter plus facilement les tendances et les variations dues à d'autres effets.

À l'aide du logiciel EGRET, Rowland et coll. (2021) ont analysé les ensembles de données du NCWQR de trois affluents du lac Érié et ont fourni des chiffres à jour sur la rivière Maumee à utiliser dans l'évaluation de la GA. Comme il s'agit de la charge la plus importante du lac Érié et que celui-ci fait l'objet de plusieurs efforts de réduction des charges en éléments nutritifs, il est essentiel de comprendre la variation des charges de la rivière Maumee pour connaître les progrès réalisés à l'égard des cibles et des OEL de réduction des charges. Les rejets annuels sont très variables dans la rivière Maumee, dont une différence de plus du triple des rejets quotidiens moyens a été constatée entre les années des rejets les plus faibles et celles des rejets les plus élevés, entre 1982 et 2021 (Figure 15), et cet écart s'est élargi au cours de cette période.

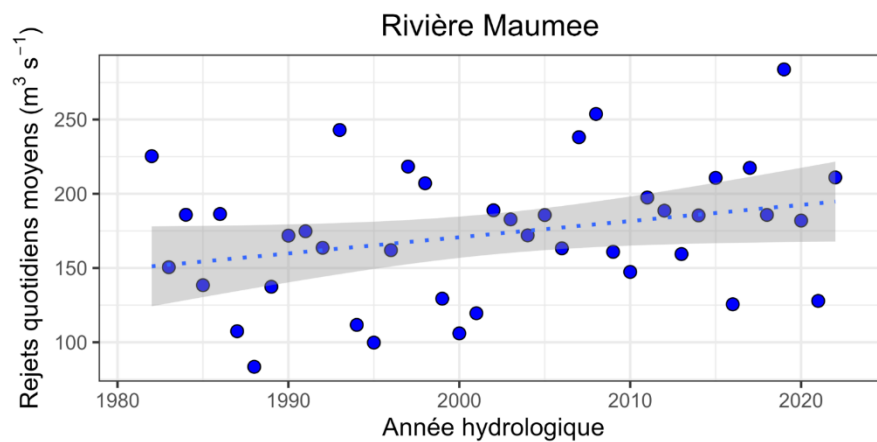


Figure 15. Rejets quotidiens moyens de 1982 à 2021 dans la rivière Maumee, mesurés à Waterville (Ohio). Source : F. Rowland, mise à jour de Rowland et coll. (2021).

Les charges réelles en PT dans la rivière Maumee sont très variables et suivent de près les rejets (Figure 16a). Environ 77 % de la variabilité des charges annuelles en PT s'explique par la variabilité des rejets (Rowland et coll., 2012, pour la figure S1). Les charges en PT normalisées en fonction du débit (Figure 16a) ont augmenté depuis 2012 environ, mais restent inférieures à la valeur la plus élevée observée vers l'année 1990. En revanche, les charges en PRD normalisées en fonction du débit ont diminué depuis le sommet atteint en 2008, mais restent presque deux fois plus élevées que la valeur minimale de 1989 (Figure 16b). En outre, les charges normalisées en fonction du débit pour les différentes formes d'azote mesurées par le NCWQR ont toutes été stables ou ont diminué au cours des 10 à 20 dernières années (annexe 7.2.4).

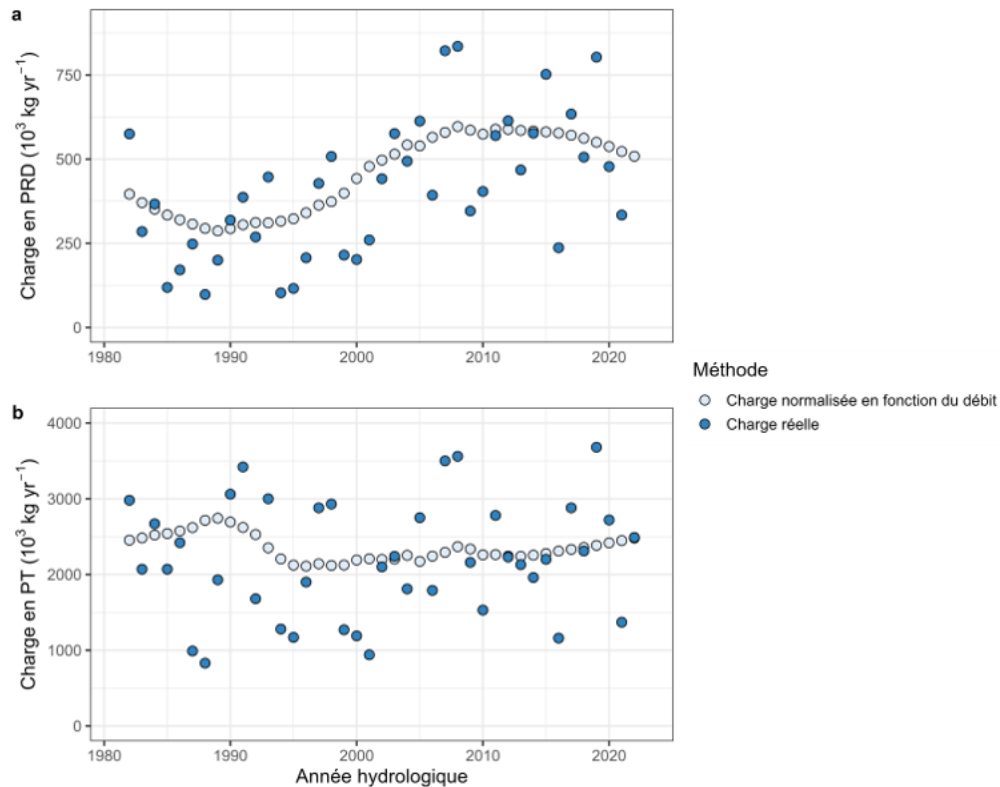


Figure 16. Charges réelles (cercles bleu foncé) et charges normalisées en fonction du débit (cercles bleu clair) pour le phosphore total (a) et le phosphore réactif dissous (b) de la rivière Maumee, de 1982 à 2021. Source : F. Rowland, mise à jour de Rowland et coll. (2021).

Le lissage fourni par la normalisation en fonction du débit permet d’interpréter et de dégager plus facilement les tendances et les variations qui seraient autrement occultées par la variabilité interannuelle du débit. Bien qu’il y ait peu de données probantes sur les tendances récentes des charges réelles (tableaux 3 et 4), les baisses des charges en PRD et en azote normalisées en fonction du débit semblent indiquer que des progrès ont été accomplis dans le bassin versant de la rivière Maumee. Les diminutions des charges en PRD normalisées en fonction du débit sont encourageantes, car cette forme de phosphore est hautement disponible pour les algues et les augmentations des charges en PRD ont été liées à la résurgence des EAN à la fin des années 1990 et 2000 (Baker et coll., 2014, Stow et coll., 2015).

Les charges normalisées en fonction du débit peuvent fournir des indications sur les progrès relatifs et permettre de dégager facilement les tendances. Il est donc important de continuer à suivre les charges réelles et normalisées en fonction du débit, ainsi que les concentrations moyennes pondérées en fonction du débit (CMPD), afin d’évaluer les progrès réalisés dans la réduction des charges en éléments nutritifs. Appliquer le calcul régulier des charges normalisées en fonction du débit à d’autres affluents prioritaires (p. ex., lors des calculs de charges annuelles de l’annexe 4) peut fournir des informations supplémentaires sur les variations.

2.3.3 Zones d'incertitude

Influence de la fréquence d'échantillonnage sur la mesure des charges et l'analyse des cibles et des tendances : Dans plusieurs affluents, les variations des fréquences d'échantillonnage pour mesurer les concentrations d'éléments nutritifs sont confondues avec celles observées dans les charges ou dans les affluents qui n'ont pas été surveillés chaque année depuis 2008. Pour la plupart de ces affluents, les prélèvements d'échantillons d'éléments nutritifs étaient moins fréquents les premières années et ont augmenté après la signature de l'AQEGL 2012 ou l'adoption de cibles de réduction du phosphore en 2016. Dans ces cas, il est difficile d'établir ou d'évaluer des cibles de réduction des charges et d'attribuer les tendances à d'autres facteurs (au lieu de les attribuer simplement à des variations de fréquences d'échantillonnage).

Il est peu probable que des échantillons de petite taille permettent de capter correctement la variabilité de la relation entre les rejets et la concentration, et il est probable qu'ils ne tiennent pas compte des événements de courte durée (comme les tempêtes) dont les rejets et les charges sont les plus élevés. Il est important de souligner que la plupart des affluents prioritaires (y compris ceux dont les charges sont les plus importantes) font actuellement l'objet d'un échantillonnage fréquent (environ deux fois par semaine ou plus) et que plusieurs d'entre eux disposent également de relevés de mesures à long terme. À l'échelle des charges annuelles en PT de l'ensemble du bassin central, 55 à 65 % des charges annuelles estimées en PT entre 2017 et 2021 proviennent de sources qui peuvent être considérées comme quantifiées avec exactitude (c.-à-d. des sources ponctuelles et des charges en affluents surveillés pour la rivière Thames et les sites de la NCWQR). Compte tenu des ressources limitées allouées à la surveillance, il restera important d'étudier les moyens d'adapter la stratégie de surveillance afin de réduire l'incertitude.

Contribution du lac Huron aux charges de la rivière Détroit – Le groupe de travail sur les charges de l'annexe 4 utilise une charge annuelle fixe en PT de 321 TM pour calculer la contribution du lac Huron à les charges du lac Érié. Cette valeur est ajoutée aux charges (estimés comme décrit ci-dessus) provenant des bassins versants le long du corridor Huron-Érié pour déterminer les charges totales de la rivière Détroit dans le bassin ouest du lac Érié. La mesure des charges directement près de l'embouchure de la rivière Détroit est compliquée en raison de l'influence du lac Érié (p. ex., les seiches peuvent inverser le débit) et de la stratification du débit horizontal (c.-à-d. mauvais mélange dans la rivière). La méthode des charges constantes du lac Huron est conforme au calcul antérieur des charges du lac Érié (Maccoux et coll., 2016) et repose sur les hypothèses selon lesquelles les concentrations de phosphore de l'afflux du lac Huron dans la rivière Sainte-Claire sont semblables aux concentrations dans les eaux libres du lac Huron, et que le débit annuel est relativement constant.

Toutefois, des recherches récentes (Burniston et coll., 2018; Scavia et coll., 2019; Scavia et coll., 2020; Scavia et coll., 2022; Scavia, 2023) suggèrent que les charges en PT du lac Huron et de l'ensemble de la rivière Détroit pourraient être beaucoup plus élevées que les valeurs calculées avec la méthode du groupe de travail sur les charges de l'annexe 4. Les estimations des charges du lac Huron basées sur les données recueillies à la tête de la rivière Sainte-Claire et sur d'autres méthodes sont de trois à cinq fois plus élevées que les 321 TM utilisées par le groupe de travail sur les charges de l'annexe 4. La différence entre les charges du lac Huron estimées par le groupe sur les charges de l'annexe 4 et dans des études récentes est d'une ampleur semblable aux différences correspondantes dans les charges en aval de la rivière Détroit vers le lac Érié (Scavia, 2023). D'autres analyses sont en cours pour estimer avec plus

d'exactitudes les charges de la rivière Détroit et leur influence sur les EAN et l'hypoxie dans le lac Érié; les résultats de ces études seront pris en compte dans les évaluations futures.

2.3.4 Priorités en matière de surveillance, de modélisation et de recherche

Les estimations de charges calculées annuellement par le groupe de travail sur les charges de l'annexe 4 sont basées sur des investissements considérables dans la surveillance par des organismes gouvernementaux et d'autres partenaires. Comblar les principales lacunes en matière de données et de connaissances pourrait renforcer les évaluations futures et éclairer les efforts de gestion des éléments nutritifs dans les bassins versants du lac Érié. Plusieurs affluents n'ont pas fait l'objet d'une collecte de données suffisante en 2008 pour qu'il soit possible d'estimer avec précision les charges permettant d'établir des cibles de réduction. Le rapport de l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles de 2015 recommandait que des cibles de réduction des charges soient établies pour les bassins versants prioritaires dans les plans d'action nationaux. D'autres méthodes doivent être envisagées afin de fixer des cibles de réduction pour ces affluents prioritaires afin de fournir une charge cible par rapport auquel les progrès peuvent être évalués. De même, tous les affluents prioritaires doivent faire l'objet d'un échantillonnage suffisant des concentrations d'éléments nutritifs pour que les charges puissent être calculées avec précision et pour minimiser les changements liés à l'échantillonnage dans les estimations des charges. Les incertitudes concernant les charges du lac Huron et de la rivière Détroit doivent également faire l'objet d'un examen plus approfondi. Le calcul régulier des charges normalisées en fonction du débit afin d'éliminer l'impact des rejets pour tous les affluents ayant suffisamment de données peut fournir des informations utiles sur la question de savoir si les mesures prises relativement au bassin versant ont l'effet attendu.

3 RÉPONSE DU LAC AUX CHARGES EN ÉLÉMENTS NUTRITIFS

3.1 INTRODUCTION

Les charges en éléments nutritifs provenant du bassin versant joue un rôle central dans la détermination des conditions dans le lac, ainsi que des processus internes comme la libération d'éléments nutritifs par les sédiments et le filtrage de la colonne d'eau par les moules dreisséniées invasives. Pour comprendre l'état du lac Érié et la manière dont il réagit aux charges, il faut mesurer un large éventail de variables physiques, chimiques et biologiques à l'aide de diverses méthodes, notamment l'échantillonnage par bateau, les capteurs *in situ* et la télédétection par satellite. La surveillance est assurée par des organismes gouvernementaux fédéraux, étatiques, provinciaux et locaux, ainsi que par des universités et d'autres groupes. Même si collectivement, ces activités génèrent une multitude de données essentielles à notre compréhension du lac Érié, cette évaluation a limité l'analyse aux données qui ont été collectées à l'aide d'une méthodologie cohérente sur de longues périodes, avec une couverture spatiale suffisante pour caractériser largement les conditions dans les bassins du lac, et qui correspondent aux périodes précisées par les IRE.

Le programme de suivi et de surveillance d'ECCC existe depuis les années 1960 et recueille des données sur la qualité de l'eau à partir d'environ 65 stations sur le lac Érié, à la fois près du rivage et au large. Au cours des relevés de printemps et d'été, des données sur la qualité de l'eau comme les éléments

nutritifs, les contaminants, la chlorophylle, les ions majeurs (silice), les métaux et les paramètres physiques sont collectées. Le Great Lake National Program Office (GLNPO) de l'EPA des États-Unis surveille le lac Érié depuis 1983 afin de mesurer les éléments nutritifs, les métaux, la composition chimique de l'eau, les paramètres physiques, l'oxygène dissous, la chlorophylle et la structure des communautés phytoplanctoniques à partir de 22 stations situées au lac Érié au cours de relevés effectués au printemps et en été. Outre ces programmes de surveillance à long terme, les données supplémentaires fournies et utilisées dans le cadre de cette évaluation comprennent des données de télédétection sur la gravité des EAN fournies par ECCC et la NOAA, ainsi que sur la biomasse de *Cladophora* aux sites de surveillance par sentinelle, fournies par ECCC et le USGS. Ces données ont été comparées aux IRE établis par l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles de l'annexe 4 ou aux objectifs relatifs aux substances provisoires de l'AQEGL, dans la mesure du possible, et ont été évaluées en vue de relever des changements récents par rapport à la variabilité historique, lorsque des objectifs quantitatifs n'ont pas été établis.

3.2 CONDITIONS TROPHIQUES

L'état trophique des Grands Lacs est au cœur de l'AQEGL depuis sa signature en 1972 et demeure un indicateur clé de la santé de l'écosystème. Les concentrations d'éléments nutritifs, les indicateurs de la biomasse phytoplanctonique et la clarté de l'eau (c.-à-d. profondeur du disque de Secchi) permettent de comprendre l'état trophique et facilitent l'évaluation de la manière dont les réductions d'éléments nutritifs affectent la productivité globale.

Objectif lié à l'écosystème du lac (OEL 6) : Maintenir des conditions mésotrophes dans les eaux libres des bassins ouest et central du lac Érié ainsi que des conditions oligotrophes dans le bassin est du lac Érié.

Mesure du rendement Maintenir les concentrations d'éléments nutritifs à des niveaux permettant d'atteindre les objectifs d'état trophique propres au bassin afin de maintenir une communauté de poissons saine et diversifiée

Objectifs relatifs aux substances de l'état trophique : Concentration printanière de PT dans les eaux libres propre au bassin, concentration estivale de chlorophylle a dans les eaux libres propre au bassin

L'équipe de travail sur les objectifs et les cibles de l'annexe 4 n'a pas jugé nécessaire de réviser les objectifs provisoires existants relatifs aux substances pour les concentrations de phosphore total dans les eaux libres, représentées par les moyennes² printanières, qui sont les suivantes : 15 µg/l dans le bassin ouest et 10 µg/l dans les bassins central et est. Il est prévu que les réductions de phosphore ciblées se traduisent par des concentrations printanières moyennes de phosphore dans les eaux libres qui atteindront les objectifs d'état trophique propres au bassin (équipe de travail sur les objectifs et les cibles de l'annexe 4, 2015). Les concentrations cibles correspondantes de chlorophylle a en été ont été rapportées dans Chapra et Dobson (1981) et ont été adoptées dans le Rapport sur l'état des Grands Lacs en tant qu'objectif provisoire relatif aux substances, avec une cible de 3,6 µg/l dans le bassin ouest et de 2,6 µg/l dans les bassins central et est.

² Dans le cadre des objectifs provisoires relatifs aux substances, le « printemps » est défini comme étant d'avril à mai, tandis que le « printemps » pour les cibles de charges de phosphore est défini comme étant de mars à juillet.

3.2.1 Résumé des observations – État trophique, 2017 à 2021

Les concentrations d'éléments nutritifs et la chlorophylle a dans le lac sont mesurées dans le cadre de programmes de surveillance à long terme menés par le GLNPO et ECCC. D'autres partenaires fédéraux, étatiques, provinciaux et universitaires exploitent également des stations de surveillance pour évaluer les indicateurs de l'état trophique, mais les résultats de ces stations ne sont pas pris en compte dans la discussion sur les résultats ci-dessous.

Trois années de données obtenues lors de la période d'évaluation sont disponibles. Les concentrations en eau libre de phosphore total au printemps et de chlorophylle a à la surface en été ont été comparées aux objectifs provisoires de l'AQEGL relatifs aux substances et aux intervalles indicatifs des différentes conditions trophiques dans les eaux des Grands Lacs, comme indiqué dans Dove et Chapra (2015).

Les concentrations printanières en eaux libres de phosphore total dans le bassin ouest du lac Érié étaient supérieures à l'objectif relatif aux substances pour toutes les années et se situaient dans la plage de concentrations associée à des conditions eutrophes. Les concentrations printanières en eaux libres de phosphore total dans le bassin central étaient supérieures à l'objectif relatif aux substances pour toutes les années et se situaient dans la plage associée à des conditions mésotrophes. Les concentrations printanières en eaux libres de phosphore total dans le bassin est étaient proches de l'objectif relatif aux substances pour toutes les années et se situaient dans la plage associée à des conditions mésotrophes au cours des trois années (Figure 17).

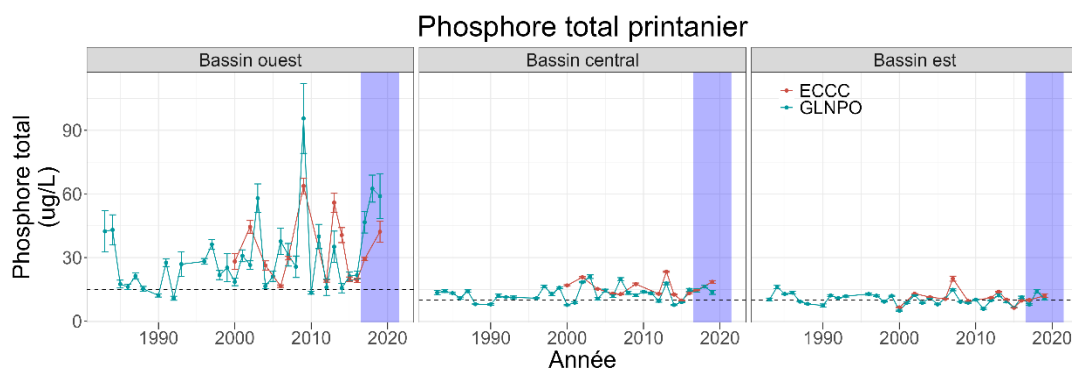


Figure 17. Concentrations moyennes (\pm ES) de phosphore total au printemps (avril à mai) dans les bassins ouest, central et est du lac Érié. La ligne pointillée indique l'objectif provisoire relatif aux substances. La période de 2017 à 2021 est considérée comme la période d'évaluation en cours pour l'évaluation binationale quinquennale de la GA.

Bien qu'il n'y ait pas d'objectifs relatifs aux substances désignés pour les autres éléments nutritifs, le GLNPO et ECCC mesurent également d'autres éléments nutritifs, notamment le PRD, l'ammoniac, les nitrates et les nitrites, la silice et l'azote total Kjeldahl. Les résultats de la surveillance de ces éléments nutritifs figurent à l'annexe 7.2.5.

Les concentrations de chlorophylle a à la surface en été dans le bassin ouest étaient supérieures à l'objectif provisoire relatif aux substances dans la plupart des échantillons tout au long de la période d'évaluation et se situaient dans la plage associée aux conditions eutrophes dans les eaux des Grands Lacs. Les concentrations de chlorophylle a dans le bassin central en été ont également été généralement supérieures à l'objectif provisoire relatif aux substances au cours de la période d'évaluation, et les concentrations se situaient dans la plage associée à des conditions oligomésotrophes. Les

concentrations de chlorophylle a dans le bassin est en été étaient généralement inférieures à l'objectif relatif aux substances et se situaient dans la plage associée aux conditions oligotrophes au cours des trois années (Figure 18).

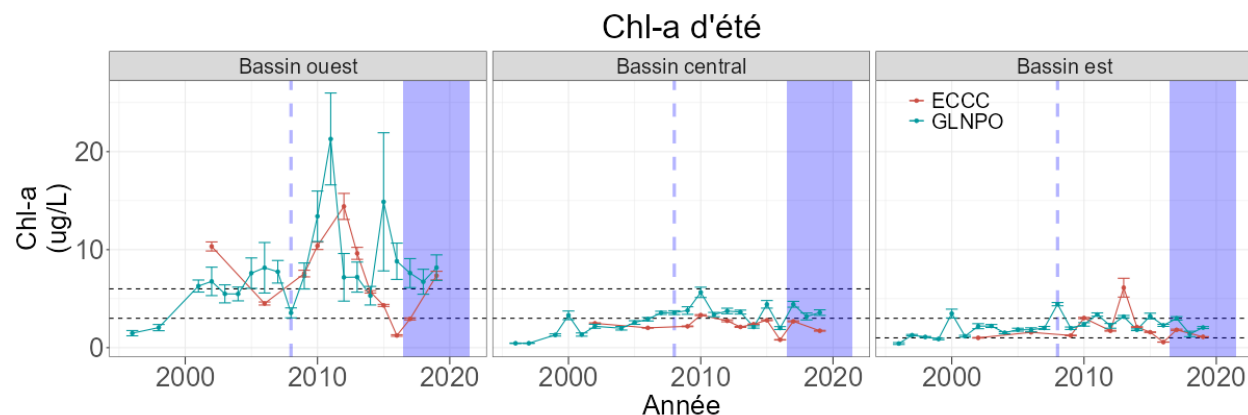


Figure 18. Concentrations moyennes (\pm ES) de chlorophylle a en été (juin à août) dans les bassins ouest, central et est du lac Érié. Les lignes pointillées indiquent les intervalles ciblés (Dove et Chapra, 2015) correspondant aux objectifs relatifs à l'état trophique de l'AQEGL 2012. La période de 2017 à 2021 est considérée comme la période d'évaluation en cours pour l'évaluation binationale quinquennale de la GA.

La modélisation a suggéré que la réduction ciblée de 40 % des charges en phosphore printanière et annuelle maintiendrait l'état trophique à un niveau qui n'aurait pas d'incidence sur la capacité de charge de la communauté de poissons, à l'exception potentielle du bassin central (équipe de travail sur les objectifs et les cibles, 2015). Ces évaluations étaient basées sur les concentrations annuelles de PT dans les eaux libres, et non sur les concentrations printanières. Étant donné qu'il n'y a pas eu de réduction persistante des charges au cours de la période d'évaluation, cette évaluation ne peut pas déterminer comment les conditions trophiques du lac réagissent aux réductions des charges.

3.2.2 Priorités en matière de surveillance, de modélisation et de recherche – État trophique

Les programmes de surveillance à long terme du GLNPO et d'ECCC ont été conçus pour répondre aux besoins d'évaluation définis dans l'AQEGL, mais au-delà de ces programmes, il existe des possibilités d'améliorer la cohérence de la surveillance, ce qui pourrait permettre d'élargir l'évaluation des OEL ou de progresser dans notre compréhension de la relation entre les charges dans le lac et la réponse du lac Érié. Le groupe de travail sur les efflorescences d'algues nuisibles des lacs Érié et Sainte-Claire a souligné l'importance d'élaborer une approche cohérente dans ses recommandations en matière de surveillance (2021). En outre, le groupe de travail a recommandé un échantillonnage intégré de l'eau (comme le font le GLNPO et ECCC) à tous les lieux de surveillance, certaines stations de surveillance étant complétées par des échantillons de surface (et éventuellement d'autres profondeurs).

3.3 CYANOBACTÉRIES/EFFLORESCENCES D'ALGUES NUISIBLES

Les EAN se développent chaque année dans le bassin ouest du lac Érié et peuvent atteindre le bassin central à la fin de l'été. Les cyanotoxines produites par les EAN dans le bassin ouest menacent la santé humaine et animale, tandis que la prolifération excessive d'algues perturbe les réseaux alimentaires,

dégrade l'habitat du poisson et des animaux sauvages, réduit les zones de frai, limite la productivité des poissons, entrave l'utilisation des cours d'eau à des fins récréatives et obstrue les prises d'eau. En outre, la décomposition de la biomasse algale associée aux EAN contribue à l'hypoxie et aux « zones mortes » qui sont inhabitables pour les poissons et les organismes aquatiques.

Objectif lié à l'écosystème du lac (OEL 4) : Maintenir la biomasse des cyanobactéries à des niveaux qui ne produisent pas de concentrations de toxines constituant une menace pour la santé humaine ou écosystémique dans les eaux du bassin ouest du lac Érié.

Mesure du rendement : Réduire la présence, l'étendue et la fréquence des EAN dans les bassins ouest et central du lac Érié.

IRE et seuil cible des cyanobactéries/EAN : Moyenne maximale de la biomasse de cyanobactéries sur 30 jours de <9 600 TM dans le bassin ouest

La recherche et la modélisation ont montré que la biomasse de cyanobactéries en eaux libres dans le bassin ouest du lac Érié est largement déterminée par les charges printanières en PT et en PRD provenant de la rivière Maumee, d'autres facteurs comme le vent, le mélange et la température influençant les caractéristiques de l'efflorescence. Les charges en phosphore provenant d'autres affluents du bassin ouest peuvent également contribuer à l'efflorescence, mais les charges provenant de ces affluents affectent plus directement les efflorescences algales localisées près du rivage.

Bien que la taille d'une efflorescence et sa toxicité ne soient pas intrinsèquement liées (p. ex., une petite efflorescence peut s'avérer toxique), la prévention générale des EAN est considérée comme le moyen le plus approprié de contrôler les cyanotoxines, car on peut supposer que la minimisation de la biomasse de cyanobactéries réduit le potentiel de production élevée de toxines (équipe de travail sur les objectifs et les cibles de l'annexe 4, 2015).

3.3.1 Résumé des observations – Cyanobactéries/EAN, 2017 à 2021

Le Sous-comité de l'annexe 4 utilise la biomasse maximale de cyanobactéries sur 30 jours dans le bassin ouest³ comme IRE pour assurer un suivi des progrès réalisés vers les OEL relativement à la biomasse des efflorescences de cyanobactéries.

La biomasse de cyanobactéries est principalement mesurée par télédétection. La NOAA et ECCC utilisent des approches légèrement différentes pour caractériser l'efflorescence, mais tous deux compilent des images satellitaires quotidiennes pour mesurer les indicateurs de la biomasse algale et valider les mesures satellitaires avec des données obtenues sur le terrain. La NOAA calcule l'indice de cyanobactéries (IC) à partir de la biomasse de cyanobactéries, mesurée par la réflectance à trois longueurs d'onde associées aux cellules cyanobactériennes (Wynne et coll., 2021), tandis qu'ECCC mesure les concentrations globales de chlorophylle a et ne fait donc pas de distinction entre le type de phytoplancton (Binding et coll., 2018).

La NOAA calcule l'indice de gravité (IG) de l'efflorescence sur la base de la biomasse au cours de la fenêtre de 30 jours pendant laquelle la biomasse est maximale. Le seuil d'IRE inférieur à 9 600 TM

³ D'autres paramètres des efflorescences, y compris ceux utilisés dans le Rapport sur l'état des Grands Lacs, utilisent la superficie de l'efflorescence plutôt que la biomasse de l'efflorescence, ce qui peut mener à une détermination différente de la gravité de l'efflorescence.

correspond approximativement à un IG de 2,9. Un IG supérieur à 5 est associé à une efflorescence grave, tandis qu'une efflorescence supérieure à 7 est très grave. La Figure 19 résume les efflorescences algales observées dans le bassin ouest du lac Érié entre 2017 et 2021. Dans l'ensemble, il y a eu une grande variabilité interannuelle dans la gravité de l'efflorescence, l'IG de l'efflorescence variant entre 3 et 8. Figure 20 présente les données d'IG sur le lac Érié pour la période de 2004 à 2021. Entre 2017 et 2021, la cible d'IG de l'efflorescence n'a jamais été atteinte, bien que l'efflorescence de 2020 s'en soit approchée avec un IG de 3.

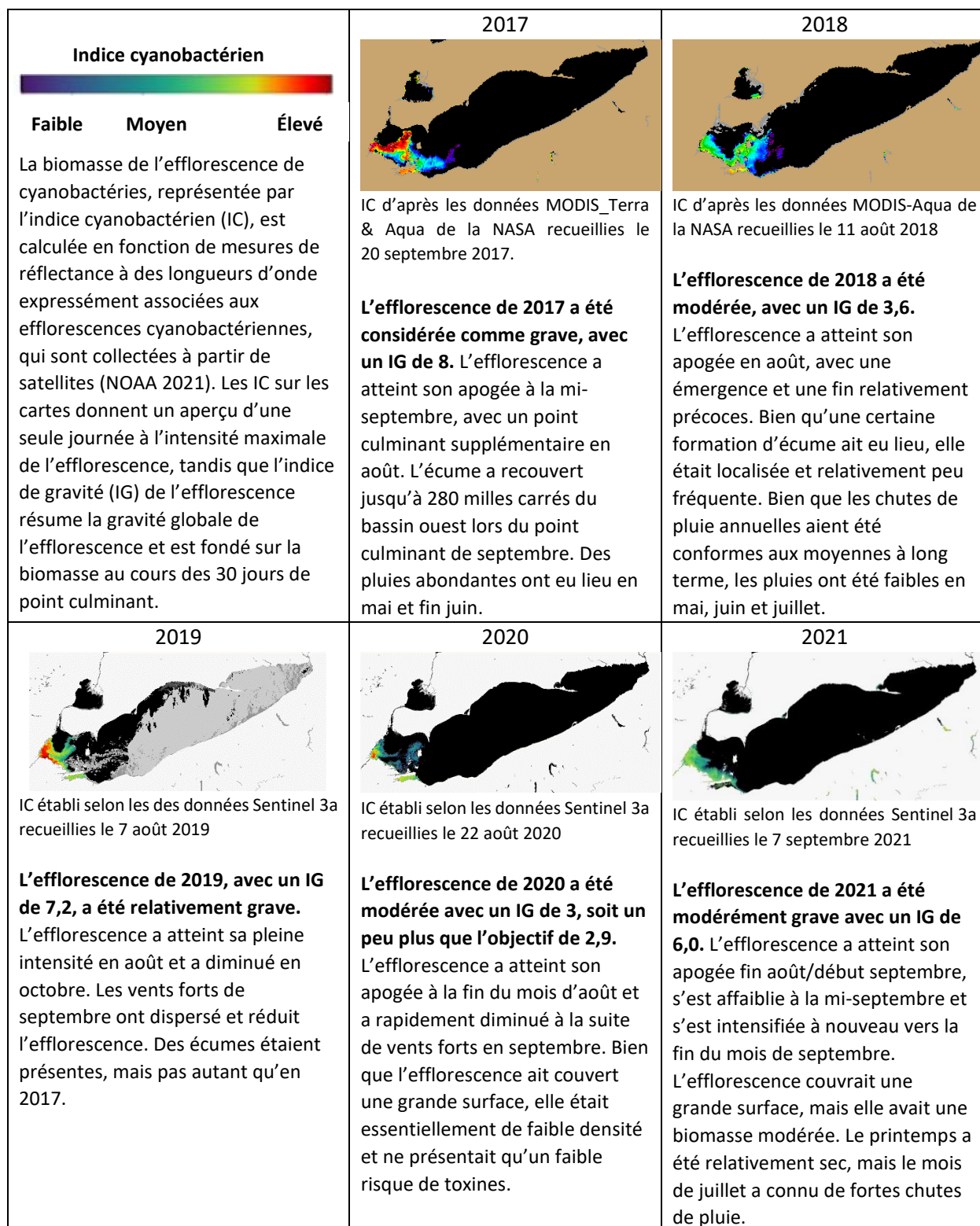


Figure 19. Résumé des conditions d'efflorescence de la zone ouest du lac Érié pour la période de 2017 à 2021. Les zones grises du lac indiquent la couverture nuageuse à la date de collecte de l'image. Veuillez noter le changement de la source d'image (MODIS à Sentinel 3a) de 2018 à 2019.

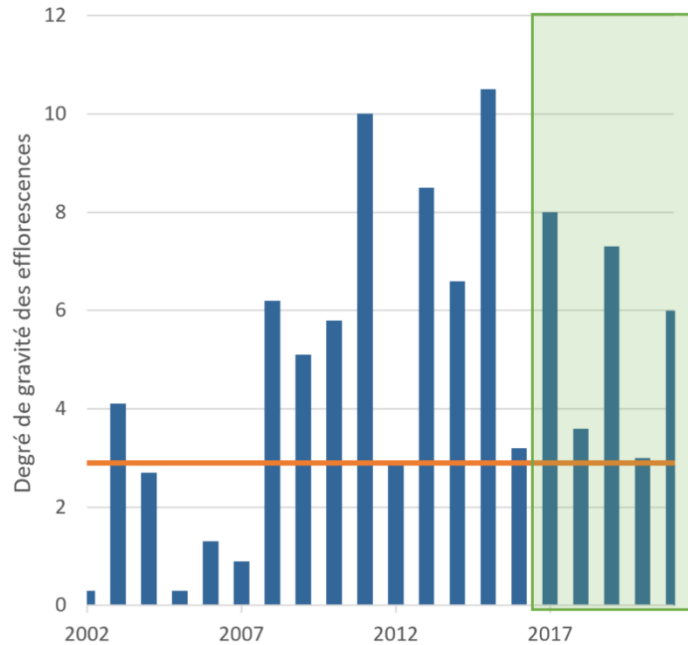


Figure 20. Indice de gravité de la prolifération dans le lac Érié (NOAA), 2004 à 2021. Les années 2017 à 2021 sont mises en évidence comme étant la période d'évaluation en cours pour l'évaluation binationale quinquennale de la GA (adapté d'ErieStat).

ECCC rapporte la gravité moyenne et maximale de l'efflorescence entre juin et octobre en multipliant l'intensité de l'efflorescence (concentration moyenne de chlorophylle dans la zone d'efflorescence) et l'étendue de l'efflorescence (superficie) (Environnement et Changement climatique Canada, 2022). Bien que ce paramètre ne soit pas directement lié à l'IRE maximal sur 30 jours, il peut fournir un autre aperçu de la biomasse de l'efflorescence. Comme le montre la Figure 21, bien que calculée différemment de l'IG d'efflorescence de la NOAA, la caractérisation globale de l'efflorescence est assez semblable, 2017 présentant l'efflorescence la plus grave, suivie de 2019 et 2021. En ce qui concerne les deux paramètres de gravité, les années 2020 et 2018 ont été signalées comme présentant des efflorescences relativement légères.

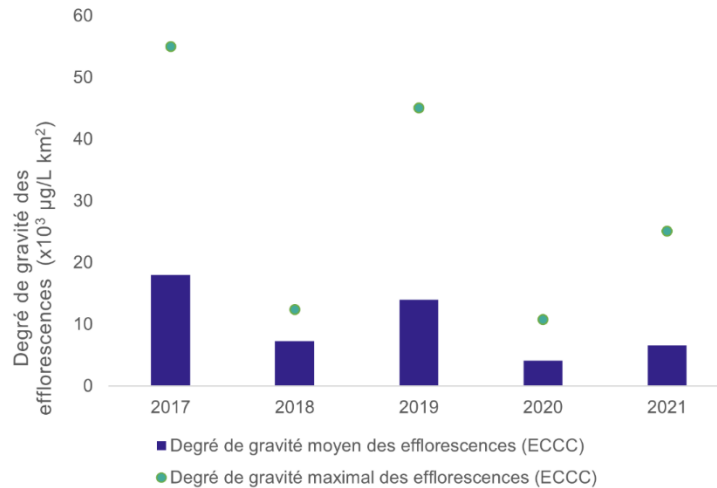


Figure 21. Gravité moyenne et maximale des efflorescences dans le lac Érié de juin à octobre (ECCC) de 2017 à 2021. (Données d'[EOLakeWatch, 2022](https://www.eolakewatch.org/))

Aucun IRE propre à la toxicité des efflorescences n'a été établi. La biomasse de l'efflorescence est plutôt utilisée comme indicateur pour évaluer la toxicité, en partant du principe qu'une efflorescence plus importante peut générer davantage de cyanotoxines. Bien qu'il soit entendu que la taille de l'efflorescence et sa toxicité ne sont pas intrinsèquement liées, la taille de l'efflorescence peut servir d'indicateur de la toxicité. Il existe de nombreuses (116) stations de surveillance qui mesurent les concentrations de cyanotoxines (Figure 22), toutes mesurent la classe de cyanotoxines la plus courante, les microcystines, mais ne mesurent généralement pas les autres cyanotoxines ou ne distinguent pas les microcystines structurées différemment (congénères de microcystines). En outre, les méthodes utilisées pour analyser les microcystines ont été élaborées pour répondre aux besoins uniques des programmes par les entités chargées de la surveillance et ne sont pas normalisées ou utilisées de manière cohérente à toutes les stations de surveillance. Une évaluation de l'état général des cyanotoxines dans le bassin ouest du lac Érié – distinct de l'IRE de la biomasse cyanobactérienne – nécessitera un examen minutieux de la variabilité méthodologique afin de synthétiser ces données disparates et de générer des informations significatives.

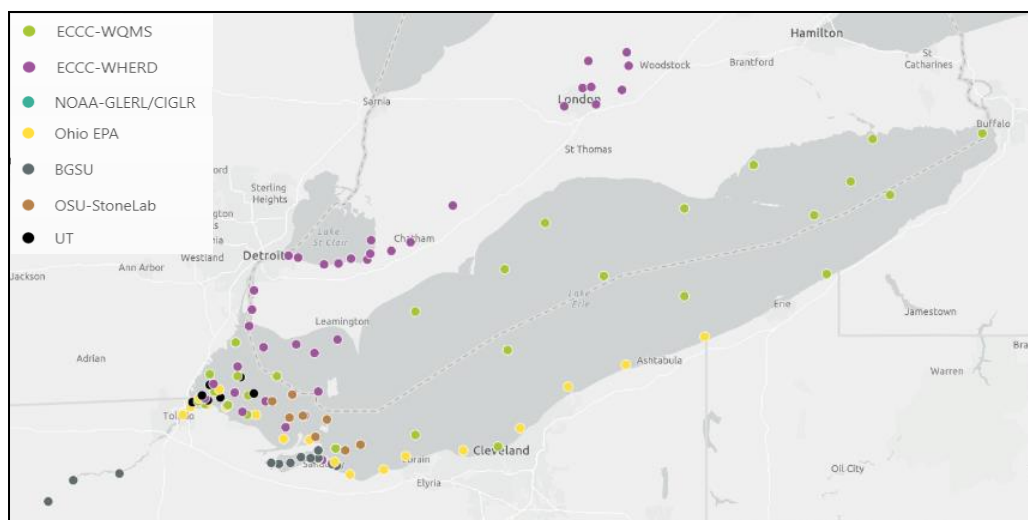


Figure 22. Stations de surveillance où les cyanotoxines sont mesurées (Groupe de travail sur les EAN, septembre 2021).

3.3.2 Interprétation des observations – Cyanobactéries/EAN, 2017 à 2021

De 2017 à 2021, les EAN dans le lac Érié ont été variables et n'ont pas atteint le seuil cible de <math>< 9\ 600\ \text{TM}</math> de biomasse de cyanobactéries, ce qui correspond à une gravité d'efflorescence de 2,9, quelle que soit l'année. D'une manière générale, on ne s'attend pas à une amélioration des EAN, étant donné que les EAN sont essentiellement dues aux charges printanières en phosphore de la rivière Maumee, lesquelles n'ont pas diminué et n'ont pas atteint les cibles de réduction de 40 % du PT et du PRD au printemps.

La NOAA établit chaque année des prévisions d'efflorescences afin d'en anticiper la gravité. Les prévisions sont basées sur un ensemble de modèles de charges. La Figure 23 montre la gravité réelle et prévue des efflorescences pour la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. La NOAA réévalue l'approche à la fin de chaque année afin d'améliorer sa capacité de prévision.

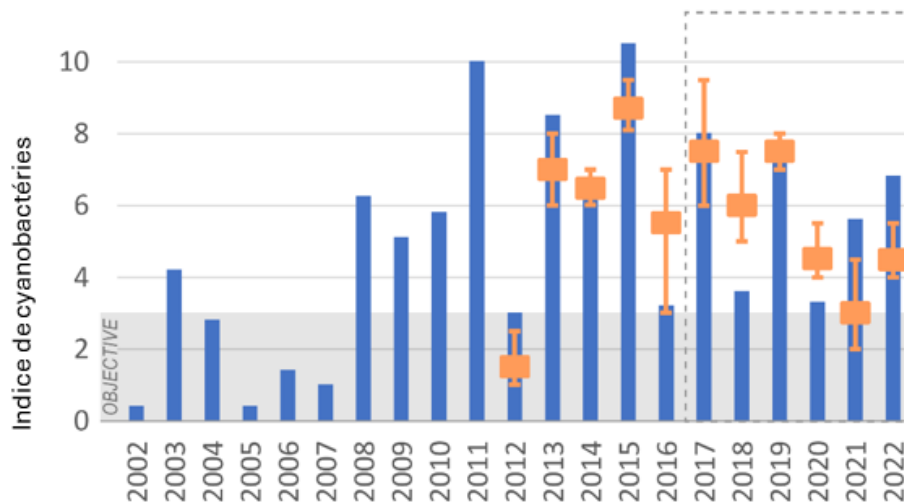


Figure 23. Indice de gravité de la prolifération réel et prévu (NOAA) de 2002 à 2021. Les boîtes orange représentent la gravité prévue des efflorescences et les barres bleues représentent la gravité observée. Les années 2017 à 2021 sont mises en évidence comme étant la période d'évaluation en cours pour l'évaluation binationale quinquennale de la GA.

Les observations relatives aux charges et à la gravité de l'efflorescence au cours de la période d'évaluation mettent en évidence la complexité du système et l'influence de facteurs comme le vent et le moment où survient les charges en phosphore. La Figure 24 compare le PT printanier et le PRD printanier de la rivière Maumee à la gravité de l'efflorescence. La prévision d'une évolution de la gravité de l'efflorescence en fonction du phosphore printanier s'est généralement vérifiée de 2017 à 2021, avec les exceptions intéressantes de 2020 et 2021.

En 2020, les charges printanières en PT de la rivière Maumee étaient plus élevées qu'en 2021 et les charges printanières en PRD étaient similaires (bien que légèrement inférieure), mais l'efflorescence de 2020 était nettement moins grave que celle de 2021. En 2020, les vents forts de septembre (dont une journée avec des vents de 65 km/h) ont dispersé l'efflorescence et celle-ci s'est rapidement affaiblie après son point culminant de la fin août (Stumpf et coll., 2020). L'efflorescence de 2021 s'est également affaiblie à la suite de vents forts en septembre, mais s'est intensifiée à nouveau après une période de vents plus calmes et d'eaux plus chaudes (Stumpf et coll., 2021). Bien que les charges printanières en phosphore de la rivière Maumee aient été relativement faibles en 2021, une quantité disproportionnée des charges provenait du mois de juillet (le PRD printanier de la rivière Maumee en juillet 2021 était la troisième charge de juillet la plus élevée observée depuis 2008) (Stumpf et coll., 2021). En 2018, l'efflorescence a été nettement moins grave qu'en 2021, malgré des charges printanières en phosphore semblable provenant de la rivière Maumee. En 2018, les charges printanières en phosphore provenant de la rivière Maumee sont arrivées de manière disproportionnée au début de la saison (mars et avril), les charges étant très faibles en juillet (Stumpf et coll., 2018).

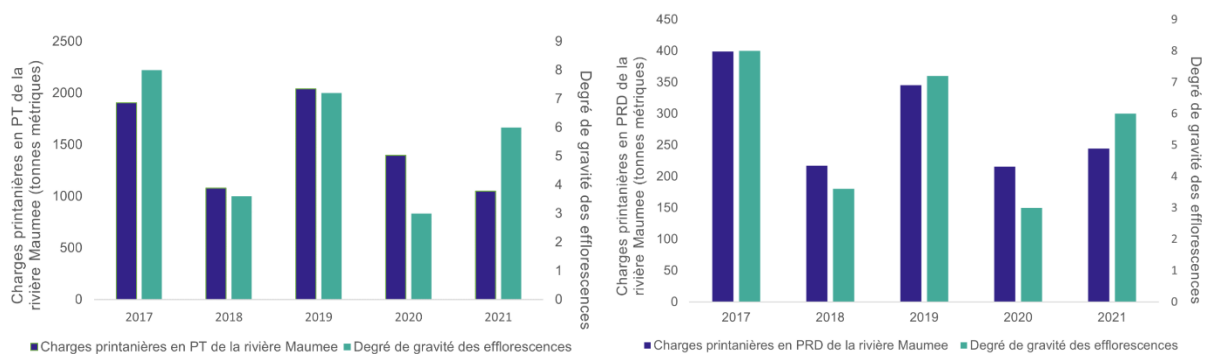


Figure 24. Charges printanières en PT et en PRD de la rivière Maumee, respectivement, représentées par la gravité des efflorescences (NOAA) sur l’axe secondaire. (Données d’ErieStat)

Les réductions des charges printanières en phosphore au cours de la période d’évaluation de cinq ans n’ont pas atteint les cibles fixées et n’ont pas été suffisamment importantes ou cohérentes pour permettre d’évaluer la réponse des EAN aux variations des charges.

3.3.3 Priorités en matière de surveillance, de modélisation et de recherche – Cyanobactéries/EAN

De grands progrès ont été accomplis en matière de surveillance, de modélisation et de recherche, ce qui a permis d’évaluer les OEL de l’annexe 4 de l’AQEGL et d’améliorer la GA en vue de l’atteinte des OEL, mais l’ajout de données clés pourrait élargir l’évaluation et nous permettre de mieux comprendre les EAN dans le lac Érié. Le groupe de travail sur les efflorescences d’algues nuisibles a ciblé de nombreuses possibilités de surveillance pour combler les lacunes prioritaires à cet égard, notamment l’élargissement de l’analyse par télédétection au lac Sainte-Claire, la surveillance hebdomadaire ou à la quinzaine des concentrations d’éléments nutritifs dans le lac (y compris les espèces azotées et la silice), et une saison de surveillance *in situ* plus longue comprenant une collecte de données plus fréquente (Groupe de travail sur les efflorescences d’algues nuisibles des lacs Érié et Sainte-Claire, 2021). Le groupe de travail sur les efflorescences d’algues nuisibles (EAN) a en outre recommandé l’élaboration d’un plan binational de surveillance des EAN afin que les lacunes dans les données puissent être comblées de manière cohérente (groupe de travail sur les efflorescences d’algues nuisibles des lacs Érié et Sainte-Claire, 2021).

3.4 COMPOSITION DE LA COMMUNAUTÉ D’ALGUES DANS LES EAUX CÔTIÈRES

La composition et l’abondance de la communauté d’algues indiquent l’état trophique du lac. En outre, l’évaluation de la composition de la communauté d’algues peut faciliter la détection de changements subtils dans l’écosystème (Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis, 2022).

Objectif lié à l'écosystème du lac (OEL 3) : Maintenir des espèces d'algues compatibles avec des écosystèmes aquatiques sains dans les eaux littorales des bassins ouest et central du lac Érié.

Mesure du rendement Maintenir une composition saine de la communauté d'algues dans les lacs Érié et Sainte-Claire.

IRE : Indicateur(s)/paramètre(s) envisagé(s)

3.4.1 Résumé des observations – Composition de la communauté d'algues près du rivage, 2017 à 2021

Aucun IRE n'a encore été établi pour assurer un suivi des progrès réalisés à l'égard des OEL pour la composition de la communauté d'algues dans les eaux littorales, mais il est important d'examiner comment la structure de la communauté d'algues peut changer en réponse aux variations des charges en éléments nutritifs. Il existe plus de 150 stations dans le bassin du lac Érié (y compris le lac Sainte-Claire et certains affluents) où des échantillons sont prélevés pour évaluer la composition de la communauté d'algues, la plupart d'entre elles (117) analysant les échantillons pour un comptage complet de toutes les espèces d'algues. D'autres échantillons sont analysés pour déterminer la répartition des principaux groupes d'algues ou la biomasse phytoplanctonique globale. Nombre de facteurs rendent difficile l'évaluation complète de la composition de la communauté d'algues (changements rapides dans le temps, microrépartition spatiale, différences méthodologiques et taxonomiques entre les programmes de surveillance); il est donc important de prendre en compte la comparabilité des données utilisées pour l'analyse et d'éviter de surinterpréter les changements à court terme. Toutefois, un échantillonnage cohérent (lieux, périodes, méthodes de collecte et de traitement, etc.) peut fournir des indications importantes sur l'évolution des conditions de l'écosystème.

Le programme de surveillance biologique du GLNPO de l'EPA collecte des échantillons de phytoplancton deux fois par an (en avril et en août) à 20 stations du lac Érié. Ce programme constitue le plus long dossier taxonomique de la composition de la communauté d'algues du lac Érié. Les résultats des 20 dernières années de surveillance dans le bassin ouest sont présentés dans la Figure 25. La composition de la communauté varie considérablement d'une année à l'autre, mais les diatomées prévalent au printemps tandis que l'été tend à être dominé par les cyanobactéries. De 2017 à 2021, les cyanobactéries représentaient la plus grande proportion de phytoplanctons en 2017, qui était également l'année où la gravité des EAN était la plus élevée (bien qu'aucun échantillon n'a été prélevé en 2020 en raison de la pandémie de COVID-19). Ces dernières années, les cyanobactéries ont représenté une proportion plus faible du phytoplancton estival que les années précédentes, mais cette observation ne témoigne pas nécessairement d'un changement persistant dans la composition de la communauté et il est recommandé de poursuivre l'évaluation au fur et à mesure que des données supplémentaires sont disponibles. Ces données ne représentent que des « instantanés » (c.-à-d. la composition de la communauté le jour où l'échantillon a été prélevé) de quatre années de la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021, et il convient d'analyser d'autres sources et années de données avant de conclure à un changement récent et important de la composition de la communauté d'algues.

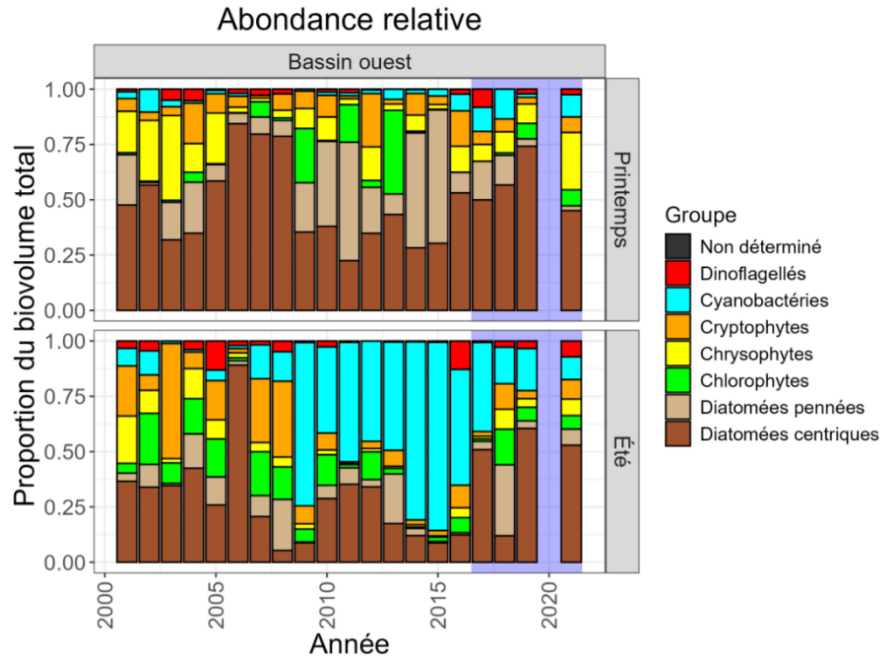


Figure 25. Abondance relative des groupes de phytoplancton collectés dans le bassin ouest du lac Érié dans le cadre du programme de surveillance biologique des Grands Lacs du GLNPO. La période de 2017 à 2021 est considérée comme la période d'évaluation en cours pour l'évaluation binationale quinquennale de la GA.

3.4.2 Interprétation des observations – Composition de la communauté d'algues près du rivage, 2017 à 2021

Les données disponibles pour la période d'évaluation en cours sont limitées. Cela dit, le rapport État des Grands Lacs de 2022 a conclu que l'état du phytoplancton dans le lac Érié était médiocre, et a relevé une tendance à la détérioration sur dix ans, pointant vers les cyanobactéries du bassin ouest (ECCC et EPA des États-Unis, 2022).

Outre l'efflorescence de cyanobactéries en eaux libres évoquée à la section 3.3, les efflorescences de cyanobactéries localisées près du rivage peuvent avoir des incidences importantes sur les écosystèmes et les communautés près du rivage. Des cibles de réduction de 40 % des charges printanières en PT et en PRD ont été fixées pour les affluents prioritaires afin de lutter contre les efflorescences localisées; l'atteinte de ces cibles de réduction devrait à son tour avoir des effets positifs sur la composition de la communauté d'algues.

En général, les cibles de réduction du phosphore n'ont pas été atteintes au cours de la période d'évaluation. La Figure 26 présente un résumé des réductions de charges printanières en PT et en PRD pour les affluents qui ont des cibles. De 2017 à 2021, les charges en phosphore provenant de la rivière Portage étaient constamment inférieures à la valeur de référence⁴, y compris quatre années qui ont atteint la cible de PT et trois années qui ont atteint la cible de PRD. Le seul autre affluent qui a atteint les cibles de PT ou de PRD est la rivière Raisin pour le PT et le PRD en 2021. Les charges moyennes

⁴ L'année de référence pour la rivière Portage est 2011 plutôt que 2008 en raison de la disponibilité des données et de la comparabilité prévue entre 2008 et 2011 (Plan d'action national de l'Ohio, 2020).

combinées de 2017 à 2021 pour les quatre affluents pour lesquels des cibles ont été fixées ont diminué de 2,8 % et de 8,9 % pour le PT et le PRD, respectivement, par rapport à la valeur de référence de 2008. Les changements dans la composition de la communauté d'algues dues aux éléments nutritifs ne seraient probablement pas prévus sur la base de ces changements de charges. La composition de la communauté d'algues est également influencée par de nombreux autres facteurs, notamment la composition du réseau alimentaire, les changements climatiques et les espèces envahissantes.

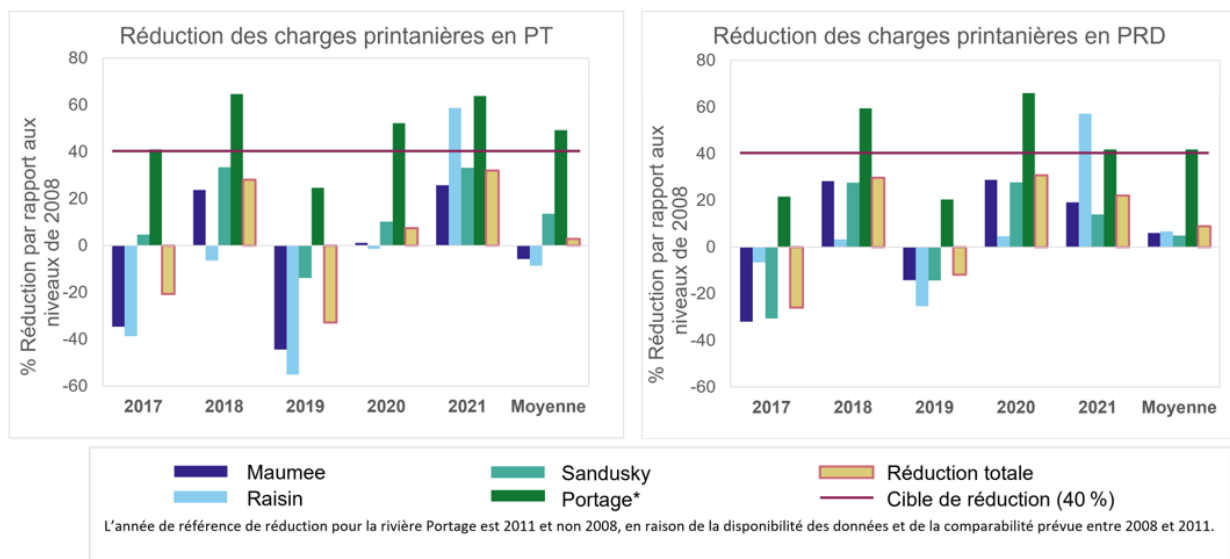


Figure 26. Réductions printanières de PT et de PRD, par rapport à la valeur de référence de 2008, pour les quatre affluents qui ont établi des cibles de charges printanières en phosphore. Comme le graphique montre des réductions de charge en phosphore, un chiffre négatif indique une augmentation des charges en phosphore. (Données d'ErieStat)

3.4.3 Priorités en matière de surveillance, de modélisation et de recherche – Composition de la communauté d'algues près du rivage

Le programme de surveillance biologique des Grands Lacs du GLNPO de l'EPA possède l'une des seules bases de données à long terme (1983 à aujourd'hui) pour tous les bassins du lac Érié. Le groupe de travail sur les efflorescences d'algues nuisibles a recommandé la mise en place de stations supplémentaires de surveillance à long terme utilisant des méthodes normalisées de collecte, de traitement et de taxonomie des échantillons (Groupe de travail sur les efflorescences d'algues nuisibles des lacs Érié et Sainte-Claire, 2021).

3.5 HYPOXIE

L'hypoxie des eaux de fond (définie comme des concentrations d'oxygène dissous < 2 mg/l) se développe de manière saisonnière dans le bassin central du lac Érié et est un phénomène régulier depuis au moins la fin des années 1950. Des cibles actualisées en matière de charge en phosphore ont été fixées en 2016 dans le but de réduire la gravité de ces conditions de faible teneur en oxygène dans le bassin central.

Objectif lié à l'écosystème du lac (OEL 4) : Réduire l'étendue des zones hypoxiques associées à un excès de phosphore

Mesure du rendement Réduire l'étendue et la durée de la zone hypoxique dans le bassin central du lac Érié
IRE et seuil cible de l'hypoxie : La teneur moyenne en oxygène dissous dans l'hypolimnion dans le bassin central d'août à septembre est supérieure ou égale à 2 mg/l.

Les zones hypoxiques sont familièrement appelées « zones mortes », car l'habitat ne peut plus accueillir plusieurs des organismes qui vivent généralement dans les eaux froides du fond. Les poissons peuvent être déplacés de leurs habitats de prédilection ou subir une mortalité directe pendant les épisodes hypoxiques (Kraus et coll. 2015). Les organismes dont la mobilité est limitée ou inexistante ne peuvent pas quitter la zone hypoxique et peuvent mourir en raison de la réduction de l'oxygène. Les réseaux publics d'alimentation en eau engagent des coûts de traitement supplémentaires pour atténuer les enjeux de goût et d'esthétique indésirables associés à l'eau hypoxique lorsqu'elle pénètre dans les prises d'eau potable.

La modélisation a montré que l'oxygène dissous dans l'hypolimnion du bassin central du lac Érié diminue avec l'augmentation des charges en PT et que les charges annuelles en PT dans les bassins ouest et central est l'échelle de charge la plus appropriée à utiliser pour prédire l'hypoxie. Toutefois, les paramètres physiques comme la température, le vent, les courants et la stratification jouent également un rôle clé dans la formation de l'hypoxie, de sorte que l'on peut s'attendre à ce que l'étendue spatiale et temporelle de l'hypoxie varie en fonction d'une charge en phosphore donné.

3.5.1 Résumé des observations – Hypoxie, 2017 à 2021

Le Sous-comité de l'annexe 4 a établi plusieurs paramètres d'IRE qui seraient appropriés pour assurer un suivi des progrès réalisés à l'égard des OEL relativement à l'hypoxie. Cela dit, il s'est principalement intéressé à la concentration moyenne d'oxygène dissous dans l'hypolimnion en août et septembre à titre de paramètre pour la modélisation et l'établissement d'une cible de réduction du phosphore, la cible étant de 2 mg/l.

Le programme de surveillance de l'oxygène dissous dans le lac Érié du GLNPO de l'EPA recueille des profils d'oxygène dissous et de température dans la colonne d'eau à partir de 10 stations du bassin central du lac Érié à des intervalles d'environ trois semaines pendant la saison de stratification (juin à octobre) chaque année. Sur la base de ces données, le seuil d'hypoxie a été atteint au cours de trois des cinq années d'évaluation : 2018, 2019 et 2020, comme indiqué dans la Figure 27. Il convient de souligner que l'enquête de 2020 diffère des autres années en raison des limitations d'échantillonnage liées à la pandémie de COVID-19 : cinq stations (dans les eaux américaines seulement) ont été échantillonnées au lieu des dix stations habituelles.

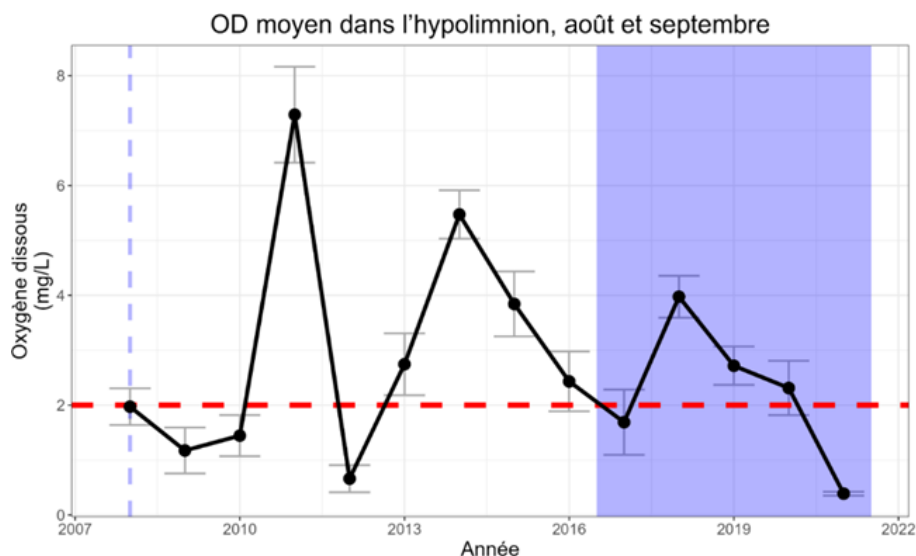


Figure 27. Concentration moyenne (\pm ES) d'oxygène dissous dans l'hypolimnion en août et septembre, d'après le programme de surveillance de l'oxygène dissous dans le lac Érié du GLNPO. La période d'évaluation de cinq ans est mise en évidence.

3.5.2 Interprétation des observations – Hypoxie, 2017 à 2021

La concentration d'oxygène dissous moyenne dans l'hypolimnion du bassin central a présenté une variabilité annuelle et a atteint la cible de l'ERI pendant trois années au cours de la période d'évaluation, bien que la cible de Charge annuelle en phosphore de 6 000 tonnes n'ait pas été atteinte. Ce résultat peut-être inattendu peut s'expliquer par la forte influence des facteurs physiques sur l'hypoxie, au-delà de l'impact des charges en PT.

Un autre facteur de complication est que les conditions hypoxiques sont dynamiques et varient à différentes échelles spatiales et temporelles, ce qui nécessite des approches de surveillance synoptique. Le programme de surveillance de l'oxygène dissous dans le lac Érié du GLNPO a été conçu pour surveiller une zone relativement homogène du bassin central afin de réduire la variabilité spatiale et de faciliter l'évaluation des changements dans le taux d'appauvrissement en oxygène (le paramètre de l'hypoxie utilisé dans les années 1970 et 1980) au fil du temps (Figure 28; Rosa et Burns, 1987). Des recherches plus récentes suggèrent que les conditions hypoxiques se développent d'abord dans les régions proches du rivage où l'hypolimnion est plus mince et contient moins d'oxygène au départ, avant d'atteindre le large (Rowe et coll., 2019; Valipour et coll., 2021). Il est donc probable que les données obtenues dans le cadre de l'enquête annuelle du GLNPO ne rendent pas pleinement compte des conditions hypoxiques dans le bassin central du lac Érié.

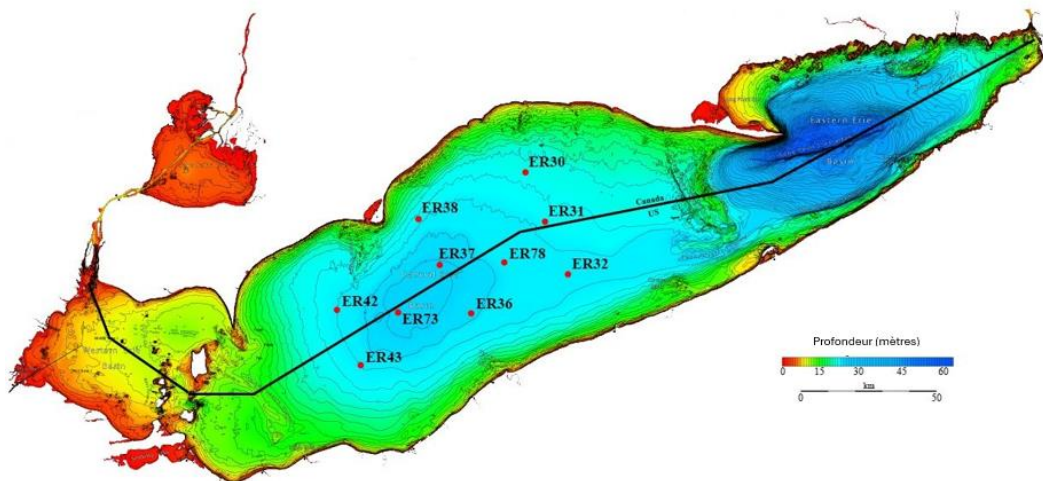


Figure 28. Lieux d'enquête du programme de surveillance de l'oxygène dissous dans le lac Érié du GLNPO, superposés à la carte bathymétrique du lac Érié (EPA des É.-U., 2023).

3.5.3 Priorités en matière de surveillance, de modélisation et de recherche – Hypoxie

Il est possible d'améliorer la capacité à caractériser l'étendue et la gravité de l'hypoxie grâce à une surveillance coordonnée, à l'intégration de paramètres d'hypoxie supplémentaires et à la poursuite de l'élaboration de modèles d'hypoxie. De nombreux programmes de surveillance de l'hypoxie ont été lancés ces dernières années dans l'ensemble du lac Érié et couvrent de plus en plus largement le bassin central, mais aucun mécanisme n'a encore été mis en place pour compiler les résultats de cette surveillance. En outre, les programmes de surveillance actuels peuvent ne pas tenir compte d'événements à plus petite échelle, plus limités dans l'espace et dans le temps. Les participants au sommet sur l'hypoxie d'octobre 2021 ont recommandé de maintenir les profils à bord des navires, les transects entre le littoral et le large, les amarrages de colonne d'eau et les enregistreurs de fond pendant au moins cinq ans et ont également recommandé de coordonner les efforts de surveillance chaque année.

Il peut s'avérer approprié et utile de prendre en compte d'autres paramètres de l'hypoxie que la concentration moyenne d'oxygène dissous en août et septembre. L'équipe de travail sur la GA de l'annexe 4 a choisi ce paramètre, mais a également établi la zone hypoxique estivale moyenne et le nombre de jours d'hypoxie comme paramètres d'IRE susceptibles de servir à l'évaluation de l'atteinte des OEL. L'évaluation d'autres paramètres serait plus facile à réaliser si davantage de données de surveillance sont disponibles, et les efforts de surveillance pourraient être conçus de manière à rendre compte de manière adéquate des paramètres sélectionnés. Outre les paramètres d'IRE, le sommet sur l'hypoxie a proposé d'autres paramètres, notamment le volume hypoxique et la durée de l'hypoxie à certains endroits. Le rapport de synthèse du sommet sur l'hypoxie met l'accent sur le calcul et la comparaison de nombreux paramètres de recharge pour comprendre s'ils révèlent des similitudes ou des différences dans l'évaluation des tendances de l'hypoxie (Wortman et coll., 2022).

Parmi les trois IRE et les cibles connexes de réduction des charges, élaborés dans le cadre de l'effort multimodèle de 2015 (Scavia et coll. 2016) et des recommandations de l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles de l'annexe 4, l'hypoxie présentait le plus grand degré d'incertitude, représenté par la variabilité de la relation charge-réponse des modèles inclus. Les progrès récents dans notre compréhension des facteurs de l'hypoxie, combinés à des modèles améliorés et à une plus grande disponibilité des données, offrent la possibilité de réduire cette incertitude. En retour, les participants au sommet sur l'hypoxie ont recommandé de revoir la modélisation de la relation entre les charges en phosphore et l'hypoxie et de l'appliquer éventuellement à d'autres paramètres afin de mieux comprendre le rôle des éléments nutritifs et du développement des algues dans l'apparition de conditions hypoxiques.

3.6 ALGUES NUISIBLES

Les algues vertes filamenteuses se développent sur des substrats durs dans tous les Grands Lacs. L'encrassement du rivage par des algues filamenteuses en décomposition (principalement *Cladophora*) pendant les mois d'été est un phénomène courant dans les Grands Lacs inférieurs depuis le milieu du 20e siècle (Taft et Kishler, 1973). Des recherches ciblées menées à la fin des années 1970 ont conclu que la réduction des charges en phosphore réduirait le développement d'algues nuisibles (Auer et Canale, 1982). Dans le lac Érié, les signalements de salissures sur le rivage ont recommencé à augmenter au milieu des années 1990, lorsque la *Cladophora* a atteint ou dépassé les niveaux de nuisance (Howell, 1998). La *Cladophora* reste largement répandue le long de la majeure partie de la rive nord du bassin est du lac Érié, ainsi que le long des hauts-fonds du rivage présentant un substrat rigide suffisant pour l'enracinement de la *Cladophora* (Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U., 2022). Des données empiriques et anecdotiques suggèrent que les niveaux récents de biomasse dans le lac Érié sont comparables à ceux observés dans les années 1960 et 1970, période où les conditions étaient considérées comme problématiques.

Avec la résurgence de l'enjeu des algues littorales dans certaines zones et d'autres changements dans l'écosystème (causés par des espèces envahissantes, notamment les moules dreissénidées, ainsi que par les changements climatiques et d'affectation des terres), la gestion de la *Cladophora* est devenue plus complexe (Higgins et coll., 2008; Auer et Bootsma, 2009; McCusker et coll., 2023). L'absence d'un cadre cohérent de surveillance de la *Cladophora* a été citée par le passé comme un obstacle majeur à la compréhension de l'état et des tendances de la *Cladophora* dans les Grands Lacs (Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U., 2022; Ciborowski, 2016). Les réductions des charges en phosphore dans les bassins ouest et central devraient réduire les concentrations de phosphore en lac ouvert dans le bassin est (équipe de travail des objectifs et des cibles de l'annexe 4, 2015). Toutefois, au moment où les cibles de réduction ont été fixées, les incidences de ces réductions sur les efflorescences algales benthiques nuisibles à proximité du rivage, principalement causées par la *Cladophora* dans le bassin est, n'étaient pas évidentes. De plus, on ne savait pas si des réductions supplémentaires des charges en phosphore provenant de sources du bassin est du lac Érié étaient justifiées. Par conséquent, en l'absence de données probantes, le Canada et les États-Unis se sont engagés à réévaluer la viabilité de l'établissement ou de la révision de cibles numériques fondées sur des données scientifiques relativement aux algues et au phosphore dans le bassin est.

En 2017, un plan de recherche binational sur la *Cladophora* a été lancé pour coordonner la recherche et la surveillance, ce qui soutiendra les efforts futurs pour élaborer des cibles (Ciborowski, 2016). La synthèse des travaux réalisés dans le cadre du plan de recherche a révélé un degré important de complexité entre la biomasse de *Cladophora* et les facteurs potentiels de développement de la *Cladophora*, notamment le PRD, la disponibilité de la lumière, les dreissenidés et le substrat (Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U., 2022; McCusker et coll., 2023). En 2020, le Sous-comité de l'annexe 4 a formé l'équipe de travail sur le bassin est du lac Érié. L'équipe a été chargée d'évaluer si les connaissances scientifiques actuelles sont suffisantes pour élaborer des cibles binationales relatives aux charges en phosphore et à la *Cladophora* afin d'atteindre les OEL de l'annexe 4 de l'AQEG pour le bassin est.

L'équipe de travail sur le bassin est du lac Érié a élaboré un rapport de recommandations en 2020, qui concluait que, bien que des progrès importants aient été réalisés dans la compréhension des facteurs environnementaux contrôlant le développement des algues benthiques depuis l'élaboration du plan de recherche de 2017, le consensus scientifique était que l'élaboration de cibles supplémentaires relativement aux charges en phosphore pour le bassin est n'était pas justifiée à ce moment-là. Le rapport résume les connaissances scientifiques disponibles et décrit les recherches supplémentaires, la collecte et l'analyse des données, la surveillance et la modélisation nécessaires pour évaluer, élaborer et, le cas échéant, établir des cibles nouvelles ou révisées en matière d'éléments nutritifs afin de lutter contre le développement de la *Cladophora* dans le lac Érié.

Jusqu'à présent, la recherche s'est concentrée sur la compréhension des facteurs de développement de la *Cladophora*, y compris les interactions particulières des moules dreissenidées, les charges en éléments nutritifs et la disponibilité de la lumière. Lorsque les efflorescences de *Cladophora* subissent des phénomènes d'envasement, la matière organique en décomposition s'échoue sur les plages, obstrue les tuyaux de prise d'eau et sert d'incubateur aux bactéries. Les matières envasées ont des incidences importantes sur la santé des populations humaines et animales, sur les écosystèmes riverains, sur les infrastructures et sur les secteurs des loisirs et du tourisme. Les relations entre le développement de la *Cladophora* et l'étendue de ce qui s'échoue sur les plages ne sont pas encore bien comprises.

L'équipe de travail sur le bassin est du lac Érié a établi deux IRE qui pourraient être appropriés pour assurer le suivi des progrès réalisés à l'égard des OEL pertinents dans le bassin est :

- 1) La biomasse de *Cladophora* dans les efflorescences près du rivage;
- 2) La biomasse de *Cladophora* qui s'échoue sur les rivages et se retrouve dans les conduites de prises d'eau.

Bien que l'on ait établi des IRE, les méthodes d'estimation de la biomasse à l'échelle du bassin n'ont pas été définies. Les défis propres à la surveillance de la biomasse de *Cladophora*, à la fois *in situ* et celle échouée sur les rivages, comprennent l'amélioration de la précision avec laquelle la biomasse surfacique peut être déterminée avec l'imagerie satellitaire, et l'élaboration de méthodes et d'approches d'échantillonnage et de mesure qui sont robustes face à la variabilité spatiale et temporelle. Des progrès ont été réalisés en matière d'évaluation de la biomasse *in situ*, mais il n'existe pas d'évaluation à grande échelle de la biomasse échouée sur le rivage.

Avant le lancement de la surveillance des sites sentinelles en 2012, l'évaluation de la *Cladophora* dans l'est du lac Érié a été effectuée de manière ponctuelle de 1995 à 2010 (Environnement et Changement

climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U., 2022) dans le cadre d'une surveillance et d'une recherche exploratoires et en réponse à des préoccupations régionales. La biomasse a rarement été mesurée entre 1995 et 2012, à l'exception d'un effort considérable déployé en 2001 et 2002, lequel comprend l'ensemble de données spatiales le plus complet sur le lac Érié (Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U., 2022). Depuis 2012, une évaluation régulière de la biomasse a eu lieu sur quatre à cinq transects à proximité de la rivière Grand, s'étendant vers l'est jusqu'à Port Colborne, Ontario (Ont.) par ECCC (McCusker et coll., 2023). Depuis 2018, deux transects sur la côte américaine ont été évalués à proximité d'Erie (PA) et Dunkirk (NY) (Przybyla-Kelly et coll., 2020a, 2020b).

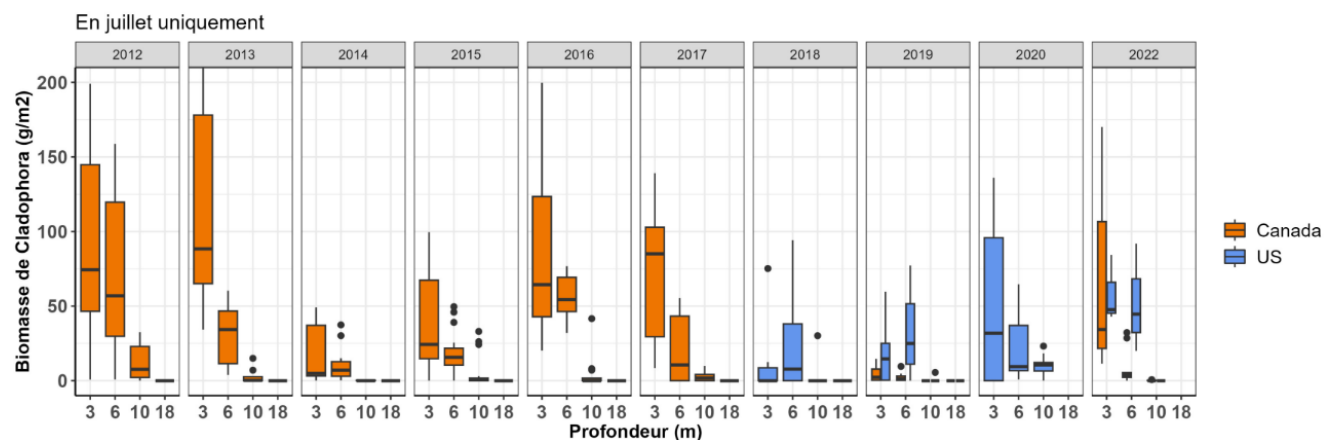


Figure 29. Mesures de la biomasse de *Cladophora* dans le lac Érié, 2012 à 2022. Contient des données préliminaires en cours d'examen (Source : Evans et McCusker, 2022). Les lignes noires indiquent les valeurs médianes et les cases correspondent aux 25^e et 75^e centiles.

Actuellement, selon l'évaluation de la *Cladophora* dans le Rapport sur l'état des Grands Lacs de 2022 (Environnement et Changement climatique Canada et Environmental Protection Agency des É.-U., 2022), l'état du lac Érié (y compris l'écosystème des rivières Sainte-Claire et Détroit) est « médiocre^s ». Le rapport souligne également que :

- La surveillance de quatre à cinq transects entre Port Dover (Ont.) et Port Colborne (Ont.) depuis 2012 montre que la biomasse est variable d'une année à l'autre, mais qu'elle reste égale ou supérieure aux conditions de nuisance (50 g de poids sec/m² de lit de lac) à la plupart des sites peu profonds échantillonnés, tandis que les sites plus profonds (>3 m) sont généralement inférieurs aux conditions de nuisance;
- Les concentrations localisées de phosphore, tant au large que près du rivage, sont impliquées dans un développement important;
- Rien n'indique que les tendances s'améliorent ou s'aggravent entre 2007 et 2019 dans le lac Érié, en raison de l'importance des variations interannuelles.

Le Canada et les États-Unis poursuivent la surveillance des sites sentinelles (Figure 29). La surveillance des sites sentinelles a été menée sur les transects prioritaires près du rivage du lac Érié par ECCC depuis 2012. Depuis 2018, le USGS a surveillé de huit à douze sites dans les quatre Grands Lacs inférieurs, dont deux dans le lac Érié. Des efforts sont également en cours pour évaluer l'efficacité des véhicules sous-marins autonomes (VSA) et des capteurs optiques installés sur des véhicules téléguidés (VTG) pour

déterminer la biomasse et la répartition de la *Cladophora*. Bien qu'ils ne soient pas aussi synoptiques que l'imagerie satellitaire, ils fournissent des données à plus haute résolution sur la biomasse de la *Cladophora* ainsi que sur la caractérisation de son habitat, et permettent une plus grande couverture spatiale que les méthodes conventionnelles d'échantillonnage instantané.

4 MODÈLES DE L'ÉCOSYSTÈME DU LAC ÉRIÉ, RECHERCHE ET COLLABORATION

Le perfectionnement continu des modèles basés sur la recherche et la surveillance nous permet de mieux prévoir la réponse du lac dans chaque bassin aux futures mesures de gestion des éléments nutritifs, ce qui nous aide à optimiser ces mesures pour obtenir la plus grande amélioration durable dans les plus brefs délais et au moindre coût. Une collaboration efficace permet de maximiser les progrès réalisés par un ensemble d'équipes binationales réparties et de minimiser le dédoublement, les retards, les décalages et les lacunes.

4.1 INTRODUCTION

Depuis la publication des cibles de phosphore du Sous-comité de l'annexe 4 pour le lac Érié et des informations à l'appui dans l'étude binationale et le rapport de modélisation (équipe de travail sur les objectifs et les cibles de l'annexe 4, 2015; Battelle, 2016), les avancées et les progrès en matière de modélisation numérique, de recherche sur le lac et de collaboration binationale ont permis d'améliorer la compréhension des incidences des charges excessives d'éléments nutritifs sur le lac Érié. En même temps, certaines recherches ont montré que les modèles conceptuels existants concernant le fonctionnement de certaines parties du système sont peut-être trop simples ou inexacts, en particulier en ce qui concerne les charges provenant du réseau des rivières Sainte-Claire et Détroit et les incidences connexes sur le lac Érié. Plusieurs avancées scientifiques et activités de collaboration s'étant produites depuis 2016 sont décrites brièvement ici. Des activités binationales coordonnées continueront d'être incorporées dans le cadre de la GA afin de garantir que les connaissances scientifiques les plus récentes sont mises au service de l'amélioration de l'amélioration du lac Érié.

4.2 PROGRÈS DANS LA MODÉLISATION DE LA RÉPONSE DE L'ÉCOSYSTÈME

Des groupes de recherche au Canada et aux États-Unis ont continué à améliorer la compréhension du lac Érié au moyen d'une surveillance et d'une modélisation coordonnées. Au fur et à mesure que les résultats et les expériences de surveillance étoffent la description et la compréhension du cycle des éléments nutritifs et des réponses biologiques à une plus grande résolution, les modèles numériques ont été améliorés pour refléter cette compréhension. Les modèles, à leur tour, ont permis de déterminer là où une surveillance supplémentaire devrait être effectuée et les types d'expériences nécessaires pour mieux limiter les formulations des modèles et améliorer les résultats des modèles pour les simulations de scénarios de réduction des éléments nutritifs et les prévisions de réponse de l'écosystème.

Les processus liés aux efflorescences dans le lac ont été examinés sous l'angle de l'influence de l'azote et d'autres facteurs sur la prolifération et la toxicité des efflorescences (Chaffin et coll., 2018; Newell et coll., 2019; Palagama et coll., 2020). Scavia et coll. (2016, 2019a, 2019b, 2019c, 2020, 2021, 2022), Bocaniov et Scavia (2018), Bocaniov et coll. (2019), et Dagnew et coll. (2019) ont publié les résultats de nouvelles études de modélisation et de surveillance qui permettent de mieux comprendre les charges en phosphore du réseau des rivières Sainte-Claire et Détroit dans le lac Érié. Ces études ont notamment démontré que les sédiments remis en suspension, transportés du lac Huron au lac Érié par l'entremise du réseau des rivières Sainte-Claire et Détroit, peuvent se traduire par des charges en phosphore particulaire qui n'ont pas été recensées adéquatement jusqu'à présent.

Arhonditsis et coll. (2019a et 2019b) ont examiné les modèles et la surveillance des bassins versants et lacustres du lac Érié et ont formulé des recommandations pour leur utilisation dans la GA. Burniston et coll. (2018) ont publié les résultats d'un projet binational collaboratif visant à mesurer directement les charges en éléments nutritifs dans le réseau des rivières Sainte-Claire et Détroit. Ho et coll. (2020) ont synthétisé les données hebdomadaires de surveillance dans le lac et les données satellitaires recueillies entre 2008 et 2017 dans le but de progresser vers la prévision de la toxicité des EAN (Zhou et coll., 2023). Anders et coll. (2014) (2021a, 2021b) ont effectué de nouvelles mesures de série chronologique *in situ* des rejets de phosphore dans les sédiments du bassin central en association avec le développement de l'hypoxie des eaux de fond, et d'autres ont effectué des études sur la transformation des éléments nutritifs dans les embouchures des rivières, y compris dans la baie Sandusky (Salk et coll., 2018; Hampel et coll., 2019). Cet ensemble d'études a permis de perfectionner les modèles conceptuels, les cadres de modélisation et les approches de gestion.

4.3 AUTRES PROGRÈS DANS LA COMPRÉHENSION DES RELATIONS CHARGE-RÉPONSE

Il existe des modèles de bassins versants pour le réseau des rivières Sainte-Claire et Détroit, la rivière Maumee, la rivière Portage et la rivière Grand, entre autres. Des modèles lacustres mécanistes existent pour le bassin ouest (Verhamme et coll., 2016), le bassin central (Rowe et coll., 2019; Bocaniov et coll., 2016 et 2020; Valipour et coll., 2021) et le bassin est (Valipour et coll., 2016 et 2019) du lac Érié. LimnoTech a achevé un nouveau modèle du lac entier (LimnoTech, 2021). Kuczynski et coll. (2020) ont publié un modèle de *Cladophora* amélioré qui incorpore l'auto-ombrage et d'autres améliorations mécanistes; ces améliorations ont été incorporées dans le modèle du lac entier de LimnoTech. Les nouveaux modèles ont été utilisés pour élaborer des scénarios de gestion hypothétiques et pour mettre à l'essai la sensibilité du lac à des changements dans des composantes particulières de l'écosystème ou des facteurs humains et des charges en éléments nutritifs des affluents.

La NOAA utilise des images satellites et des modèles météorologiques pour préparer des bulletins à la quinzaine tout au long de la saison estivale d'efflorescences algales, en tant que produit opérationnel. La NOAA produit également une prévision d'ensemble des modèles avant la saison et une comparaison post-saison des prévisions des modèles d'EAN avec les conditions observées. Un échantillonnage coordonné des efflorescences (« HABS Grab ») a été effectué dans le bassin ouest en 2018 et 2019 pour obtenir des mesures spatiales intensives des efflorescences estivales à deux moments différents (Chaffin et coll., 2021) afin d'améliorer la compréhension du processus des efflorescences et de servir de cibles de modélisation (Zhou et coll., 2023). Les États-Unis et le Canada ont participé conjointement à l'événement d'échantillonnage de 2019. La planification de futurs échantillonnages conjoints de ce type

est en cours, et l'approche a été adaptée à un effort pilote coordonné d'échantillonnage hivernal dans les cinq Grands Lacs en 2022.

La surveillance de l'hypoxie dans le bassin central a été menée de manière plus intensive depuis l'année de terrain 2014 de l'Initiative des sciences coopératives et de surveillance (ISCS) par le GLNPO (Xu et coll., 2021; Tellier et coll., 2022). La ville de Cleveland surveille également l'hypoxie près de ses prises d'eau depuis 2014. Ces programmes de surveillance ont soutenu un projet de modélisation du CIGLR et de la NOAA (Rowe et coll., 2019), qui s'est appuyé sur les recherches antérieures de Scavia et coll. (2016), Rucinski et coll. (2016), et Del Giudice et coll. (2018). Le programme de modélisation a développé un produit expérimental de prévision à court terme de l'hypoxie et de la remontée des eaux pour informer les exploitants des usines d'eau potable et d'autres intervenants, mais il n'a pas été conçu pour produire des prévisions saisonnières. Une prévision saisonnière nécessiterait probablement une surveillance en hiver et au début du printemps de la biomasse des diatomées dans le bassin ouest et le bassin central, ce qui n'est pas systématiquement fait avant les études printanières du GLNPO en avril. La stratification estivale serait également un aspect important d'une prévision saisonnière, mais il n'est pas possible de la prévoir avec précision à l'échelle saisonnière.

Des résumés annuels de la zone ou du volume hypoxique ne sont pas produits à l'heure actuelle (Stow et coll., 2023), bien qu'un programme de surveillance opérationnel, en particulier avec des capteurs qui rendent compte en temps réel plutôt qu'après la récupération physique des enregistreurs et le téléchargement des données, pourrait produire, en cours de saison, des rapports semblables à ceux produits pour les EAN. Une étude intercomparative de trois modèles mécanistes élaborés par des chercheurs canadiens et américains a évalué la performance des trois modèles par rapport aux données de surveillance et les uns par rapport aux autres (Rowe et coll., 2003) et a constaté des variations importantes dans les résultats des simulations. Des données de télémétrie ichtyologique ont été utilisées pour étudier les déplacements des poissons en relation avec la présence d'eau hypoxique dans le bassin (Kraus et coll., 2023).

La couverture spatiale et la biomasse des macroalgues du bassin est ne font pas l'objet d'un suivi ou de rapports cohérents pour l'ensemble du bassin, bien que des programmes de recherche et de surveillance connexes aient été menés ou soient en cours par ECCC (Valipour et coll., 2016; McCusker et coll., 2023), le MEPP (Chomicki et coll., 2016), le Michigan Tech Research Institute (MTRI; Brooks et coll., 2015), et le USGS (Wimmer et coll., 2019; Przybyla-Kelly et coll., 2020; Depew et coll., 2022). La méthodologie du MTRI utilisant la télédétection a été appliquée rétrospectivement pour créer une série chronologique de macroalgues à certains sites (p. ex., Ajax, Ontario), et pourrait être appliquée annuellement pour produire un résumé de l'étendue maximale de la couverture.

4.4 COMMUNICATION, ÉDUCATION ET SENSIBILISATION

De nombreuses organisations gouvernementales et non gouvernementales sensibilisent et éduquent la communauté du lac Érié. Les chercheurs et les gestionnaires d'organismes et d'universités qui travaillent sur les questions relatives au lac Érié avisent régulièrement ces organisations des nouveautés dans leurs disciplines. Cela permet de partager les avancées de la recherche et les produits avec les utilisateurs potentiels et les personnes et communautés concernées le plus rapidement possible. La coordination et la communication binationales par l'intermédiaire du Sous-comité de l'annexe 4 de l'AQEG et des

équipes et groupes de travail connexes contribuent à atteindre l'objectif d'un transfert de technologie efficace et d'une meilleure sensibilisation du public.

4.4.1 Collaboration en matière de GA dans le cadre du PAN

En 2015, l'Ontario, le Michigan et l'Ohio ont conclu l'Accord de collaboration relative au bassin ouest du lac Érié, s'engageant à réduire les niveaux d'éléments nutritifs entrant dans le lac de 40 % d'ici 2025, par rapport aux niveaux de 2008. Leurs PAN de 2018 appuyaient les plans fédéraux et la Stratégie binationale de réduction du phosphore dans le lac Érié en vertu de l'annexe 4. Parmi les exemples de mises à jour et de produits de communication associés à ces engagements, on peut citer la mise à jour du PAN de 2020 de l'Ohio, le plan de gestion adaptative du Michigan visant à réduire les charges en phosphore dans le lac Érié (2021) et le Plan d'action Canada-Ontario pour le lac Érié (2018). Ces plans ont été préparés en consultation avec le Sous-comité et les équipes de travail de l'annexe 4, ainsi qu'en tenant compte des commentaires fournis par les personnes et organisations intéressées dans les versions préliminaires.

4.4.2 Collaboration scientifique binationale et interorganismes

Les organismes et institutions fédéraux, étatiques, provinciaux et universitaires ont largement collaboré à la surveillance, à la modélisation et à la recherche sur le lac Érié au cours des cinq dernières années, comme mentionné ci-dessus. Des échantillonnages et des expériences coordonnées ont été réalisés au cours des années de terrain de l'ISCS en 2014 et 2019, et une planification est en cours pour 2024. Ces activités sont menées en réponse aux priorités de recherche et lacunes en matière de données qu'a établies le comité binational du Partenariat du lac Érié à la lumière des enjeux urgents de gestion.

Le Système d'observation des Grands Lacs (SOGL) coordonne la transmission centralisée des données en temps réel du lac et de certains affluents, ainsi que des résultats des modèles opérationnels (vagues, courants). Un réseau binational de télémétrie des poissons affilié au SOGL (grille de 15 km) qui est utilisé pour suivre les poissons marqués dans le lac Érié est entretenu par le Great Lakes Acoustic Telemetry Observation System (GLATOS; Kraus et coll., 2018). Les activités de surveillance menées par les organismes et les institutions sont complétées par des efforts comme le Lake Erie Volunteer Science Network, une communauté de pratique binationale régionale organisée par la Cleveland Water Alliance qui permet aux membres de la communauté de collecter, de partager et d'utiliser des données sur la qualité de l'eau pour la conservation du lac Érié au profit de ses résidents, de ses visiteurs et de ses gestionnaires.

4.4.3 Participation à des symposiums de recherche

Des organisations fédérales, étatiques et provinciales participent régulièrement à des séminaires, des ateliers, des sommets et des conférences pour prendre connaissance des derniers résultats obtenus par leurs collègues et s'informer des progrès réalisés dans la compréhension des processus des bassins versants et du lac, ainsi que des mesures de gestion efficaces. Ohio Sea Grant organise chaque année une conférence intitulée *Understanding Algal Blooms: State of the Science Conference* en septembre, et des webinaires et des réunions publiques sont présentés tout au long de l'année par diverses organisations qui jouent un rôle dans la communication de la science et de la gestion du lac Érié à des

publics ayant une expertise scientifique variée. Voici d'autres symposiums de recherche récents avec une participation binationale :

- Association internationale de recherche sur les Grands Lacs (AIRGL)
 - 64^e conférence annuelle de l'AIRGL, virtuelle, 17 au 21 mai 2021
 - Conférence State of Lake Erie, Cleveland, Ohio, 16 et 17 mars 2022
 - Joint Aquatic Sciences Meeting, Grand Rapids, Michigan, 14 au 20 mai 2022
 - 66^e conférence annuelle de l'AIRGL, Toronto, 8 au 12 mai 2023
- Sommet virtuel du CIGLR : Lake Erie Central Basin Hypoxia: State of the Science Review and Approaches to Track Future Progress, octobre 2021
- Atelier de synthèse sur les éléments nutritifs de la Commission mixte internationale (CMI), virtuel, 28 et 29 octobre 2021
- Webinaires du Great Lakes HABs Collaborative (<https://www.glc.org/work/habs>)

5 PRIORITÉS RECOMMANDÉES POUR L'AMÉLIORATION DE L'ÉVALUATION

5.1 INTRODUCTION – DOMAINES D'INTÉRÊT PRINCIPAUX

Cette section présente les priorités recommandées pour améliorer la compréhension de la réponse du lac Érié aux efforts de gestion des éléments nutritifs. Conformément à la mission de l'équipe de travail sur la GA, ces recommandations sont axées sur l'amélioration de la capacité à mieux prévoir l'efficacité des efforts de gestion des éléments nutritifs pour atteindre les OEL liés aux éléments nutritifs, et sur la compréhension de la manière dont le bassin versant et le lac réagissent aux conditions changeantes, plutôt que sur des mesures précises visant à réduire les charges en phosphore ou à améliorer la santé du bassin versant. Plus précisément, ces recommandations sont axées sur les objectifs suivants :

- Réduire l'incertitude pour mieux prévoir les relations gestion-charge-réponse
- Fournir des informations pour l'évaluation des progrès futurs et la révision des objectifs et des cibles
- Fournir des informations qui pourraient être utiles pour les futures améliorations des PAN et des mesures nationales

5.2 PRIORITÉS RECOMMANDÉES

Les évaluations binationales de la GA doivent être effectuées tous les cinq ans, conformément au processus décrit dans le cadre de gestion adaptative. Les évaluations dépendent des efforts de surveillance, de modélisation et de recherche antérieurs et en cours. L'achèvement du prochain cycle d'évaluation dépendra de l'amélioration continue de ces efforts.

Il existe de nombreuses possibilités d'améliorer la capacité d'évaluation des progrès grâce à des recommandations ciblées en matière de surveillance, de modélisation et de recherche. Ces recommandations ont été élaborées par l'équipe de travail sur la GA et s'appuient sur les travaux menés

en collaboration dans le cadre de l'annexe 4, en particulier les recommandations dans les documents suivants :

- The Loading Calculations Technical Symposium Summary Report (avril 2017).
- *Recommendations for Binational Monitoring of Harmful Algal Blooms in Lake St. Clair* du groupe de travail sur les efflorescences d'algues nuisibles (novembre 2021).
- Rapport de synthèse du sommet 2021 sur l'hypoxie, *Lake Erie's seasonal dissolved oxygen problem: State of the science and approaches to best inform future understanding* (novembre 2022).
- *Recommendations Report: Assessment of Current Science for Development of Binational Targets* de l'équipe de travail sur le bassin est du lac Érié (octobre 2020).
- *Draft Recommendations for the AM Evaluation* du groupe de travail sur les données et la modélisation (mars 2023).

5.2.1 Recommandations générales

Les recommandations suivantes décrivent les principaux domaines d'intérêt pour les travaux futurs visant à soutenir la GA dans le lac Érié :

- Envisager d'élargir les IRE afin d'améliorer la capacité à évaluer les progrès réalisés à l'égard des OEL, en tenant compte de l'évolution de la couverture et de la qualité des données.
- Peaufiner et améliorer les méthodes et les modèles afin d'évaluer plus efficacement les relations entre les charges et la réponse de l'écosystème;
- Mettre en place des processus plus formels et plus réguliers pour élaborer et mettre à l'essai des hypothèses à l'égard des relations entre les charges et la réponse de l'écosystème, et ce, en vue de cibler plus efficacement les principales incertitudes et d'orienter les efforts de recherche, de surveillance et de modélisation.
- Coordonner les efforts de surveillance afin d'améliorer la comparabilité des données, en mettant l'accent sur l'amélioration des capacités à :
 - Évaluer la réponse du lac aux charges en éléments nutritifs.
 - Élaborer et perfectionner des modèles écosystémiques.
 - Soutenir l'amélioration des technologies et des méthodes de surveillance existantes.
 - Soutenir le développement de nouvelles technologies et méthodes de surveillance.
 - Cibler les lacunes dans les connaissances et définir les priorités de recherche;

5.2.2 Recommandations en matière de surveillance, de modélisation et de recherche

L'équipe de travail sur la gestion adaptative (ETGA) a élaboré des suggestions détaillées pour la mise en œuvre de recommandations en matière de surveillance, de modélisation et de recherche. Ces recommandations sont organisées en fonction des sujets présentés dans le rapport et s'appuient sur les conclusions de cette évaluation ainsi que sur les rapports et les recommandations des groupes de travail de l'ETGA :

Observations générales	Suggestions détaillées	Justification
État trophique		
Normaliser la prise d'échantillons d'eau	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Échantillons intégrés à toutes les stations pour caractériser avec exactitudes les conditions de la thermocline ou des sédiments. ▪ Des échantillons discrets, notamment à la surface et au fond de la colonne d'eau, doivent être prélevés à certains endroits prioritaires afin de saisir la variabilité de la colonne d'eau. ▪ L'analyse doit systématiquement porter sur les espèces azotées et la silice (en plus du phosphore). 	La biomasse algale à la surface peut ne pas être représentative en fonction du régime des vents. Les protocoles d'échantillonnage varient d'un programme de surveillance à l'autre.
EAN/Cyanobactéries		
Améliorer les programmes existants de surveillance à long terme des EAN :		
Prolongation de la saison d'échantillonnage des EAN	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Prolongation de la saison d'échantillonnage d'avril à octobre afin d'évaluer les tendances temporelles des EAN associées au réchauffement des températures. ▪ Procéder à un échantillonnage hivernal pour surveiller les cyanotoxines et les métabolites bioactifs pendant les mois les plus froids. 	Les changements climatiques posent des enjeux pour la saisie des conditions printanières et de l'ensemble de la saison d'efflorescence. Les efflorescences de diatomées en hiver et au début du printemps et les efflorescences de cyanobactéries sous la glace, ainsi que leur impact sur les EAN estivales, comprennent des incertitudes.
Augmenter la fréquence d'échantillonnage	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Augmenter l'échantillonnage pour les cyanotoxines et le phosphore à une fréquence hebdomadaire ou bihebdomadaire pendant la saison d'efflorescence maximale. 	La fréquence d'échantillonnage varie actuellement d'un organisme à l'autre, mais l'augmentation de l'échantillonnage (en particulier pendant les points culminants d'efflorescence) permettra d'accroître la granularité et la capacité d'évaluer les tendances.

Améliorer ou étoffer les méthodes d'échantillonnage et de surveillance	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Évaluer la comparabilité de l'échantillonnage des toxines et les tendances entre les programmes de surveillance. ▪ Inclure les congénères de cyanotoxines et d'autres éléments nutritifs dans l'échantillonnage régulier. ▪ Réaliser des profils de fluorescence à toutes les stations de surveillance afin d'estimer la biomasse. ▪ Continuer à étalonner et à améliorer les technologies de télédétection. ▪ Utiliser la méthode qPCR pour mieux caractériser les souches de cyanobactéries produisant des toxines. 	La plupart des dosages de toxines existants ne disposent pas d'un mécanisme permettant de tenir compte de la toxicité variable des congénères des microcystines ou d'autres cyanotoxines, qui peuvent être présentes ou apparaître en cas de modification de la composition de la communauté. Les informations sur la variabilité verticale des algues contribueront à l'étalonnage ou à la validation de la télédétection et à l'amélioration des algorithmes.
Coordonner les programmes de surveillance des EAN afin d'améliorer la comparabilité :		
Coordonner les méthodes d'échantillonnage	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Échantillonnage intégré à toutes les stations et échantillonnage discret à certaines stations de surveillance prioritaires présentant davantage de profondeurs ou de paramètres. 	L'utilisation de méthodes cohérentes permettra d'intégrer des données provenant de plusieurs sources.
Comparer les approches de télédétection	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Étoffer l'analyse et les rapports de télédétection aux lacs Érié et Sainte-Claire. ▪ Évaluer et documenter les différences entre les méthodes de télédétection et les résultats obtenus par les différentes entités travaillant sur le lac Érié. ▪ Utiliser des images hyperspectrales obtenues par survol en cas de couverture nuageuse. 	Différentes entités utilisent différentes méthodes (satellites, algorithmes d'extraction, domaines d'analyse) pour la télédétection des EAN.
Composition de la communauté d'algues		
Continuer et prolonger les stations de surveillance à long terme	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Utiliser une combinaison d'identification des espèces d'algues à un sous-ensemble de stations et de sites de surveillance par fluorimétrie pour déterminer les principaux groupes d'algues à d'autres stations. 	La capacité à évaluer l'état et les tendances de la composition de la communauté d'algues dans les eaux littorales et les eaux libres du lac Érié nécessite un programme à long terme et à l'échelle du bassin.
Normaliser l'approche de surveillance	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Élaborer des directives taxonomiques binationales pour aider à normaliser la collecte et le traitement des échantillons. ▪ Normaliser les instruments (p. ex., fluorophores) et les méthodes utilisées pour agrandir la zone d'étude. 	L'identification des algues peut varier d'un laboratoire à l'autre; l'identification ou l'énumération n'est pas pratique à

		toutes les stations, mais l'on peut tout de même utiliser une approche normalisée.
Encourager et soutenir le développement et la mise en œuvre de nouvelles technologies de surveillance	<ul style="list-style-type: none"> Utiliser les survols hyperspectraux pour déterminer la composition de la communauté. Explorer les options de taxonomie automatisée. 	L'intégration des progrès technologiques peut permettre d'améliorer la collecte des données, d'accroître la cohérence et d'alléger les contraintes en matière de ressources.
Hypoxie		
Prendre en charge et intégrer la surveillance depuis plusieurs plateformes d'échantillonnage	<ul style="list-style-type: none"> Utiliser plusieurs plateformes d'observation : profils à bord des navires, transects, ancrages de colonne d'eau et enregistreurs de fond. Élaborer un répertoire d'ensembles de données sur l'hypoxie (oxygène dissous et température) (y compris les métadonnées) pour faciliter l'harmonisation des données. Coordonner la surveillance en organisant des réunions interorganismes avant les campagnes sur le terrain. 	L'intégration de données provenant de plusieurs sources peut améliorer la couverture spatiale et temporelle de l'évaluation des IRE.
Envisager d'autres paramètres de l'hypoxie	<ul style="list-style-type: none"> Évaluer les paramètres potentiels (y compris les paramètres d'IRE de l'étendue spatiale et de la durée des conditions hypoxiques, ainsi que des paramètres supplémentaires comme des indicateurs biologiques ou géochimiques de l'hypoxie) en fonction de leur adéquation à la GA et de leur faisabilité avec les données disponibles; déterminer comment les améliorations en matière de surveillance peuvent contribuer à l'établissement de rapports sur des paramètres supplémentaires. Fournir des spécifications de conception pour les paramètres proposés afin de soutenir la conception de la surveillance. Comparer la quantification de l'hypoxie selon différents paramètres. 	L'équipe de travail sur les objectifs et les cibles de l'annexe 4 a établi trois paramètres pour rendre compte de l'hypoxie, mais s'est concentrée sur le paramètre de concentration moyenne d'oxygène dissous dans l'hypolimnion du bassin central en été. D'autres paramètres peuvent permettre de mieux comprendre les progrès réalisés en matière de réduction de l'hypoxie, même si les paramètres les plus pertinents pour les différents intervenants peuvent varier.
Algues nuisibles		
Maintenir une surveillance cohérente et coordonnée des sites sentinelles	<ul style="list-style-type: none"> Mesurer la biomasse à des sites présentant différents niveaux de lumière par rapport à la biomasse. Sélectionner des sites présentant une composition différente de la communauté de <i>Cladophora</i> et d'algues benthiques connexes. 	Un registre binational continu de données est nécessaire pour améliorer la compréhension de la variabilité interannuelle du développement de la

		<i>Cladophora</i> et de la manière dont elle est affectée par les conditions environnementales.
Poursuivre l'étude des interactions biologiques et physiques affectant le développement de la <i>Cladophora</i>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Incorporer l'hydrodynamique et les flux à proximité du lit et dans les eaux peu profondes, les liens entre les charges des affluents et la disponibilité de la lumière. ▪ Quantifier les taux de charge en phosphore par les moules dreissenidées pour le bassin est dans diverses conditions, y compris le rôle de la composition du seston dans le régime alimentaire des dreissenidés. ▪ Caractériser les sources de phytoplancton ou de seston (au large et près du rivage) pour la consommation par les dreissenidés. ▪ Étudier le rôle des microbes et des moules dreissenidées dans l'absorption des éléments nutritifs et des matières organiques dans la reminéralisation du phosphore. ▪ Utiliser des données de surveillance supplémentaires pour valider les composantes dynamiques de la population de moules dreissenidées dans les modèles écosystémiques. 	Davantage de travaux de recherche, de collecte et d'analyse de données, de surveillance et de modélisation sont nécessaires pour évaluer et élaborer des cibles en matière d'éléments nutritifs afin de lutter contre le développement de la <i>Cladophora</i> dans le lac Érié.
Étudier le devenir des algues benthiques envasées	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Élaborer des méthodes pour mieux quantifier les matières qui s'échouent sur les plages et la relation entre la quantité de matières échouées et le développement dans le lac. ▪ Examiner les taux de décomposition et le transport afin de déterminer l'importance de ces processus pour l'encrassement du rivage et les bilans de phosphore. ▪ Travailler avec des spécialistes en sciences sociales et des services de santé pour déterminer le niveau d'échouage qui constitue une nuisance et un risque pour la santé. 	Les matières envasées ont les incidences les plus importantes sur la santé des populations humaines et animales, sur les écosystèmes riverains, sur les infrastructures et sur les secteurs des loisirs et du tourisme. La relation entre le développement de la <i>Cladophora</i> et l'étendue de ce qui s'échoue sur les plages n'est pas encore bien comprise.
Encourager le développement de technologies de télédétection et émergentes	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Utiliser la télédétection pour améliorer le suivi de la biomasse et tenir compte de l'interférence de la turbidité afin d'évaluer la validité, de réduire l'incertitude dans les modèles et d'établir un lien entre la biomasse dans le lac et les conditions d'échouage et de nuisance sur le rivage. ▪ Améliorer l'imagerie aux sites sentinelles. 	La télédétection permettra de surveiller plus efficacement l'étendue spatiale et temporelle des algues nuisibles dans le bassin est.

Charges		
Traiter les modifications de l'échantillonnage dans les affluents prioritaires :		
Documenter les changements dans les méthodes d'échantillonnage et les répercussions pour les estimations de charge	<ul style="list-style-type: none"> Toutes les évaluations des tendances et de l'atteinte des cibles doivent tenir compte des modifications de l'échantillonnage propres à chaque affluent qui sont susceptibles d'avoir une incidence sur les estimations de charges, et cette incertitude doit être communiquée en même temps que les évaluations. 	Des changements majeurs dans l'échantillonnage des concentrations d'éléments nutritifs ont eu lieu dans plusieurs affluents prioritaires depuis 2008. Les estimations de charges basées sur des échantillons de petite taille présentent un degré d'incertitude plus élevé et peuvent être faussées vers le bas si les jours où les rejets et la concentration sont élevés ne sont pas pris en compte.
Fixer des cibles de réduction pour les affluents prioritaires sans cible	<ul style="list-style-type: none"> Chaque entité chargée de fixer des cibles pour les affluents pour lesquels les données de 2008 sont insuffisantes pour servir de référence doit continuer à collecter des données afin d'estimer avec exactitudes les charges et d'utiliser ces données pour fixer des cibles de réduction fondées sur des données probantes. Pour ce faire, on peut estimer des charges équivalentes à celles de 2008 à partir d'années où les rejets sont semblables et où l'échantillonnage des concentrations d'éléments nutritifs est suffisant, ou en établissant des relations entre les charges et les rejets pour estimer les charges en 2008, par exemple. 	L'échantillonnage des concentrations d'éléments nutritifs dans certains affluents prioritaires a été insuffisant en 2008 pour estimer avec précision les charges permettant d'établir des cibles de réduction.
Veiller à ce que l'échantillonnage de la qualité de l'eau des affluents soit suffisant pour permettre une estimation exacte des charges :		
Estimation des charges des affluents prioritaires	<ul style="list-style-type: none"> Maintenir l'échantillonnage des concentrations en éléments nutritifs aux niveaux actuels ou l'échantillonnage mensuel, le plus élevé des deux étant retenu, ainsi que les enregistrements des rejets continus. Procéder à des échantillonnages supplémentaires pour déterminer l'éventail des conditions de débit et de charges. Les régimes d'échantillonnage propres aux affluents doivent être déterminés sur la base du rapport de l'atelier de 2017. 	Des estimations exactes sont nécessaires pour évaluer les cibles de réduction, estimer les tendances et pour les modèles lacustres et les courbes charge-réponse.
Estimations des charges du lac Huron (LH) et de la rivière Détroit (RD)	<ul style="list-style-type: none"> Évaluer d'autres méthodes de surveillance et de calcul des charges du LH ou de la RD et, le cas échéant, choisir une nouvelle méthode. 	Des estimations exactes sont nécessaires pour évaluer les cibles de réduction, estimer les tendances et pour les

	<ul style="list-style-type: none"> Évaluer les modèles écosystémiques afin de déterminer l'impact de toute mise à jour des charges du LH ou de la RD sur les courbes de réponse du lac. 	modèles lacustres et les courbes charge-réponse.
Évaluer les variations des charges :		
Évaluer les charges pour déterminer les progrès réalisés au chapitre de la réduction des pertes d'éléments nutritifs dans le bassin versant.	<ul style="list-style-type: none"> Les charges normalisées en fonction du débit des rejets (WRTDS) doivent être calculées chaque année et les tendances analysées pour tous les affluents pour lesquels il existe suffisamment de données. 	Les charges en éléments nutritifs sont fortement influencées par les rejets, qui peuvent masquer d'autres changements et impacts des mesures de gestion. L'analyse des charges et des concentrations sans l'influence des rejets fournira des informations supplémentaires et probablement plus précoces sur les progrès réalisés dans les bassins versants.
Modèles écosystémiques et relations charge-réponse		
Effectuer des analyses de modèle chaque année :		
Utilisation d'une série de modèles afin de créer une approche de modélisation robuste pour la GA dans le lac Érié	<ul style="list-style-type: none"> Décrire clairement les paramètres ultimes examinés dans chaque modèle afin de garantir que divers outils de modélisation présentant des forces et des faiblesses différentes sont disponibles. Établir des critères de modélisation pour permettre des comparaisons et des connexions entre les modèles. Mettre à la disposition du public le code du modèle, la documentation, les données d'entrée et les résultats afin d'améliorer la reproductibilité et la compréhension et de préserver les modèles pour une utilisation future. 	Plusieurs modèles sont nécessaires afin de créer une approche de modélisation robuste pour la GA dans le lac Érié
Poursuivre l'étude des approches de modélisation afin de mieux comprendre le lien entre les charges et l'hypoxie	<ul style="list-style-type: none"> Réexaminer les approches de modélisation utilisées pour établir un lien entre l'hypoxie et les charges en phosphore et déterminer quels processus sont les plus incertains et nécessitent des recherches supplémentaires. Identifier et quantifier les sources de la demande en oxygène de la colonne d'eau et de celle des sédiments. 	Des rapports et des modélisations récents indiquent que la demande en oxygène du bassin central peut provenir de sources autres que la production primaire du bassin ouest; les conditions atmosphériques et l'hydrodynamique peuvent être des facteurs d'hypoxie.
Inclure des paramètres supplémentaires dans les programmes de surveillance afin d'améliorer la compréhension de la relation entre les charges en éléments nutritifs et la réponse de l'écosystème :		

Inclure les espèces azotées et la silice dans les programmes de surveillance des affluents et du lac	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Surveiller les espèces de phosphore (PT, PRD) et d'azote (NO₃+NO₂, NH₃, NKT, NT), ainsi que la silice, à la fois pour les concentrations dans le lac et pour les charges des affluents. 	Comprendre le rôle des espèces azotées et de la silice dans le développement des EAN
Évaluer les charges internes en tant que facteur de la production d'algues et d'EAN	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mesurer les indicateurs des charges internes, y compris les profils de température et d'oxygène dissous, et prélever des échantillons de PRD, PT, NO₃+NO₂ et NH₃ à 1 m du lit du lac. 	Les charges internes peuvent retarder la réponse des EAN aux réductions des charges externes.

6 RÉFÉRENCES

- Anderson, H. S., Johengen, T. H., Miller, R. et Godwin, C. M., 2021a. Accelerated sediment phosphorus release in Lake Erie's central basin during seasonal anoxia. *Limnology and Oceanography*, 66(9) : 3582-3595.
- Anderson, H. S., Johengen, T. H., Godwin, C. M., Purcell, H., Alsip, P. J., Ruberg, S. A. et Mason, L. A., 2021b. Continuous in situ nutrient analyzers pinpoint the onset and rate of internal P loading under anoxia in Lake Erie's Central Basin. *ACS ES&T Water*, 1(4) : 774-781.
- Arhonditsis, G. B., Neumann, A., Shimoda, Y., Kim, D. K., Dong, F., Onandia, G., Yang, C., Javed, A., Brady, M., Visha, A. et Ni, F., 2019a. Castles built on sand or predictive limnology in action? Part A: Evaluation of an integrated modelling framework to guide adaptive management implementation in Lake Erie. *Ecological Informatics*, 53 : 100968.
- Arhonditsis, G. B., Neumann, A., Shimoda, Y., Kim, D. K., Dong, F., Onandia, G., Yang, C., Javed, A., Brady, M., Visha, A. et Ni, F., 2019b. Castles built on sand or predictive limnology in action? Part B: Designing the next monitoring-modelling-assessment cycle of adaptive management in Lake Erie. *Ecological Informatics*, 53 : 100969.
- AttentionLacsOT, 2022. Observations par satellite pour la surveillance des lacs, Rapport sur la prolifération algale de 2022 – Lac Érié. Environnement et Changement climatique Canada.
- Auer, M. T. et Bootsma, H. A., 2009. Cladophora in the Great Lakes: Guidance for Water Quality Managers. Dans : *Nearshore Areas of the Great Lakes 2009*, p. 69-78, EPA 905-R-09-013.
- Auer, M. T. et Canale, R. P., 1981. Mapping of major Cladophora populations in the Great Lakes. Environmental Planning Study (GLEPS) contribution No. 49, 14 p. Great Lakes Basin Commission, Ann Arbor (Michigan).
- Baker, D. B., Confesor, R., Ewing, D. E., Johnson, L. T., Kramer, J. W. et Merryfield, B. J., 2014. Phosphorus loading to Lake Erie from the Maumee, Sandusky and Cuyahoga rivers: The importance of bioavailability. *Journal of Great Lakes Research*, 40(3) : 502-517.
- Battelle, 2016. Great Lakes Water Quality Agreement Nutrient Annex 4 Objectives and Targets Development Task Team Multi-Modeling Report – Final, 2016. Préparé par : Battelle, 505 King Ave., Columbus (Ohio), 43201. Présenté à : United States Environmental Protection Agency, Region 5 et United States Environmental Protection Agency Great Lakes National Program Office, 77 W. Jackson Blvd., Chicago (Illinois), 69694, 41 p. + 2 annexes.
- Beale, E., 1962. Some uses of computers in operational research. *Industrielle Organisation*, 31 : 27-28.
- Betanzo, E. A., Choquette, A. F., Reckhow, K. H., Hayes, L., Hagen, E. R., Argue, D. M. et Cangelosi, A. A., 2015. Water data to answer urgent water policy questions: Monitoring design, available data and filling data gaps for determining the effectiveness of agricultural management practices for reducing tributary nutrient loads to Lake Erie, Northeast-Midwest Institute Report, 169 p.

- Binational.net, 2016. Le Canada et les États-Unis adoptent des cibles de réduction de la concentration de phosphore pour lutter contre les proliférations d'algues dans le lac Érié. Binational.net, Accord Canada–États-Unis relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, 22 février 2016.
- Bocaniov, S. A. et Scavia, D., 2018. Nutrient loss rates in relation to transport time scales in a large shallow lake (Lake St. Clair, USA—Canada): Insights from a three-dimensional model. *Water Resources Research*, 54(6) : 3825-3840.
- Bocaniov, S. A., Lamb, K. G., Liu, W., Yerubandi, R. R. et Smith, R. E. H., 2020. High sensitivity of lake hypoxia to air temperatures, winds, and nutrient loading: Insights from a 3-D lake model. *Water Resources Research*, 56(12) : e2019WR027040.
- Bocaniov, S. A., Van Cappellen, P. et Scavia, D., 2019. On the role of a large shallow lake (Lake St. Clair, USA-Canada) in modulating phosphorus loads to Lake Erie. *Water Resources Research*, 55(12) : 10548-64.
- Bocaniov, S. A., Leon, L. F., Yerubandi, R. R., Schwab, D. J. et Scavia, D., 2016. Simulating the effect of nutrient reduction on hypoxia in a large lake (Lake Erie, USA-Canada) with a three-dimensional lake model. *Journal of Great Lakes Research*, 42(6) : 1228-40.
- Brooks, C., Grimm, A., Shuchman, R., Sayers, M. et Jessee, N., 2015. A satellite-based multi-temporal assessment of the extent of nuisance *Cladophora* and related submerged aquatic vegetation for the Laurentian Great Lakes. *Remote Sensing of Environment*, 157 : 58-71.
- Burniston, D., Dove, A., Backus, S. et Thompson, A., 2018. Nutrient concentrations and loadings in the St. Clair River–Detroit River Great Lakes interconnecting channel. *Journal of Great Lakes Research*, 44(3) : 398-411.
- Chaffin, J. D., Westrick, J. A., Furr, E., Birbeck, J. A., Reitz, L. A., Stanislawczyk, K., Li, W., Weber, P. K., Bridgeman, T. B., Davis, T. W. et Mayali, X., 2022. Quantification of microcystin production and biodegradation rates in the western basin of Lake Erie. *Limnology and Oceanography*, 67 : 1470-1483.
- Chaffin, J. D., Bratton, J. F., Verhamme, E. M., Bair, H. B., Beecher, A. A., Binding, C. E., Birbeck, J. A., Bridgeman, T. B., Chang, X., Crossman, J. et Currie, W. J., 2021. The Lake Erie HABs Grab: A binational collaboration to characterize the western basin cyanobacterial harmful algal blooms at an unprecedented high-resolution spatial scale. *Harmful Algae*, 108 : 102080.
- Chaffin, J. D., Davis, T. W., Smith, D. J., Baer, M. M. et Dick, G. J., 2018. Interactions between nitrogen form, loading rate, and light intensity on *Microcystis* and *Planktothrix* growth and microcystin production. *Harmful Algae*, 73 : 84-97.
- Chomicki, K. M., Howell, E. T., Defield, E., Dumas, A. et Taylor, W. D., 2016. Factors influencing the phosphorus distribution near the mouth of the Grand River, Ontario, Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 42(3) : 549-564.
- Choquette, A. F., Hirsch, R. M., Murphy, J. C., Johnson, L. T., Confesor Jr., R. B., 2019. Tracking changes in nutrient delivery to western Lake Erie: Approaches to compensate for variability and trends in streamflow. *Journal of Great Lakes Research*, 45(1) : 21-39.

- Ciborowski, J., 2016. State of Knowledge of Cladophora in the Great Lakes. Rapport d'un atelier tenu au NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory, 26-28 janvier 2016.
- Dagnew, A., Scavia, D., Wang, Y. C., Muenich, R. et Kalcic, M., 2019. Modeling phosphorus reduction strategies from the international St. Clair-Detroit River system watershed. *Journal of Great Lakes Research*, 45(4) : 742-751.
- Del Giudice, D., Zhou, Y., Sinha, E. et Michalak, A. M., 2018. Long-term phosphorus loading and springtime temperatures explain interannual variability of hypoxia in a large temperate lake. *Environmental Science & Technology*, 52(4) : 2046-2054.
- Depew, D., Bootsma, H. A., Howell, T., McCusker, M. et Evans, M. A., 2022. Sous-indicateur : Cladophora. Dans : Environnement et Changement climatique Canada et United States Environmental Protection Agency. Rapport technique sur l'état des Grands Lacs 2022. No de cat. : En161-3/1F-PDF. EPA 905-R-22-004, p. 679-706.
- Dolan, D. M., Yui, A. K., Geist, R. D., 1981. Evaluation of river load estimation methods for total phosphorus. *Journal of Great Lakes Research*, 7 : 207-214.
- Environnement et Changement climatique Canada et United States Environmental Protection Agency, 2022. Rapport technique sur l'état des Grands Lacs 2022. No de cat. : En161-3/1F-PDF. EPA 905-R-22-004.
- Équipe de travail sur les objectifs et les cibles de l'annexe 4, 2015. Apports visés de phosphore recommandés pour le lac Érié : Rapport final de l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles de l'annexe 4 à l'intention du sous-comité de l'annexe des éléments nutritifs, 11 mai 2015, 59 p. + annexe.
- ErieStat, s. d. Blue Accounting, Great Lakes Commission. 1300 Victors Way, Suite 1350, Ann Arbor (Michigan), 48108.
- Evans, M. A. et McCusker, M., 2022. Summary of Environment and Climate Change Canada (ECCC) and U.S. Geological Survey (USGS) Cladophora assessments during the 2019 Lake Erie CSMI. Webinaire sur l'annexe sur les éléments nutritifs de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. 8 décembre 2022.
- Hampel, J. J., McCarthy, M. J., Neudeck, M., Bullerjahn, G. S., McKay, R. M. L. et Newell, S. E., 2019. Ammonium recycling supports toxic Planktothrix blooms in Sandusky Bay, Lake Erie: Evidence from stable isotope and metatranscriptome data. *Harmful Algae*, 81 : 42-52.
- Higgins, S. N., Malkin, S. Y., Howell, E. T., Guildford, S. J., Campbell, L. M., Hiriart-Baer, V. P., Hecky, R. E., 2008. An ecological review of Cladophora glomerata (Chlorophyta) in the Laurentian Great Lakes. *Journal of Phycology*, 44 : 839-854.
- Hirsch, R. M., DeCicco, L. A. et Murphy, J., 2023. Exploration and Graphics for RivEr Trends (EGRET), version 3.0.9, doi : 10.5066/P9CC9JEX
- Hirsch, R. M., Moyer, D. L. et Archfield, S. A., 2010. Weighted regressions on time, discharge, and season (WRTDS), with an application to Chesapeake Bay River inputs 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 46(5) : 857-880.

- Howell, E. T., 1998. Occurrence of the alga *Cladophora* along the north shore of eastern Lake Erie in 1995. Ministère de l'Environnement de l'Ontario. PIBS 3716E.
- H2Ohio, 2022. H2Ohio Accomplishments for Fiscal Year 2022.
- Kraus, R. T., Cook, H. A., Faust, M. D., Schmitt, J. D., Rowe, M. D. et Vandergoot, C. S., 2023. Habitat selection of a migratory freshwater fish in response to seasonal hypoxia as revealed by acoustic telemetry. *Journal of Great Lakes Research*, 49(5) : 1004-1014.
- Kraus, R. T., Holbrook, C. M., Vandergoot, C. S., Stewart, T. R., Faust, M. D., Watkinson, D. A., Charles, C., Pegg, M., Enders, E. C. et Krueger, C. C., 2018. Evaluation of acoustic telemetry grids for determining aquatic animal movement and survival. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(6) : 1489-1502.
- Kraus, R. T., Knight, C. T., Farmer, T. M., Gorman, A. M., Collingsworth, P. D., Warren, G. J., Kocovsky, P. M. et Conroy, J. D., 2015. Dynamic hypoxic zones in Lake Erie compress fish habitat, altering vulnerability to fishing gears. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72(6) : 797-806.
- Kuczynski, A., Bakshi, A., Auer, M. T. et Chapra, S. C., 2020. The canopy effect in filamentous algae: Improved modeling of *Cladophora* growth via a mechanistic representation of self-shading. *Ecological Modelling*, 418 : 108906.
- LimnoTech, 2021. Development, Calibration, & Application of a Lake Erie Ecosystem Model. Rapport préparé pour le United States Army Corps of Engineers, District de Buffalo, 142 p. + 6 annexes.
- Liu, Q., Rowe, M. D., Anderson, E. J., Stow, C. A., Stumpf, R. P. et Johengen, T. H., 2020. Probabilistic forecast of microcystin toxin using satellite remote sensing, in situ observations and numerical modeling. *Environmental Modelling & Software*, 128 : 104705.
- Maccoux, M. J., Dove, A., Backus, S. M. et Dolan, D. M., 2016. Total and soluble reactive phosphorus loadings to Lake Erie: A detailed accounting by year, basin, country, and tributary. *Journal of Great Lakes Research*, 42(6) : 1151-1165.
- Martin, J. F., Kalcic, M. M., Aloysius, N., Apostel, A. M., Brooker, M. R., Evenson, G., Kast, J. B., Kujawa, H., Murumkar, A., Becker, R., Boles, C., Confesor, R., Dagnew, A., Guo, T., Long, C. M., Muenich, R. L., Scavia, D., Redder, T., Robertson, D. M. et Wang, Y. C., 2021. Evaluating management options to reduce Lake Erie algal blooms using an ensemble of watershed models. *Journal of Environmental Management*, 280 : 111710.
- McCusker, M., Dove, A., Depew, D. et Howell, E. T., 2023. Factors affecting *Cladophora* growth in the eastern basin of Lake Erie: Analysis of a monitoring dataset (2012–2019). *Journal of Great Lakes Research*, 49 : 790-808.
- Muenich, R. L., Kalcic, M. et Scavia, D., 2016. Evaluating the impact of legacy P and agricultural conservation practices on nutrient loads from the Maumee River Watershed. *Environmental Science & Technology*, 50(15) : 8146-8154.

- Newell, S. E., Davis, T. W., Johengen, T. H., Gossiaux, D., Burtner, A., Palladino, D. et McCarthy, M. J., 2019. Reduced forms of nitrogen are a driver of non-nitrogen-fixing harmful cyanobacterial blooms and toxicity in Lake Erie. *Harmful Algae*, 81 : 86-93.
- Obenour, D. R., Gronewold, A. D., Stow, C. A. et Scavia, D., 2014. Using a Bayesian hierarchical model to improve Lake Erie cyanobacteria bloom forecasts. *Water Resources Research*, 50(10) : 7847-7860.
- Palagama, D. S., Baliu-Rodriguez, D., Snyder, B. K., Thornburg, J. A., Bridgeman, T. B. et Isailovic, D., 2020. Identification and quantification of microcystins in western Lake Erie during 2016 and 2017 harmful algal blooms. *Journal of Great Lakes Research*, 46(2) : 289-301.
- Przybyla-Kelly, K., Nevers, M. B., Shively, D. A., Benson, S. P., Carter, G. M., Dwyer, S. C., Lewan, M. E., Picard, K. R., Richards, L. C., Sopovski, D. S. et Spoljaric, A. M., 2020. Cladophora biomass and supporting data collected in the Great Lakes, 2018 : diffusion de données par le United States Geological Survey.
- Rosa, F. et Burns, N. M., 1987. Lake Erie central basin oxygen depletion changes from 1929-1980. *Journal of Great Lakes Research*, 13(4) : 684-696.
- Rowe, M. D., Valipour, R. et Redder, T. M., 2023. Intercomparison of three spatially-resolved, process-based Lake Erie hypoxia models. *Journal of Great Lakes Research*, 49(5) : 993-1003.
- Rowe, M. D., Anderson, E. J., Beletsky, D., Stow, C. A., Moegling, S. D., Chaffin, J. D., May, J. C., Collingsworth, P. D., Jabbari, A. et Ackerman, J. D., 2019. Coastal upwelling influences hypoxia spatial patterns and nearshore dynamics in Lake Erie. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 124(8) : 6154-6175.
- Rowland, F. E., Stow, C. A., Johnson, L. T. et Hirsch, R. M., 2021. Lake Erie tributary nutrient trend evaluation: Normalizing concentrations and loads to reduce flow variability. *Ecological Indicators*, 125 : 107601.
- Rucinski, D. K., DePinto, J. V., Beletsky, D. et Scavia, D., 2016. Modeling hypoxia in the central basin of Lake Erie under potential phosphorus load reduction scenarios. *Journal of Great Lakes Research*, 42(6) : 1206-1211.
- Scavia, D., 2023. Updated phosphorus loads from Lake Huron and the Detroit River: Implications. *Journal of Great Lakes Research*, 49(2) : 422-428.
- Scavia, D. et Calappi, T. J., 2023. Detroit River load estimation; the need for a new monitoring approach. *Journal of Great Lakes Research*, 49(4) : 941-948.
- Scavia, D., Calappi, T. J., Godwin, C. M., Hill, B., Veliz, M. et Wang, Y. C., 2022. Wind-Driven Sediment Resuspension in the World's Fourth Largest Lake Contributes Substantial Phosphorus Load to the 11th Largest Lake. *Environmental Science & Technology*, 56(15) : 11061-11070.
- Scavia, D., Wang, Y. C., Obenour, D. R., Apostel, A., Basile, S. J., Kalcic, M. M., Kirchhoff, C. J., Miralha, L., Muenich, R. L. et Steiner, A. L., 2021. Quantifying uncertainty cascading from climate, watershed, and lake models in harmful algal bloom predictions. *The Science of the Total Environment*, 759 : 143487.

- Scavia, D., Anderson, E. J., Dove, A., Hill, B., Long, C. M. et Wang, Y. C., 2020. Lake Huron's phosphorus contributions to the St. Clair-Detroit River Great Lakes connecting channel. *Environmental Science & Technology*, 54(9) : 5550-59.
- Scavia, D., Bocaniov, S. A., Dagnew, A., Long, C. et Wang, Y. C., 2019a. St. Clair-Detroit River System: Phosphorus mass balance and implications for Lake Erie load reduction, monitoring, and climate change. *Journal of Great Lakes Research*, 45(1) : 40-49.
- Scavia, D., Bocaniov, S. A., Dagnew, A., Hu, Y., Kerkez, B., Long, C. M., Muenich, R. L., Read, J., Vaccaro, L. et Wang, Y. C., 2019b. Detroit River phosphorus loads: Anatomy of a binational watershed. *Journal of Great Lakes Research*, 45(6) : 1150-61.
- Scavia, D., Bocaniov, S. A., Dagnew, A., Hu, Y., Kerkez, B., Long, C., Muenich, R., Read, J., Vaccaro, L. et Wang, Y., 2019c. Watershed Assessment of Detroit River Phosphorus Loads to Lake Erie. Rapport de projet final préparé par le University of Michigan Water Center.
- Scavia, D., Kalcic, M., Muenich, R. L., Read, J., Aloysius, N., Bertani, I., Boles, C., Confesor, R., DePinto, J., Gildow, M., Martin, M., Redder, T., Robertson, D., Sowa, S., Wang, Y. C. et Yen, H., 2017. Multiple models guide strategies for agricultural nutrient reductions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(3) : 126-132.
- Scavia, D., DePinto, J. V. et Bertani, I., 2016. A multi-model approach to evaluating target phosphorus loads for Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 42(6) : 1139-1150.
- Sen, P. K., 1968. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *Journal of the American Statistical Association*, 63 : 1379-1389.
- Sharpley, A., Jarvie, H. P., Buda, A., May, L., Spears, B. et Kleinman, P., 2013. Phosphorus Legacy: Overcoming the Effects of Past Management Practices to Mitigate Future Water Quality Impairment. *Journal of Environmental Quality*, 42 : 1308-1326.
- Stow, C. A., Rowe, M. D., Godwin, C. M., Mason, L. A., Alsip, P. J., Kraus, R. T., Johengen, T. H. et Constant, S. A., 2023. Lake Erie hypoxia spatial and temporal dynamics present challenges for assessing progress toward water quality goals. *Journal of Great Lakes Research*, 49(5) : 981-992.
- Stow, C. A., Cha, Y., Johnson, L. T., Confesor, R. et Richards, R. P., 2015. Long-term and seasonal trend decomposition of Maumee River nutrient inputs to western Lake Erie. *Environmental Science & Technology*, 49 : 3392-3400.
- Stumpf, R. P., Johnson, L. T., Wynne, T. T. et Baker, D. B., 2016. Forecasting annual cyanobacterial bloom biomass to inform management decisions in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 42(6) : 1174-1183.
- Taft, C. E. et Kischler, W. J., 1973. Cladophora as related to pollution and eutrophication in western Lake Erie, No. 332X, 339X. Water Resources Center, Ohio State University, United States Department of the Interior, Columbus (Ohio), 103 p.
- Tellier, J. M., Kalejs, N. I., Leonhardt, B. S., Cannon, D., Höök, T. O. et Collingsworth, P. D., 2022. Widespread prevalence of hypoxia and the classification of hypoxic conditions in the Laurentian Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 48(1) : 13-23.

- Tin, M., 1965. Comparison of some ratio estimators. *Journal of the American Statistical Association*, 60 : 294-307.
- United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, 2016a. Western Lake Erie Basin Initiative, Fiscal Years 2016-2018. 9 p.
- United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, 2016b. Effects of Conservation Practice Adoption on Cultivated Cropland Acres in Western Lake Erie Basin, 2003-06 and 2012. 120 p.
- United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, 2017. Conservation Practice Adoption on Cultivated Cropland Acres: Effects on Instream Nutrient and Sediment Dynamics and Delivery in Western Lake Erie Basin, 2003-06 and 2012. 77 p.
- United States Environmental Protection Agency, Great Lakes National Program Office, 2018. U.S. Action Plan for Lake Erie, Commitments and strategy for phosphorus reduction, 2018-2023. 199 p.
- Valipour, R., León, L. F., Howell, T., Dove, A. et Rao, Y. R., 2021. Episodic nearshore-offshore exchanges of hypoxic waters along the north shore of Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 47(2) : 419-436.
- Valipour, R., Rao, Y. R., León, L. F. et Depew, D., 2019. Nearshore-offshore exchanges in multi-basin coastal waters: Observations and three-dimensional modeling in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 45(1) : 50-60.
- Valipour, R., León, L. F., Depew, D., Dove, A. et Rao, Y. R., 2016. High-resolution modeling for development of nearshore ecosystem objectives in eastern Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 42(6) : 1241-1251.
- Verhamme, E. M., Redder, T. M., Schlea, D. A., Grush, J., Bratton, J. F. et DePinto, J. V., 2016. Development of the Western Lake Erie Ecosystem Model (WLEEM): Application to connect phosphorus loads to cyanobacteria biomass. *Journal of Great Lakes Research*, 42(6) : 1193-1205.
- Wellen, C., Van Cappellen, P., Gospodyn, L., Thomas, J. L. et Mohamed, M. N., 2020. An analysis of the sample size requirements for acceptable statistical power in water quality monitoring for improvement detection. *Ecological Indicators*, 118 : 106684.
- Wimmer, E., Evans, M. A. et Nevers, M., 2019. Cladophora ecology in changing ecosystems: An assessment guided by management information needs. *Association internationale de recherche sur les Grands Lacs, rencontre annuelle, 10-14 juin 2019, Brockport (New York) [résumé]*.
- Wortman, S., Hinchey Malloy, E., May, J., McKay, M., Stow, C., Goodwin, C., Doody, E., Jass, T., Collingsworth, P., Foley, C. et Winslow, C., 2022. Lake Erie's seasonal dissolved oxygen problem: State of the science and approaches to best inform future understanding. A Report by the Steering Committee of the 2021 CIGLR Workshop. Octobre 2021.
- Xu, W., Collingsworth, P. D., Kraus, R. et Minsker, B., 2021. Spatio-temporal analysis of hypoxia in the central basin of Lake Erie of North America. *Water Resources Research*, 57(10) : e2020WR027676.

Zhou, X., Chaffin, J. D., Bratton, J. F., Verhamme, E. M. et Xue, P., 2023. Forecasting microcystin concentrations in Lake Erie using an Eulerian tracer model. *Journal of Great Lakes Research*, 49(5) : 1029-1044.

7 ANNEXES

7.1 ANALYSE DOCUMENTAIRE – SYNTHÈSE DES RECHERCHES RÉCENTES (APRÈS 2017)

Introduction

Une analyse de la littérature récente relative à l'eutrophisation du lac Érié est en cours et porte sur cinq sujets principaux : l'hypoxie, la *Cladophora*, le cycle des éléments nutritifs, les efflorescences d'algues nuisibles (EAN) et les charges en éléments nutritifs. L'analyse comprend principalement des publications récentes (après 2017) examinées par des pairs pour le lac Érié, ainsi que quelques articles clés modérément plus anciens (après 2005) et des articles d'actualité provenant de l'extérieur du bassin ou des analyses couvrant une géographie plus large, le cas échéant. En outre, quelques rapports techniques (p. ex., ECCC et USEPA 2017 et 2020), monographies et résumés de présentations scientifiques récentes ont été inclus lorsqu'aucun article évalué par des pairs sur le sujet abordé n'était disponible. Au total, 115 registres examinés à ce jour sont inclus dans le tableau annoté qui les accompagne. Ils ne sont pas tous cités ci-dessous, mais tous sont présentés en ordre alphabétique et classés selon un ou plusieurs des cinq sujets principaux du tableau par des « X » dans les colonnes qui suivent la citation. D'autres références sont en cours d'identification.

Ci-après se trouvent de résumés des recherches récentes sur le lac Érié concernant les cinq sujets principaux, ainsi que quelques recherches connexes menées dans d'autres parties du bassin des Grands Lacs ou à l'extérieur de celui-ci. Les publications examinées comprennent principalement des résultats de recherche scientifique, mais aussi des éléments de politique et de gestion adaptative, ainsi qu'une prise en compte précise de facteurs comme les effets des changements climatiques. Le tableau contient de brèves entrées sur les principaux résultats, ainsi que sur les incertitudes et les besoins supplémentaires en matière de recherche, qui sont également résumés ici. Il est à souligner que le Great Lakes HABS Collaborative a également publié une fiche d'information sur les [Lacunes dans les connaissances sur les EAN](#) en avril 2021.

Des modèles lacustres mécanistes existent pour le bassin ouest du lac Érié (Verhamme et coll., 2016), le bassin central (Rowe et coll., 2019; Bocaniov et coll., 2020; Valipour et coll., 2021) et le bassin est (Valipour et coll., 2016 et 2019). LimnoTech a achevé un nouveau modèle du lac entier au début de 2021. Cet effort de modélisation du lac entier a nécessité l'assemblage d'une base de données sur les charges en entrée et les charges moyennes développées à l'aide de diverses sources de données et estimations. Un ensemble de modèles a été utilisé pour déterminer la cible appropriée de réduction des charges de 40 % afin de parvenir à des conditions acceptables d'hypoxie et d'EAN dans le lac. Les modèles les plus récents seront utilisés à l'avenir pour revoir ces conclusions, car ils intègrent les données dans l'espace et dans le temps et intègrent dans leurs algorithmes l'état actuel de la compréhension des processus.

En 2015, l'équipe de travail sur les objectifs et les cibles de l'annexe 4 a établi 17 activités prioritaires de recherche, de surveillance et de modélisation pouvant soutenir la prise de décisions de gestion, et a dressé une liste de sujets généraux critiques dans un document intitulé « Ce que nous ne savons pas ». La liste comprenait des questions sur la spéciation et la biodisponibilité du phosphore, le rôle de l'azote, des dreissenidés et d'autres espèces envahissantes, la variabilité interannuelle de l'hydrométéorologie, et la question de savoir si une réduction de 40 % des charges sera suffisante pour réduire les incidences à l'échelle locale pour chaque affluent prioritaire et chaque plan d'eau récepteur (p. ex., rivière Sandusky/baie Sandusky). Mohamed et coll. (2019) a également dressé la liste des principales

incertitudes qui ont une incidence sur la capacité à prendre de bonnes décisions de gestion concernant la restauration du lac Érié.

Hypoxie

La surveillance de l'hypoxie dans le bassin central a été menée de manière plus intensive depuis l'année de terrain 2014 de l'Initiative des sciences coopératives et de surveillance (ISCS) par le Bureau du Programme National des Grands Lacs de l'Environmental Protection Agency des É.-U. (USEPA-GLNPO; Xu et coll., 2021; Tellier et coll., 2022), bien que des données antérieures existent également (Zhou et coll., 2013). La ville de Cleveland surveille également l'hypoxie près de ses prises d'eau depuis 2014. Ces programmes de surveillance ont soutenu un projet de modélisation du Cooperative Institute for Great Lakes Research (CIGLR) et de la NOAA (Rowe et coll., 2019), qui s'est appuyé sur les recherches antérieures de Scavia et coll. (2016) et Rucinski et coll. (2016). Le programme de modélisation a développé un produit expérimental de prévision à court terme, mais n'a pas été conçu pour produire des prévisions saisonnières. Une prévision saisonnière nécessiterait probablement une surveillance en hiver et au début du printemps de la biomasse des diatomées dans le bassin ouest et le bassin central, ce qui n'est pas systématiquement fait (Twiss et coll., 2012 et 2014). Des résumés annuels de la zone ou du volume hypoxique ne sont pas produits à l'heure actuelle, bien qu'un programme de surveillance opérationnel, en particulier avec des capteurs qui rendent compte en temps réel plutôt qu'après la récupération physique et le téléchargement des données, pourrait être utilisé pour créer de tels résumés.

Hormis de petites efflorescences de *Dolichospermum* au large en juillet (Chaffin et coll., 2019), le bassin central du lac Érié ne connaît généralement pas d'EAN, mais il abrite de vastes zones d'eaux de fond hypoxiques en été et au début de l'automne. Comme il a été mentionné dans la discussion sur le bassin ouest, la rivière Détroit est considérée comme la principale source d'éléments nutritifs qui alimentent les efflorescences de diatomées et, dans une moindre mesure, de cyanobactéries qui s'enfoncent dans le bassin stratifié et consomment de l'oxygène en se décomposant. On pense également que la demande en oxygène des sédiments joue un rôle, de même que les flux ascendants d'éléments nutritifs provenant des sédiments et des eaux de fond lors des remontées d'eau. Les charges directes des affluents dans le bassin central sont plus faibles que les flux en provenance du bassin ouest, mais peuvent être importantes à l'échelle locale. Une compréhension mécaniste complète de ces processus et des déplacements des éléments nutritifs, de la biomasse et de l'eau hypoxique au cours du printemps, de l'été et de l'automne a été insaisissable, mais des modèles mécanistes et prédictifs ont récemment été élaborés pour simuler ces processus, et la résolution des données de surveillance s'est également améliorée (Rowe et coll., 2019; Tellier et coll., 2022).

L'incertitude liée aux incidences nettes des changements climatiques dans les années à venir sur la stratification et d'autres phénomènes liés à l'hypoxie est un facteur important qui va dans le sens de l'adoption d'une approche adaptative dans la gestion du système. La couverture de glace élevée dans le lac Érié, qui nécessite des températures hivernales basses et des vents faibles, n'a montré aucune tendance sur la majeure partie du lac entre 1973 et 2013, et une légère tendance à la baisse le long de la côte de l'Ontario au cours de la même période (Mason et coll., 2016). Anderson (E. Anderson et coll., 2021) a démontré un réchauffement à long terme des eaux profondes du lac Michigan, qui pourrait également se produire dans d'autres lacs, mais les données disponibles sont insuffisantes pour le documenter complètement.

L'interaction du phosphore dans le panache de la rivière Détroit avec la production printanière de diatomées et l'efflorescence estivale de cyanobactéries dans le bassin central n'est pas encore claire, car cette partie du bassin n'est pas bien surveillée et les interactions importantes se produisent au début du

printemps, lorsque la glace se brise, et pendant l'été, lorsque des mélanges complexes entre les panaches fluviaux ont lieu. Le transfert de biomasse et d'éléments nutritifs du bassin ouest vers le bassin central n'est pas non plus bien compris ou quantifié, mais il est important en tant que facteur de l'hypoxie du bassin central.

Cladophora

Le bassin est du lac Érié est le plus profond et peut-être aussi le moins bien compris. Le développement et l'envasement des microalgues excédentaires comme la *Cladophora* sont répandus dans les régions proches du rivage du bassin est, mais l'interrelation des charges fluviale, de l'ombrage dû à la turbidité du panache fluvial, de la remontée des éléments nutritifs et des interactions entre les macroalgues et les moules font l'objet de recherches actives (Kuczynski et coll., 2020). Les moyens efficaces de réduire les charges en éléments nutritifs dans le bassin, en particulier celles provenant des affluents de l'Ontario, y compris la rivière Grand, sont minés par plusieurs des mêmes enjeux que ceux touchant le bassin versant de la rivière Maumee, comme une compréhension insuffisante de l'efficacité des PEG et du cycle du phosphore résiduel dans le système (Hanief et Laursen, 2019; Van Meter et coll., 2021). La couverture spatiale et la biomasse des macroalgues du bassin est ne font pas l'objet d'un suivi ou de rapports cohérents pour l'ensemble du bassin, bien que des programmes de recherche connexes aient été menés ou soient en cours par Environnement et Changement climatique Canada (ECCC; Valipour et coll., 2016), le MEPP (Chomicki et coll., 2016), le Michigan Tech Research Institute (MTRI; Brooks et coll., 2015), et le USGS (Wimmer et coll., 2019). La méthodologie du MTRI utilisant la télédétection a été appliquée rétrospectivement pour créer une série chronologique de macroalgues à certains sites (p. ex., Ajax, Ontario), et pourrait être appliquée annuellement pour produire un résumé de l'étendue maximale de la couverture. Kuczynski et coll. (2020) a publié un modèle de *Cladophora* amélioré qui incorpore l'auto-ombrage et d'autres améliorations mécanistes. Des recherches sur les processus liés aux macroalgues, comprenant de nombreux éléments de terrain, sont en cours par le USGS à des stations du lac Érié, entre autres (Wimmer et coll., 2019).

Cycle des éléments nutritifs

Anderson (H. Anderson et coll., 2021a et 2021b) a effectué de nouvelles mesures de série chronologique *in situ* des rejets de phosphore dans les sédiments du bassin central en association avec le développement de l'hypoxie des eaux de fond, et d'autres ont effectué des études sur la transformation des éléments nutritifs dans les embouchures des rivières, y compris dans la baie Sandusky (Salk et coll., 2018; Hampel et coll., 2019). Des recherches récentes ont porté sur la limitation du phosphore liée à la liaison aux lipides dans le lac Érié (Musial et coll., 2021).

Là où elles sont présentes en abondance, les moules dreissenidées invasives ont provoqué un déplacement et une benthification du phosphore près du rivage dans de nombreux lacs (Hecky et coll., 2004). Cela suggère que les moules piègent et retiennent le phosphore dans les régions proches du rivage et en particulier autour des affluents, augmentant ainsi les niveaux d'éléments nutritifs benthiques dans les régions proches du rivage. À long terme, les densités de moules dans les bassins ouest et central sont restées faibles en raison d'un substrat inadapté et de l'hypoxie, tandis que les densités dans le bassin est sont beaucoup plus élevées, mais ont atteint un point culminant en 2002 (Karatayev et coll., 2014; Karatayev et coll., 2018). L'alimentation sélective des moules sur les diatomées par rapport aux cyanobactéries a été décrite par Vanderploeg et coll. (2001), mais la modélisation suggère qu'il ne s'agit pas d'un facteur important dans l'intensité de l'efflorescence des algues (Verhamme et coll., 2016). Les impacts des moules dreissenidées à l'échelle du bassin ont été quantifiés par Li et coll. (2021), et Larson et coll. (2020) ont étudié la transformation des éléments nutritifs dans les embouchures des rivières autour de la baie Green.

Efflorescences d'algues nuisibles

Les processus d'efflorescence dans le lac ont été examinés en relation avec la télédétection (Binding et coll., 2019, Soontiens et coll., 2019), le stock de semences d'efflorescence algales dans les sédiments (Kitchens et coll., 2018) et l'influence de l'azote et d'autres facteurs sur le développement et la toxicité des efflorescences (Chaffin et coll., 2018; Newell et coll., 2019; Palagama et coll., 2020; Hellweger et coll., 2022). Un échantillonnage coordonné de l'ensemble des efflorescences a été effectué dans le bassin ouest en 2018 et 2019 afin d'obtenir deux instantanés des efflorescences estivales (Chaffin et coll., 2021). Arhonditsis et coll. (2019a et 2019b) ont examiné les modèles et la surveillance des bassins versants et du lac Érié et ont formulé des recommandations pour leur utilisation dans la gestion adaptative. Ho et coll. (2020) ont synthétisé les données hebdomadaires de surveillance dans le lac et les données satellitaires recueillies entre 2008 et 2017 dans le but de progresser vers la prévision de la toxicité des EAN.

Des analyses nationales ont démontré ou prédit une augmentation de l'intensité des efflorescences algales liée aux changements climatiques (Chapra et coll., 2017), bien que certaines analyses aient suggéré que l'augmentation apparente des efflorescences, en particulier dans les plans d'eau intérieurs, pourrait être un artefact d'un échantillonnage plus intensif (Hallegraeff et coll., 2021; Kraemer et coll., 2021; Wilkinson, et coll., 2021).

Des questions subsistent quant à la nature et à l'importance du phosphore stocké dans les sédiments de surface du bassin ouest entre les charges printanières en la rivière Maumee et l'initiation et l'expansion des efflorescences estivales. Les mécanismes de formation des cyanotoxines et les mesures de protection de l'environnement sont également mal connus. Enfin, la diversité des cyanobactéries dans les embouchures des rivières, par opposition aux efflorescences monospécifiques dans les eaux libres du bassin, est quelque peu énigmatique. En particulier, les facteurs de l'efflorescence constante et persistante de *Planktothrix* dans la baie Sandusky n'ont pas été déterminés (Hampel et coll., 2019). Ces efflorescences constantes ne se sont pas produites dans la baie en 2020 et 2021 et semblent avoir été remplacées par de nouvelles espèces en 2022, *Aphanizomenon* et *Dolichospermum* (communications verbales, événement de prévision des EAN de juin 2022). On a émis l'hypothèse que ce phénomène était lié au retrait, corrélatif au temps, du barrage de Ballville de la rivière Sandusky (Sasak, 2021), qui a entraîné un meilleur curage de la baie, mais aucun lien de cause à effet n'a encore été établi.

Charges en éléments nutritifs

Le phosphore non ponctuel provenant de sources agricoles contribue jusqu'à 85 % des charges totales dans l'ouest du lac Érié (Scavia et coll., 2016; Baker et coll., 2019) et fait l'objet d'une grande partie de la recherche axée sur les bassins versants dans la région. Un effort de recherche mené par l'université d'État de l'Ohio a rassemblé un ensemble de modèles SWAT de bassins versants et le modèle SPARROW de l'USGS pour évaluer une série de questions et de scénarios liés à la gestion des bassins versants. Les résultats de ces travaux ont été publiés dans plusieurs articles récents (Kujawa et coll., 2020; Martin et coll., 2021; Kast et coll., 2021a; Apostel et coll., 2021; Evenson et coll., 2021). L'analyse des données sur les charges de 2019 a suggéré que les charges étaient inférieures à ce qui aurait été attendu compte tenu du printemps humide et des débits élevés (Guo et coll., 2021). D'autres études récentes sur le terrain et sur les sédiments des ruisseaux ont produit des résultats qui semblent incompatibles avec ces observations (p. ex., Osterholz et coll., 2020; Williamson et coll., 2021). En d'autres termes, les études sur les cours d'eau montrent des fractions plus importantes de phosphore résiduel dans certains contextes, en particulier dans les zones supérieures des bassins versants et dans les petits cours d'eau, que ce que l'on pourrait attendre sur la base des données et des interprétations de Guo et coll. (2021).

Les recherches visant à réconcilier ces résultats se poursuivent. L'accent mis par le passé sur la lutte contre l'érosion et la rétention du phosphore particulaire dans les champs agricoles au moyen de pratiques comme le travail du sol à des fins de conservation, les cultures de couverture et les bandes tampons a été renforcé par de nouvelles recherches sur le phosphore dissous, qui est plus mobile et plus biodisponible (Scavia et coll., 2014). Choquette et coll. (2019) ont présenté des méthodes statistiques pour traiter la variabilité de l'écoulement fluvial dans le cadre du calcul des charges en phosphore. Outre les variations des charges en éléments nutritifs, les changements dans les rapports d'éléments nutritifs ont également été relevés comme un facteur potentiellement important de changement de l'écosystème dans le lac Érié (Prater et coll., 2017).

Burniston et coll. (2018) ont publié les résultats d'un projet binational collaboratif visant à mesurer directement les charges en éléments nutritifs dans la voie interlacustre des rivières Sainte-Claire et Détroit. Scavia et coll. (2016, 2019a, 2019b, 2019c, 2020), Bocaniov et Scavia (2018), Bocaniov et coll. (2019), et Dagnew et coll. (2019) ont publié les résultats de nouvelles études de modélisation et de surveillance qui éclairent les charges en phosphore du réseau des rivières Sainte-Claire et Détroit dans le lac Érié. Un rapport complémentaire à l'article de Scavia et coll. (2019a) a également été publié en 2019 (Scavia et coll. 2019b). De nouvelles recherches importantes ont été publiées sur les charges et les impacts des eaux pluviales urbaines dans la rivière Détroit (Hu et coll., 2019). Les travaux de surveillance de la rivière Niagara (Hill et Dove, 2021) ont des répercussions sur les débits sortants du bassin ouest du lac Érié. Les réductions des charges en eaux usées urbaines provenant de la région de Détroit sont parmi les plus importantes dans le bassin depuis l'année de référence 2008 (voir Scavia et coll., 2019c). Malgré des recherches récentes menées par l'université du Michigan et d'autres (Scavia et coll., 2019), des questions se posent toujours sur les charges et le traitement du phosphore dans le sud du lac Huron (c.-à-d. la remise en suspension des sédiments et l'advection dans la rivière Sainte-Claire), la rivière Thames (Ontario) et le réseau des rivières Sainte-Claire et Détroit.

Le chapitre [Midwest Region](#) du rapport « Fourth National Climate Assessment » de l'U.S. Global Change Research Program (USGCRP, 2018) a mis en évidence plusieurs tendances susceptibles d'influer sur les charges en phosphore dans le lac Érié et les incidences écologiques dans le lac. Plusieurs chercheurs ont relevé des tendances statistiques d'augmentation des précipitations printanières, du ruissellement et des charges en éléments nutritifs dans les bassins versants du lac Érié (Stow et coll., 2019; Williams et King, 2020). On s'attend à ce que le réchauffement des températures lacustres et l'allongement des étés, associés à l'évolution des régimes climatiques, entraînent une augmentation des efflorescences d'algues toxiques et une hypoxie plus intense dans le lac Érié (Michalak et coll., 2013; Perello et coll., 2017; Jankowiak et coll., 2019; Jabbari et coll., 2021). Certains chercheurs ont avancé que les valeurs de référence changeantes pourraient nécessiter la modification des cibles de charge en éléments nutritifs avant même qu'elles ne soient atteintes (Baker et coll., 2019). D'autres ont souligné que dans des scénarios de saisons de croissance plus longues et de précipitations hivernales plus importantes tombant sous forme de pluie plutôt que de neige, les pertes d'éléments nutritifs agricoles au printemps pourraient diminuer, atténuant partiellement d'autres incidences négatives des changements climatiques sur le lac Érié (Culbertson et coll., 2016; Kalcic et coll., 2019). Des pluies plus importantes, surtout au printemps, peuvent entraver l'ensemencement et la fertilisation en raison de l'état des champs qui ne permet pas à l'équipement d'y accéder, comme il a été observé en 2019 (Guo et coll., 2021). Les changements dans la libération d'éléments nutritifs par les cultures de couverture en dehors de la saison de croissance et d'autres impacts sur l'efficacité des PEG liés aux changements climatiques ne sont pas bien compris (Cober et coll., 2019).

Résumé de l'analyse documentaire

Plusieurs des découvertes et innovations scientifiques décrites ci-dessus revêtent une importance particulière pour la gestion des éléments nutritifs présents dans le lac Érié et son bassin versant. Les résultats de l'expérience naturelle qui a eu lieu en 2019, où l'excès de pluie au printemps a entraîné une réduction de l'application d'engrais, ont indiqué que le phosphore résiduel et les décalages entre le moment de la réduction de l'application d'engrais et les incidences sur le lac ne sont peut-être pas aussi importants dans le bassin versant de la rivière Maumee que ce qui avait été supposé précédemment (Guo et coll., 2021). Une nouvelle compréhension de la dynamique de l'hypoxie dans le bassin central du lac Érié, basée sur une nouvelle modélisation et une nouvelle surveillance (Rowe et coll., 2019), suggère que les progrès vers l'objectif de réduction de la zone ou du volume hypoxique d'après la réduction des éléments nutritifs peuvent être difficiles à mesurer et à suivre. Le schéma intégré de la présence ou de l'absence de moules dreissenidées dans le bassin peut constituer une approximation raisonnable, bien qu'inhabituelle (Karatayev et coll., 2018).

De même, la nature dynamique des charges en éléments nutritifs dans les bassins versants en fonction de l'évolution du climat, des pratiques agricoles, de la modification des bassins tributaires et du suivi inadéquat des PEG rend l'évaluation systématique des effets positifs sur la qualité de l'eau difficile à relier aux interventions. Malgré cela, la modélisation d'ensemble innovante des bassins versants agricoles incorporant des améliorations pour simuler les impacts du drainage par canalisations en terre cuite et de la gestion du fumier à haute résolution est très prometteuse (Martin et coll., 2021). Un nouvel article très médiatisé de Hellweger et coll. (2022) indique que l'on continue à s'inquiéter des effets négatifs potentiels sur la toxicité des EAN d'une réduction des charges en phosphore sans réduction des charges en azote, bien qu'il y ait des incertitudes quant à la probabilité d'un tel scénario. Enfin, de nouveaux travaux sur les mesures sur le terrain et la modélisation des interactions benthiques entre les moules dreissenidées, les macroalgues, les panaches fluviaux et la remontée d'eau (Wimmer et coll., 2019; Kuczynski et coll., 2020; Hui et coll., 2021) réduisent l'incertitude qui sera cruciale pour la gestion des éléments nutritifs dans l'est du lac Érié, où l'oligotrophisation au large est également une source de préoccupation.

7.2 TABLEAUX ET FIGURES SUPPLÉMENTAIRES

LISTE DES FIGURES SUPPLÉMENTAIRES

Figure A 1 : Charges printanières en PRD (barres grises) dans le lac Érié en provenance de la rivière Thames pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne bleue représente les rejets printaniers totaux. La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés afin de calculer les charges pour chaque printemps; « R » indique qu'une méthode de régression basée sur les rejets a été utilisée en raison du nombre d'échantillons limité. 80

Figure A 2 : Concentration moyenne de PT pondérée en fonction des rejets au printemps (CMPD; barres grises) dans le lac Érié en provenance de la rivière Thames pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne bleue représente les rejets printaniers totaux. La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés à des fins de calcul pour chaque printemps; « R » indique qu'une méthode de régression basée sur les rejets a été utilisée en raison du nombre d'échantillons limité. 80

Figure A 3 : CMPD printanière de PRD (barres grises) dans le lac Érié en provenance de la rivière Thames pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne bleue représente les rejets printaniers totaux. La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés à des fins de calcul pour chaque printemps; « R » indique qu'une méthode de régression basée sur les rejets a été utilisée en raison du nombre d'échantillons limité. 81

Figure A 4 : Charges printanières en PT (barres grises) dans le lac Érié en provenance des affluents de Leamington pendant les années hydrologiques de 2017 à 2021. La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. 81

Figure A 5 : Charges printanières en PRD (barres grises) dans le lac Érié en provenance des affluents de Leamington pendant les années hydrologiques de 2017 à 2021. La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. 82

Figure A 6 : Charges printanières en phosphore réactif dissous (barres grises) provenant de la rivière Huron (Ohio) pendant les années hydrologiques de 2010 à 2021. La ligne bleue représente les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque printemps. Les tailles d'échantillon avec ≤ indiquent les tailles d'échantillon maximales possibles, d'après Maccoux et coll. (2016), qui n'a rapporté que des valeurs annuelles. 82

Figure A 7 : CMPD printanière de phosphore total (barres grises) provenant de la rivière Huron (Ohio) pendant les années hydrologiques de 2018 à 2021. La ligne bleue représente les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés à des fins de calcul chaque printemps. 83

Figure A 8 : CMPD printanière de phosphore réactif dissous (barres grises) provenant de la rivière Huron (Ohio) pendant les années hydrologiques de 2018 à 2021. La ligne bleue représente les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés à des fins de calcul chaque printemps..... 83

Figure A 9 : Charges printanières en phosphore total (barres grises) provenant de la rivière Portage pendant les années hydrologiques de 2011 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2011), et la ligne bleue, les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque printemps..... 84

Figure A 10 : Charges printanières en phosphore réactif dissous (barres grises) provenant de la rivière Portage pendant les années hydrologiques de 2011 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2011), et la ligne bleue, les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque printemps..... 84

Figure A 11 : CMPD printanière de phosphore total (barres grises) provenant de la rivière Portage pendant les années hydrologiques de 2011 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2011), et la ligne bleue, les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés à des fins de calcul chaque printemps..... 85

Figure A 12 : CMPD printanière de phosphore réactif dissous (barres grises) provenant de la rivière Portage pendant les années hydrologiques de 2011 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2011), et la ligne bleue, les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés à des fins de calcul chaque printemps..... 85

Figure A 13 : Charges printanières en phosphore total (barres grises) provenant de la rivière Raisin pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008), et la ligne bleue les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque printemps..... 86

Figure A 14 : Charges printanières en phosphore réactif dissous (barres grises) provenant de la rivière Raisin pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne bleue représente les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque printemps. 86

Figure A 15 : CMPD printanière de phosphore total (barres grises) provenant de la rivière Raisin pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008), et la ligne bleue les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés à des fins de calcul chaque printemps..... 87

Figure A 16 : CMPD printanière de phosphore réactif dissous (barres grises) provenant de la rivière Raisin pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne bleue représente les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés à des fins de calcul chaque printemps..... 87

Figure A 17 : Charges printanières en phosphore total (barres grises) provenant de la rivière Sandusky pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008), et la ligne bleue les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque printemps..... 88

Figure A 18 : Charges printanières en phosphore réactif dissous (barres grises) provenant de la rivière Sandusky pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008), et la ligne bleue les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque printemps..... 88

Figure A 19 : CMPD printanière de phosphore total (barres grises) provenant de la rivière Sandusky pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008), et la ligne bleue les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés à des fins de calcul chaque printemps..... 89

Figure A 20 : CMPD printanière de phosphore réactif dissous (barres grises) provenant de la rivière Sandusky pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008), et la ligne bleue les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés à des fins de calcul chaque printemps..... 89

Figure A 21 : Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Thames pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque année. La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021..... 90

Figure A 22 : Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de Leamington pendant les années hydrologiques de 2018 à 2021. La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. 91

Figure A 23 : Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Cuyahoga pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque année. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008). La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. 91

Figure A 24 : Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Détroit (É.-U.) pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008). La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021..... 92

Figure A 25 : Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Grand (Ohio) pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque année. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008). La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. 92

Figure A 26 : Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Huron (Ohio) pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque année. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008). La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. 93

Figure A 27 : Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Portage pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque année. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008). La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. 93

Figure A 28 : Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Raisin pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque année. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008). La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Remarque : Les calculs effectués par le groupe de travail sur les charges de l'annexe 4 et par l'État du Michigan utilisent des zones et des méthodes différentes pour la rivière Raisin; par conséquent, les valeurs des charges annuelles ne concordent pas exactement. 94

Figure A 29 : Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Sandusky pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque année. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008). La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. 94

Figure A 30 : Charges réelles (cercles bleu foncé) et charges normalisées en fonction des rejets (cercles bleu clair) pour l'azote total de la rivière Maumee de 1982 à 2021. Source : F. Rowland, mise à jour de Rowland et coll. (2021). 95

Figure A 31 : Charges réelles (cercles bleu foncé) et charges normalisées en fonction des rejets (cercles bleu clair) pour le nitrate/nitrite de la rivière Maumee de 1982 à 2021. Source : F. Rowland, mise à jour de Rowland et coll. (2021). 95

Figure A 32 : Charges réelles (cercles bleu foncé) et charges normalisées en fonction des rejets (cercles bleu clair) pour l'azote total Kjeldahl de la rivière Maumee de 1982 à 2021. Source : F. Rowland, mise à jour de Rowland et coll. (2021). 96

Figure A 33 : Concentrations moyennes (\pm ES) de phosphore réactif dissous au printemps (avril à mai) dans les bassins ouest, central et est du lac Érié. La période de 2017 à 2021 est considérée comme la période d'évaluation en cours pour l'évaluation binationale quinquennale de la GA. 96

Figure A 34 : Concentrations moyennes (\pm ES) d'azote oxydé au printemps (avril à mai) dans les bassins ouest, central et est du lac Érié. La période de 2017 à 2021 est considérée comme la période d'évaluation en cours pour l'évaluation binationale quinquennale de la GA. 97

Figure A 35 : Concentrations moyennes (\pm ES) d'ammoniac au printemps (avril à mai) dans les bassins ouest, central et est du lac Érié. La période de 2017 à 2021 est considérée comme la période d'évaluation en cours pour l'évaluation binationale quinquennale de la GA. 97

Figure A 36 : Concentrations moyennes (\pm ES) d'azote total Kjeldahl au printemps (avril à mai) dans les bassins ouest, central et est du lac Érié. La période de 2017 à 2021 est considérée comme la période d'évaluation en cours pour l'évaluation binationale quinquennale de la GA. 97

LISTE DES TABLEAUX SUPPLÉMENTAIRES

Tableau A.13. Valeurs p des tendances (pente de Theil Sen) pour les charges des affluents prioritaires au printemps et les concentrations moyennes pondérées en fonction du débit (CMPD). 90

7.2.1 Figures des affluents prioritaires au printemps

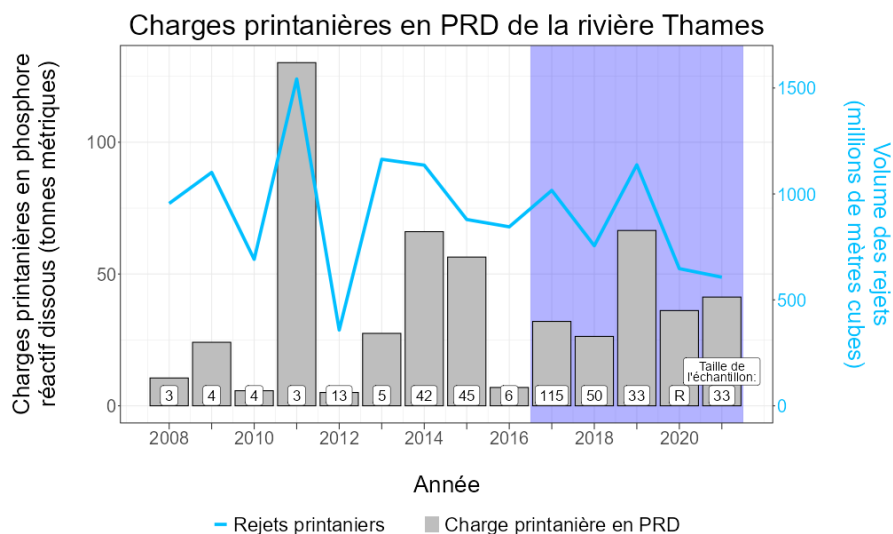


Figure A 1 : Charges printanières en PRD (barres grises) dans le lac Érié en provenance de la rivière Thames pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne bleue représente les rejets printaniers totaux. La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés afin de calculer les charges pour chaque printemps; « R » indique qu'une méthode de régression basée sur les rejets a été utilisée en raison du nombre d'échantillons limité.

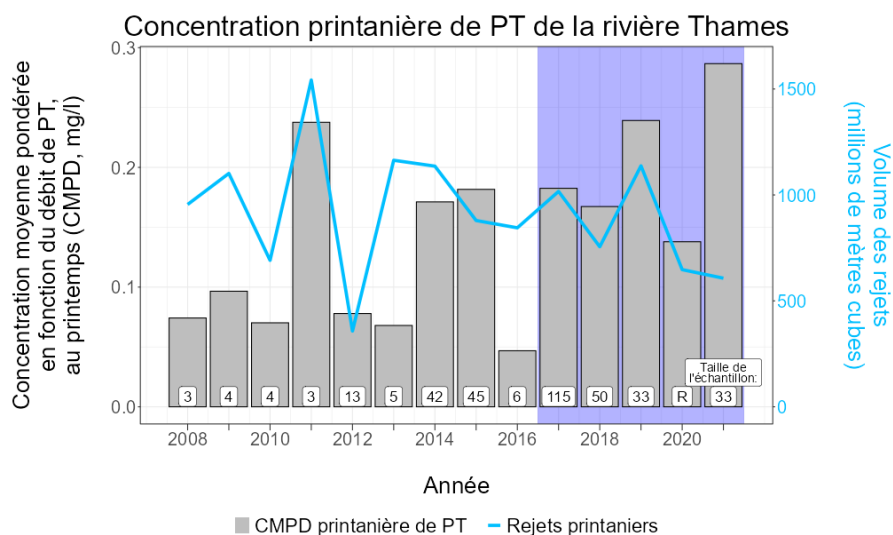


Figure A 2 : Concentration moyenne de PT pondérée en fonction du débit au printemps (CMPD; barres grises) dans le lac Érié en provenance de la rivière Thames pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne bleue représente les rejets printaniers totaux. La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés à des fins de

calcul pour chaque printemps; « R » indique qu’une méthode de régression basée sur les rejets a été utilisée en raison du nombre d’échantillons limité.

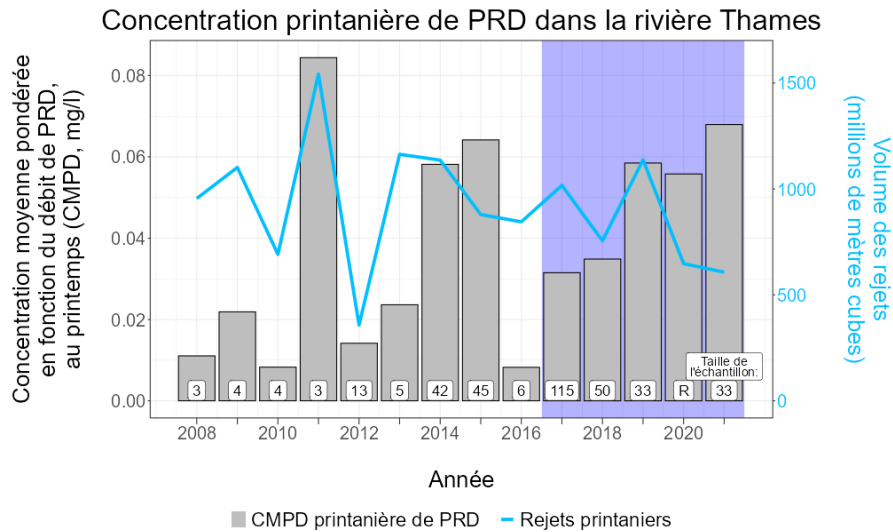


Figure A 3 : CMPD printanière de PRD (barres grises) dans le lac Érié en provenance de la rivière Thames pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne bleue représente les rejets printaniers totaux. La zone ombragée du graphique correspond à la période d’évaluation s’échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d’échantillons d’éléments nutritifs (taille de l’échantillon) utilisés à des fins de calcul pour chaque printemps; « R » indique qu’une méthode de régression basée sur les rejets a été utilisée en raison du nombre d’échantillons limité.

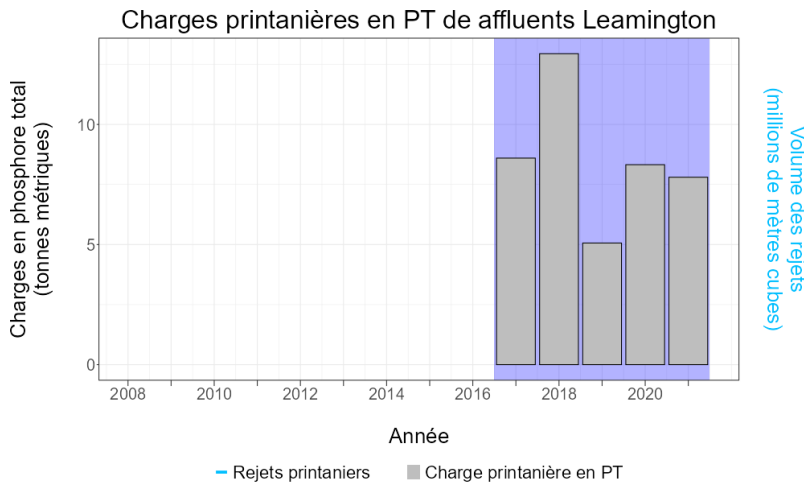


Figure A 4 : Charges printanières en PT (barres grises) dans le lac Érié en provenance des affluents de Leamington pendant les années hydrologiques de 2017 à 2021. La zone ombragée du graphique correspond à la période d’évaluation s’échelonnant de 2017 à 2021.

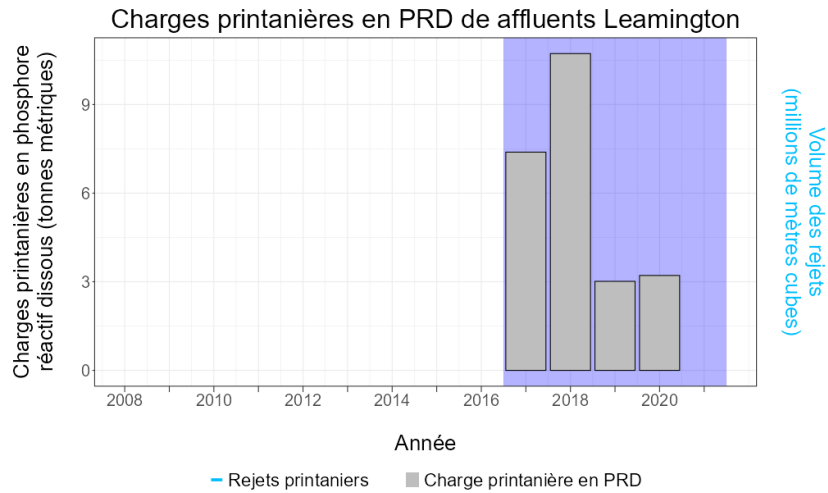


Figure A 5 : Charges printanières en PRD (barres grises) dans le lac Érié en provenance des affluents de Leamington pendant les années hydrologiques de 2017 à 2021. La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021.

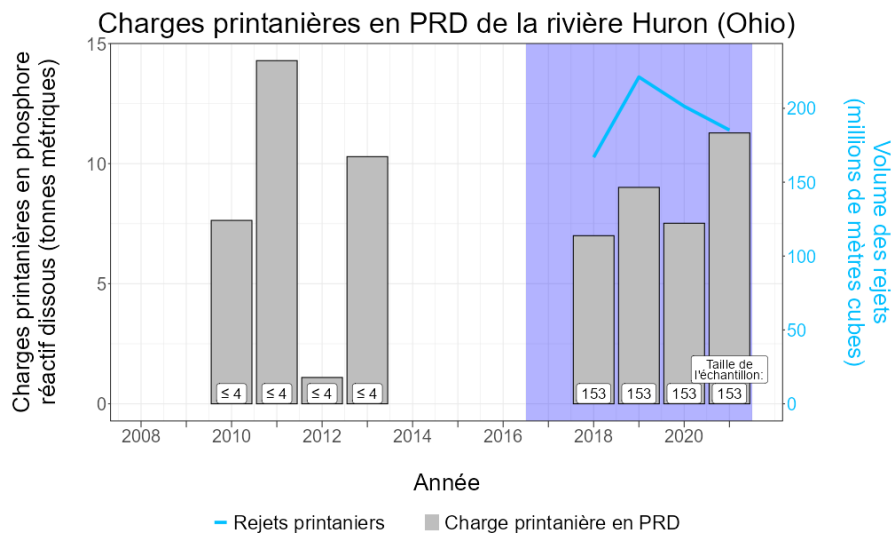


Figure A 6 : Charges printanières en phosphore réactif dissous (barres grises) provenant de la rivière Huron (Ohio) pendant les années hydrologiques de 2010 à 2021. La ligne bleue représente les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque printemps. Les tailles d'échantillon avec ≤ indiquent les tailles d'échantillon maximales possibles, d'après Maccoux et coll. (2016), qui n'a rapporté que des valeurs annuelles.

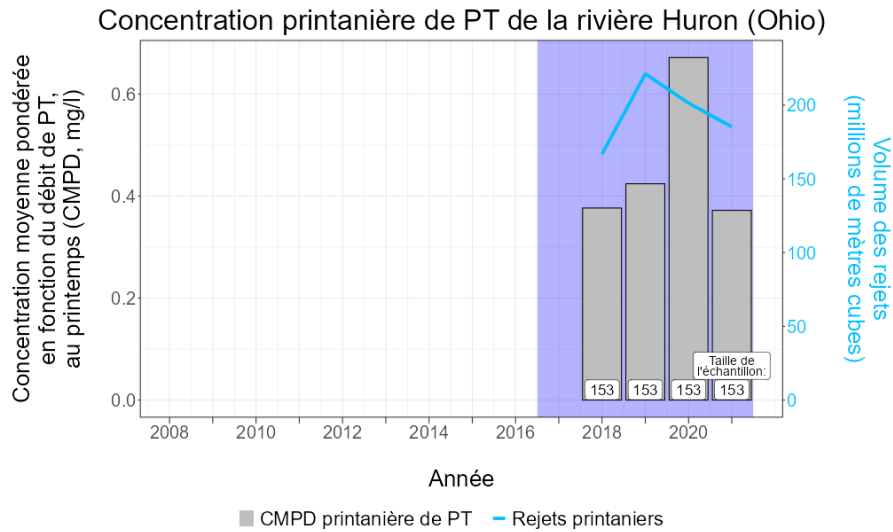


Figure A 7 : CMPD printanière de phosphore total (barres grises) provenant de la rivière Huron (Ohio) pendant les années hydrologiques de 2018 à 2021. La ligne bleue représente les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés à des fins de calcul chaque printemps.

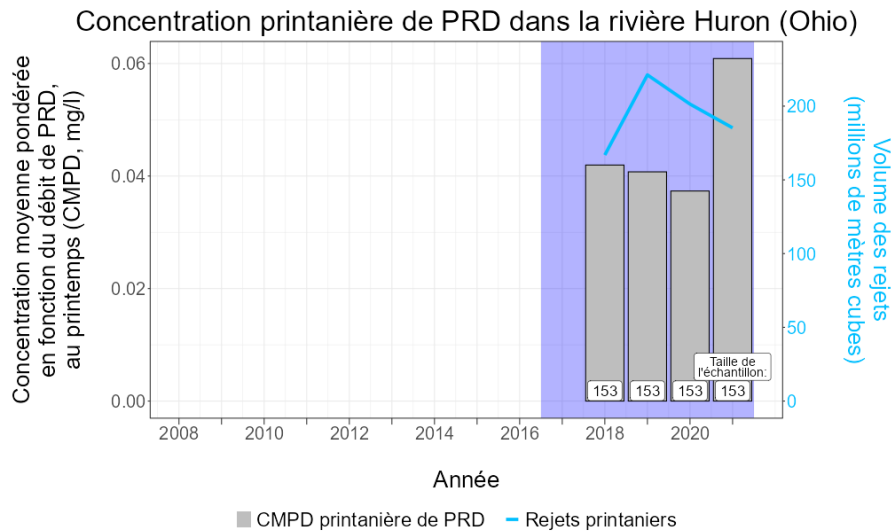


Figure A 8 : CMPD printanière de phosphore réactif dissous (barres grises) provenant de la rivière Huron (Ohio) pendant les années hydrologiques de 2018 à 2021. La ligne bleue représente les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés à des fins de calcul chaque printemps.

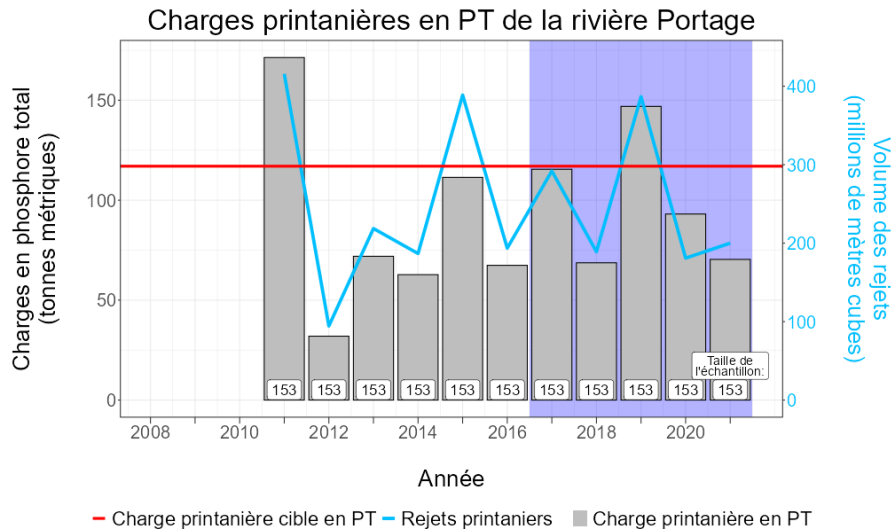


Figure A 9 : Charges printanières en phosphore total (barres grises) provenant de la rivière Portage pendant les années hydrologiques de 2011 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2011), et la ligne bleue, les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque printemps.

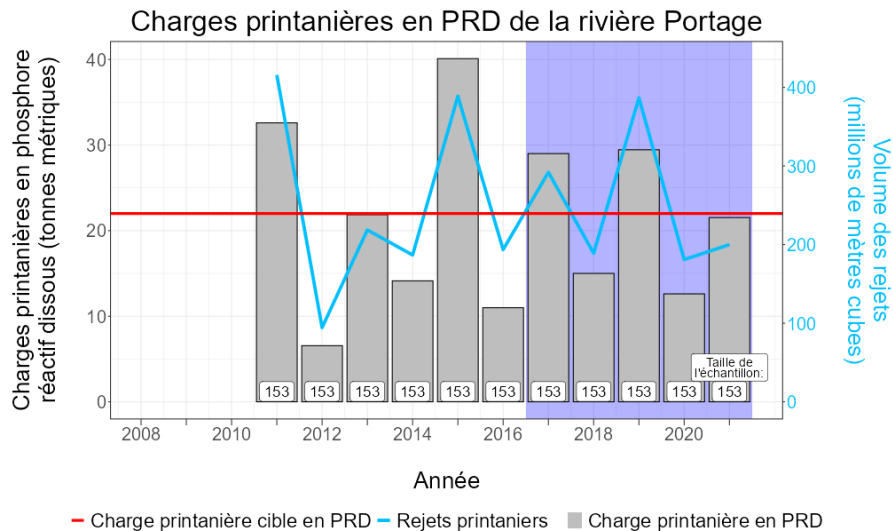


Figure A 10 : Charges printanières en phosphore réactif dissous (barres grises) provenant de la rivière Portage pendant les années hydrologiques de 2011 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2011), et la ligne bleue, les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque printemps.

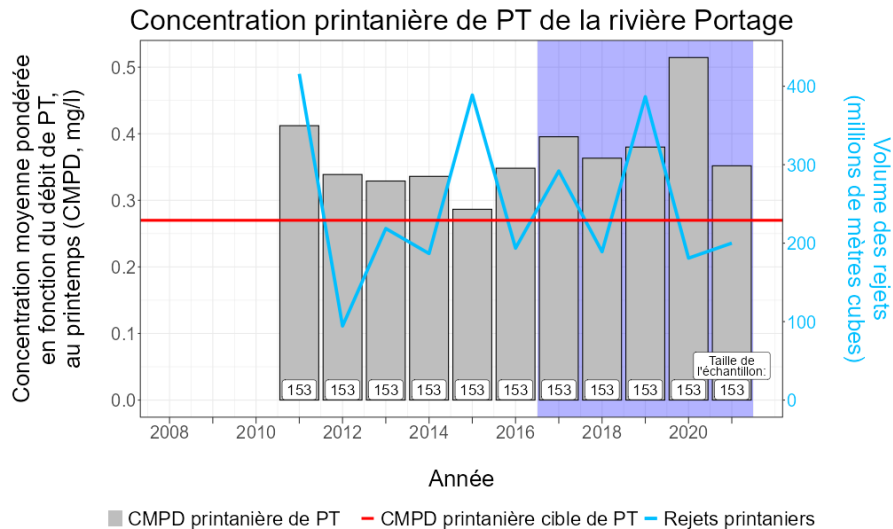


Figure A 11 : CMPD printanière de phosphore total (barres grises) provenant de la rivière Portage pendant les années hydrologiques de 2011 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2011), et la ligne bleue, les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés à des fins de calcul chaque printemps.

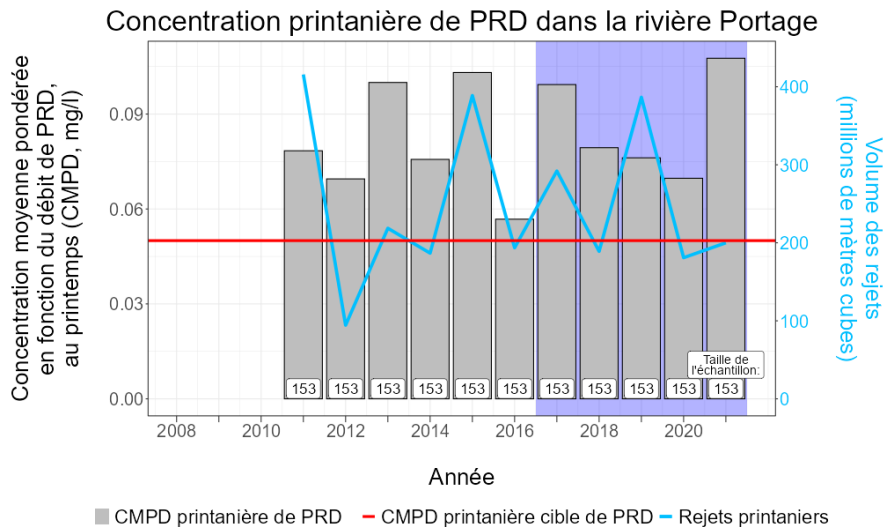


Figure A 12 : CMPD printanière de phosphore réactif dissous (barres grises) provenant de la rivière Portage pendant les années hydrologiques de 2011 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2011), et la ligne bleue, les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés à des fins de calcul chaque printemps.

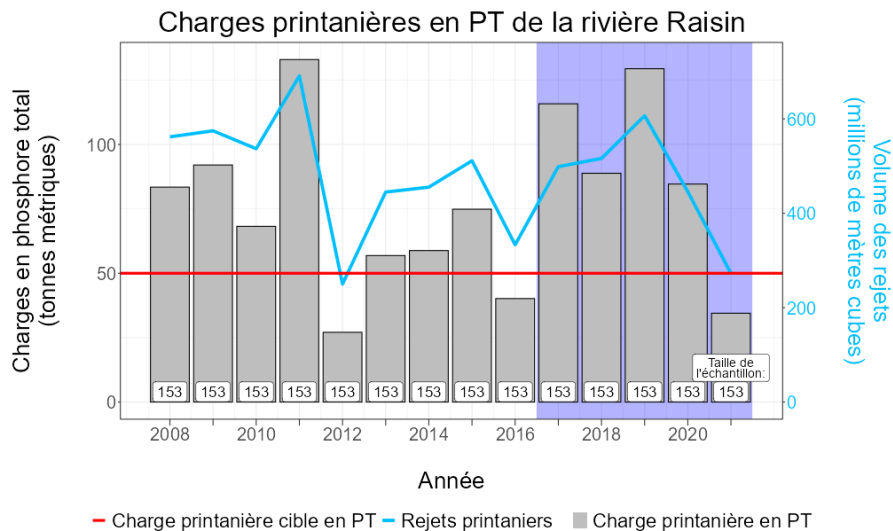


Figure A 13 : Charges printanières en phosphore total (barres grises) provenant de la rivière Raisin pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008), et la ligne bleue les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque printemps.

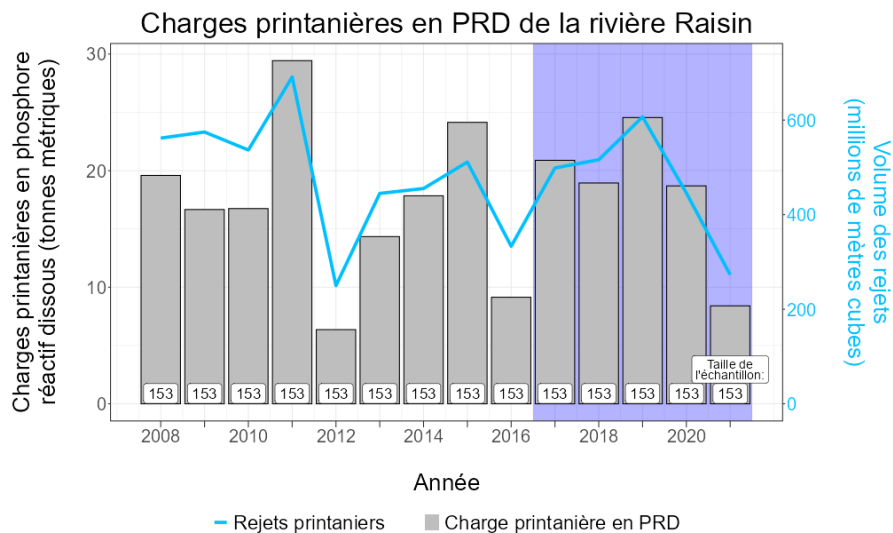


Figure A 14 : Charges printanières en phosphore réactif dissous (barres grises) provenant de la rivière Raisin pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne bleue représente les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque printemps.

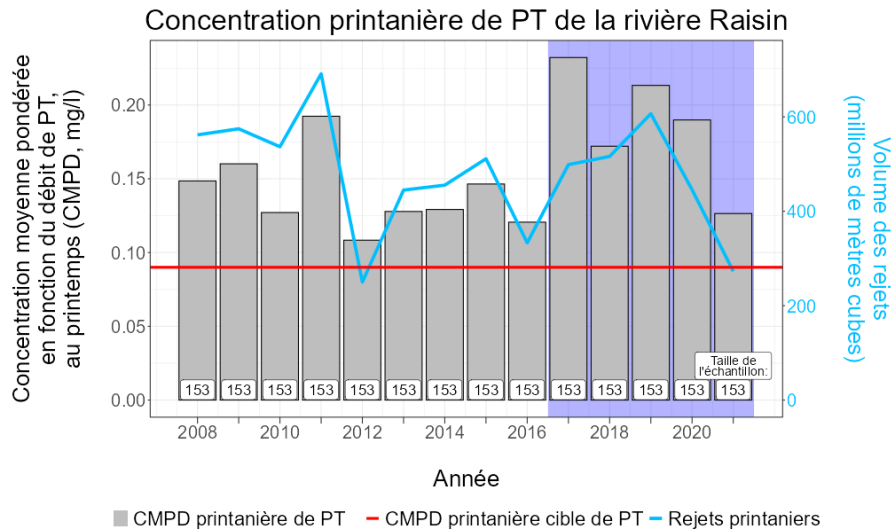


Figure A 15 : CMPD printanière de phosphore total (barres grises) provenant de la rivière Raisin pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008), et la ligne bleue les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés à des fins de calcul chaque printemps.

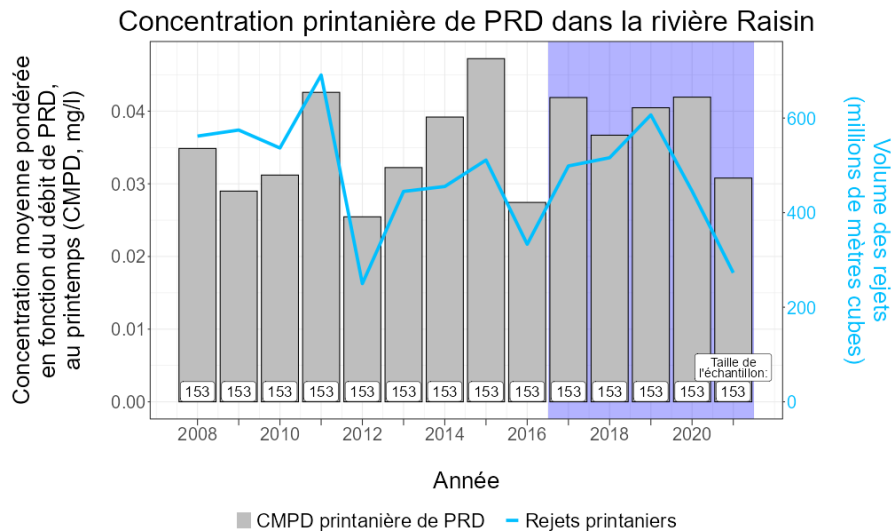


Figure A 16 : CMPD printanière de phosphore réactif dissous (barres grises) provenant de la rivière Raisin pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne bleue représente les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés à des fins de calcul chaque printemps.

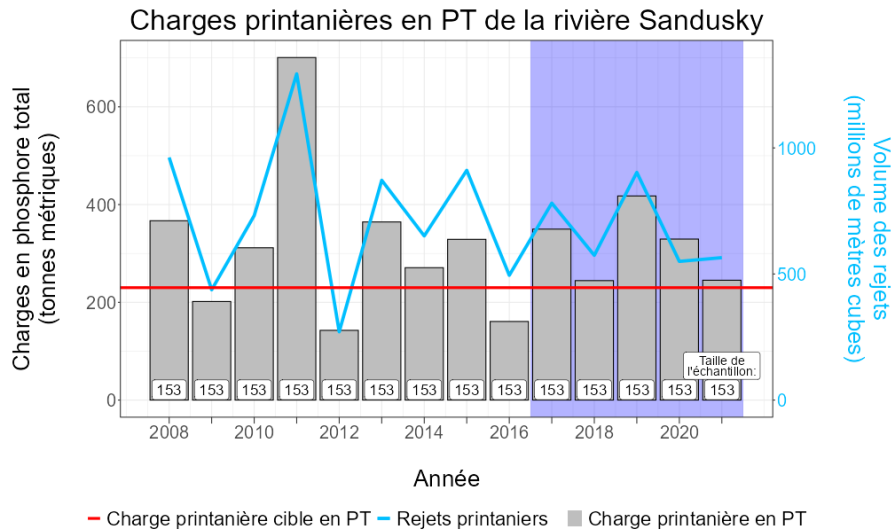


Figure A 17 : Charges printanières en phosphore total (barres grises) provenant de la rivière Sandusky pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008), et la ligne bleue les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque printemps.

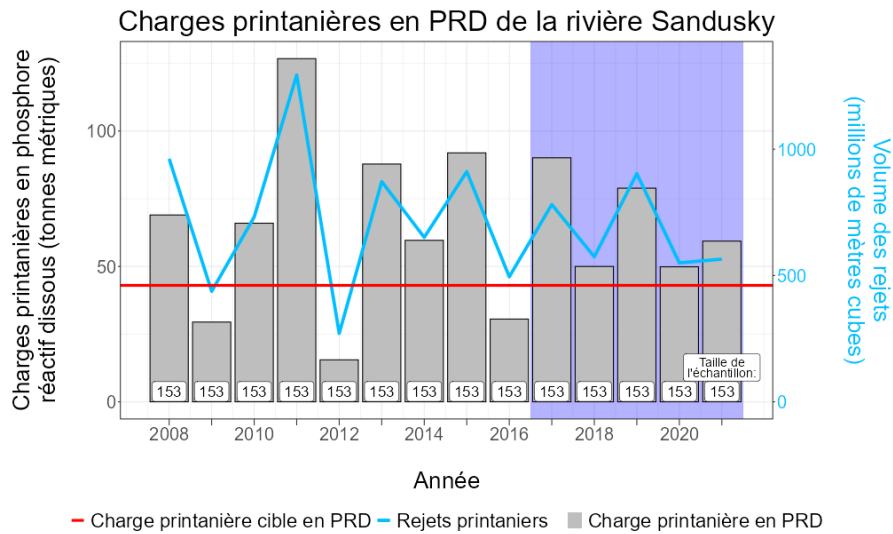


Figure A 18 : Charges printanières en phosphore réactif dissous (barres grises) provenant de la rivière Sandusky pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008), et la ligne bleue les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque printemps.

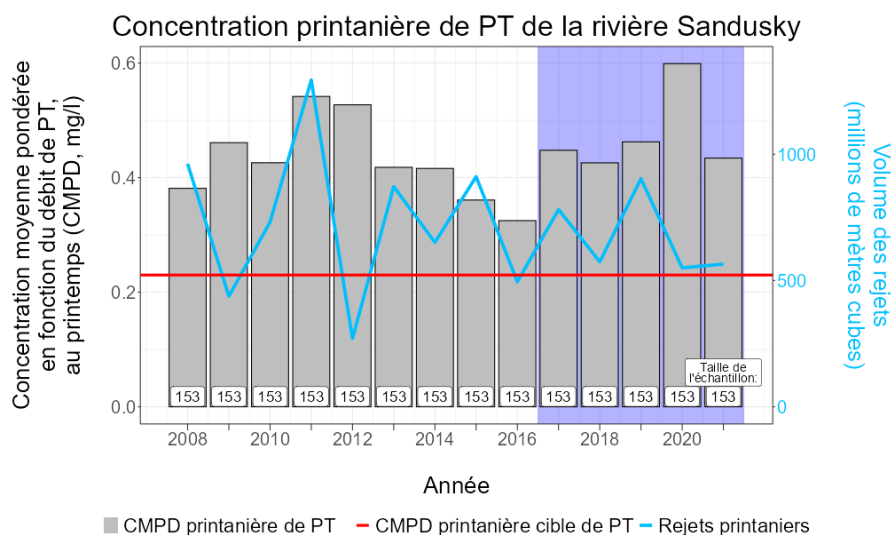


Figure A 19 : CMPD printanière de phosphore total (barres grises) provenant de la rivière Sandusky pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008), et la ligne bleue les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés à des fins de calcul chaque printemps.

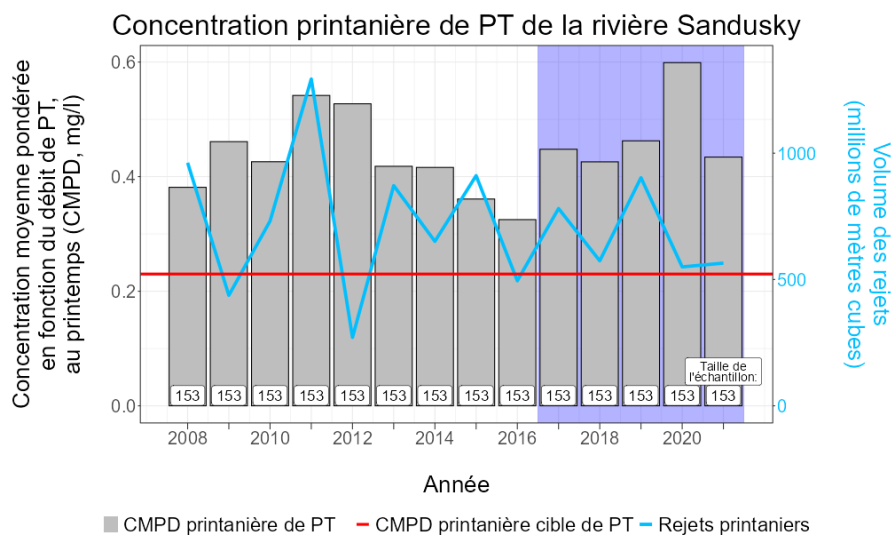


Figure A 20 : CMPD printanière de phosphore réactif dissous (barres grises) provenant de la rivière Sandusky pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008), et la ligne bleue les rejets printaniers totaux. La zone ombragée en bleu correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés à des fins de calcul chaque printemps.

7.2.2 Valeurs P des tendances en matière de charges des affluents prioritaires au printemps

Tableau A.13. Valeurs p des tendances (pente de Theil Sen) pour les charges des affluents prioritaires au printemps et les concentrations moyennes pondérées en fonction du débit (CMPD).

Bassin versant	Phosphore total		Phosphore réactif dissous	
	Valeur p de la tendance		Valeur p de la tendance	
	Charge	CMPD	Charge	CMPD
Maumee	0,58	1,0	1,0	0,83
Portage	0,64	0,28	1,0	0,76
Raisin	1,0	0,51	1,0	0,38
Sandusky	0,91	0,74	0,85	0,16

7.2.3 Figures des charges en PT annuelles

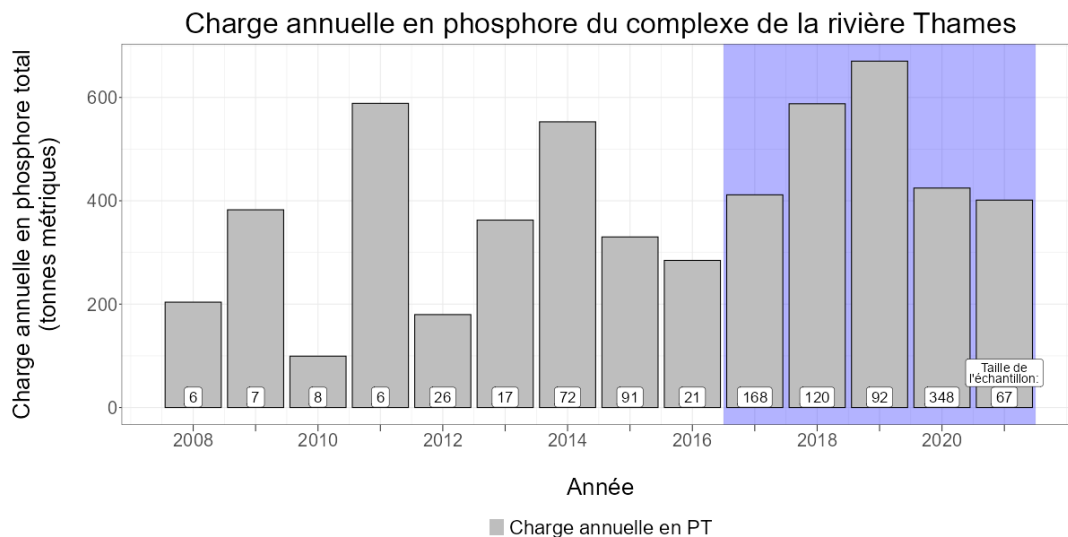


Figure A 21 : Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Thames pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque année. La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021.

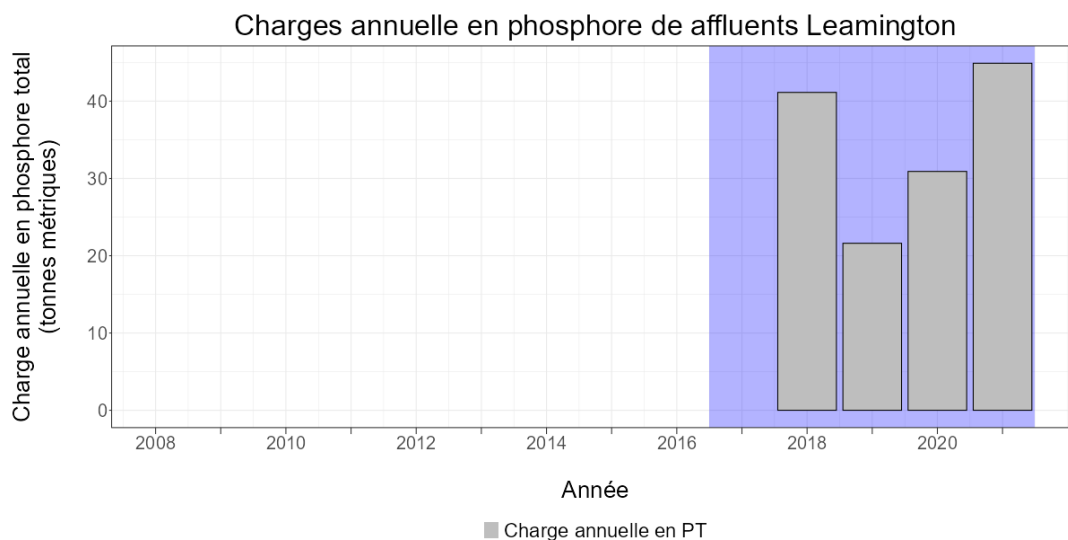


Figure A 22 : Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de Leamington pendant les années hydrologiques de 2018 à 2021. La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021.

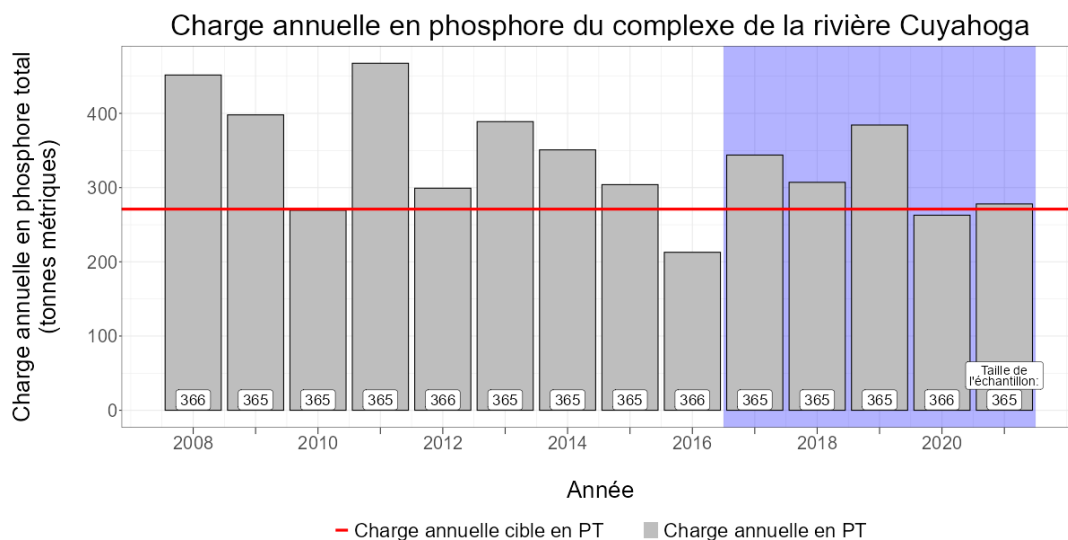


Figure A 23 : Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Cuyahoga pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque année. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008). La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021.

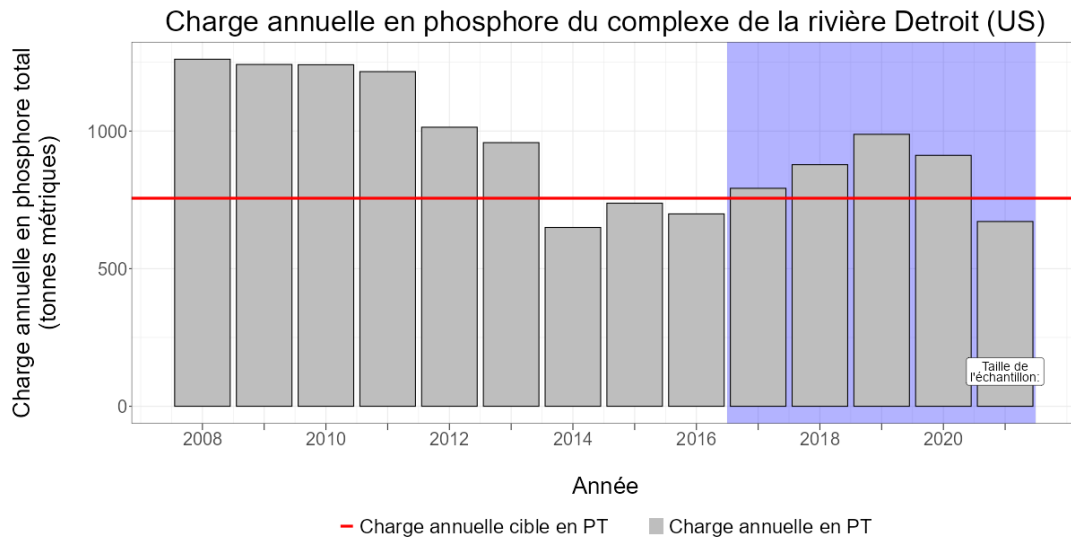


Figure A 24 : Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Détroit (É.-U.) pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008). La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021.

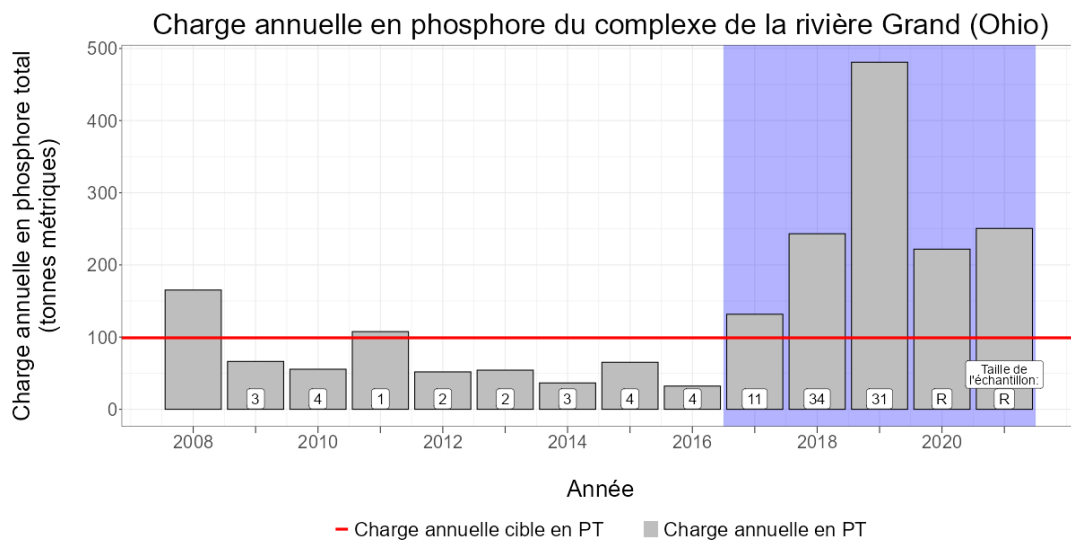


Figure A 25 : Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Grand (Ohio) pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque année. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008). La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021.

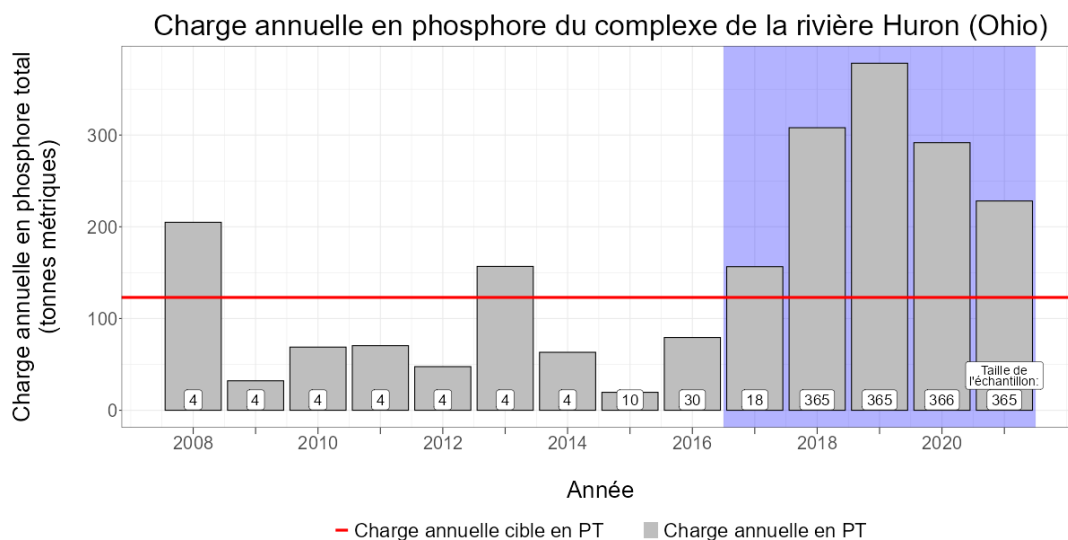


Figure A 26 : Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Huron (Ohio) pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque année. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008). La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021.

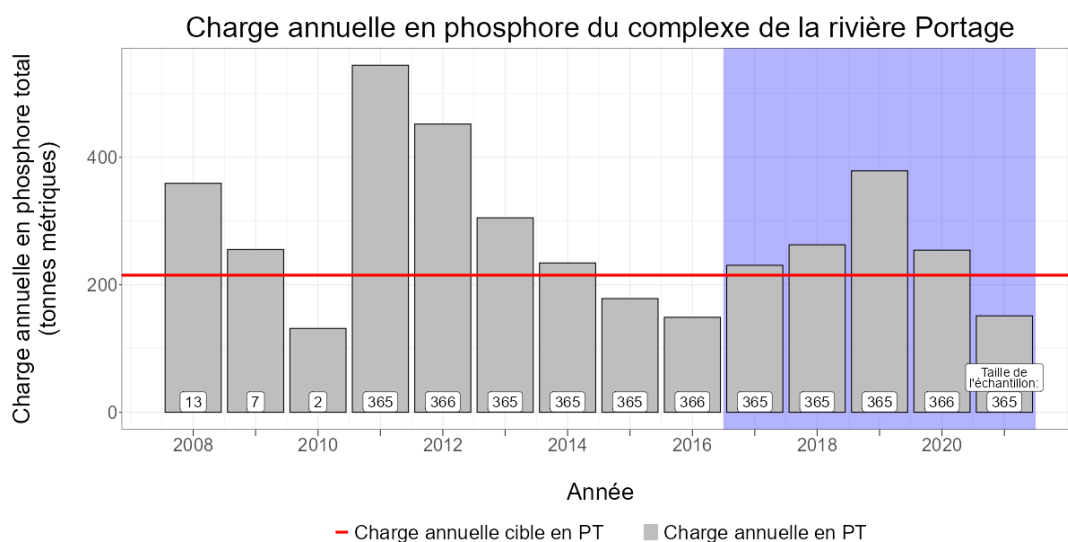


Figure A 27 : Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Portage pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque année. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008). La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021.

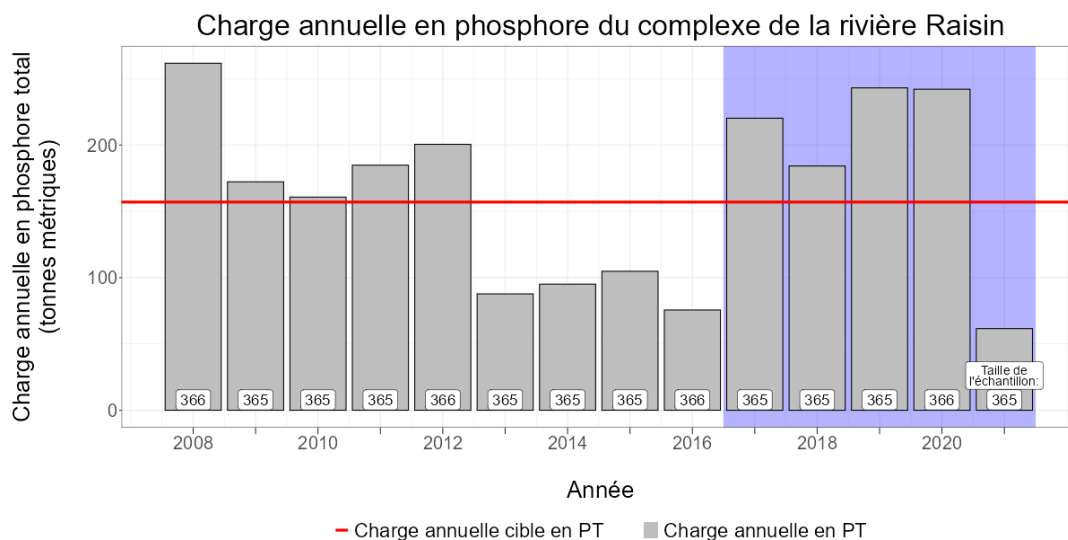


Figure A 28 : Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Raisin pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque année. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la valeur de référence de 2008). La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021. Remarque : Les calculs effectués par le groupe de travail sur les charges de l'annexe 4 et par l'État du Michigan utilisent des zones et des méthodes différentes pour la rivière Raisin; par conséquent, les valeurs des charges annuelles ne concordent pas exactement.

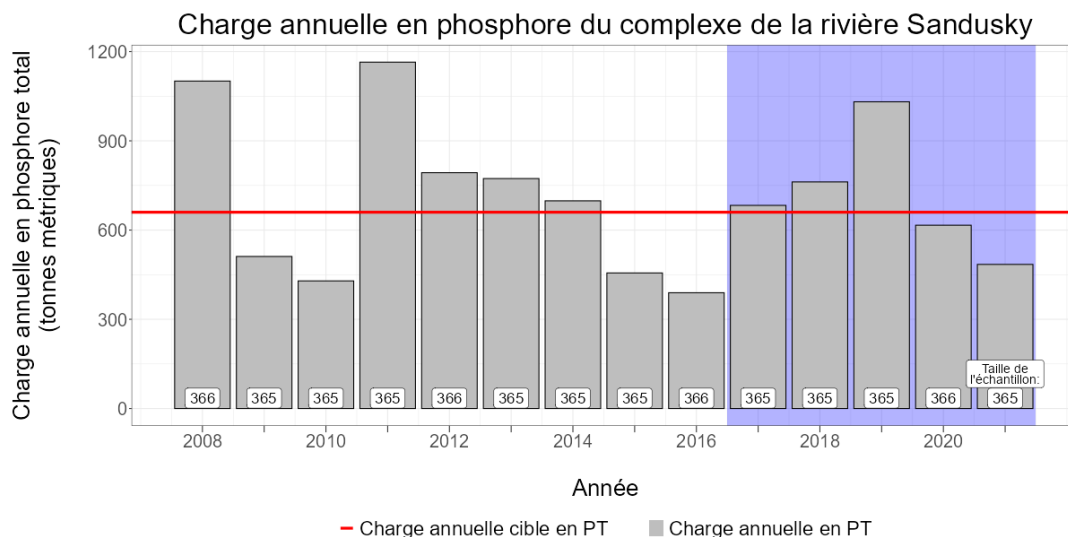


Figure A 29 : Charge annuelle en phosphore total (barres grises) provenant du bassin versant de la rivière Sandusky pendant les années hydrologiques de 2008 à 2021. Les valeurs dans les cases blanches correspondent au nombre d'échantillons d'éléments nutritifs (taille de l'échantillon) utilisés pour le calcul des charges chaque année. La ligne horizontale rouge représente la cible des charges (réduction de 40 % par rapport à la

valeur de référence de 2008). La zone ombragée du graphique correspond à la période d'évaluation s'échelonnant de 2017 à 2021.

7.2.4 Figures des charges en azote (WRTDS)

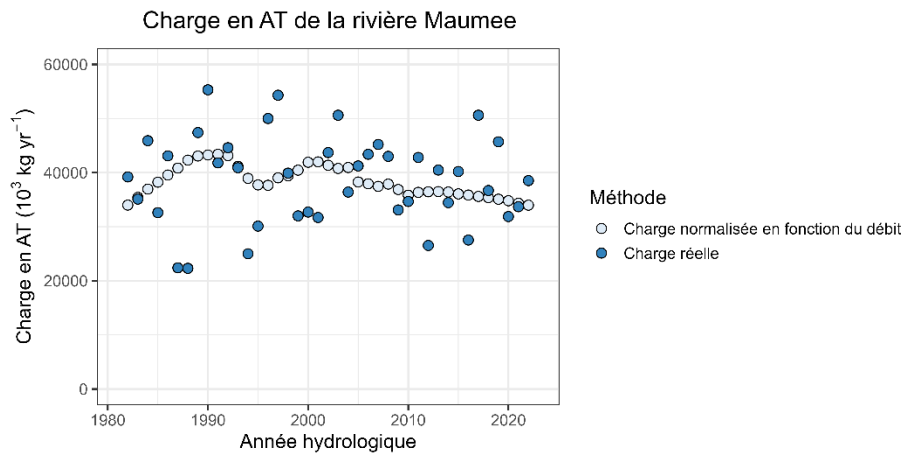


Figure A 30 : Charges réelles (cercles bleu foncé) et charges normalisées en fonction du débit (cercles bleu clair) pour l'azote total de la rivière Maumee de 1982 à 2021.
Source : F. Rowland, mise à jour de Rowland et coll. (2021).

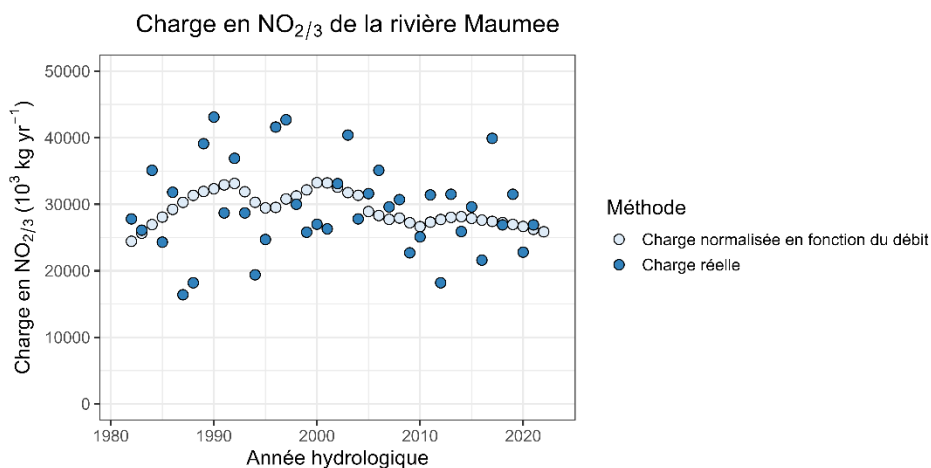


Figure A 31 : Charges réelles (cercles bleu foncé) et charges normalisées en fonction du débit (cercles bleu clair) pour le nitrate/nitrite de la rivière Maumee de 1982 à 2021.
Source : F. Rowland, mise à jour de Rowland et coll. (2021).

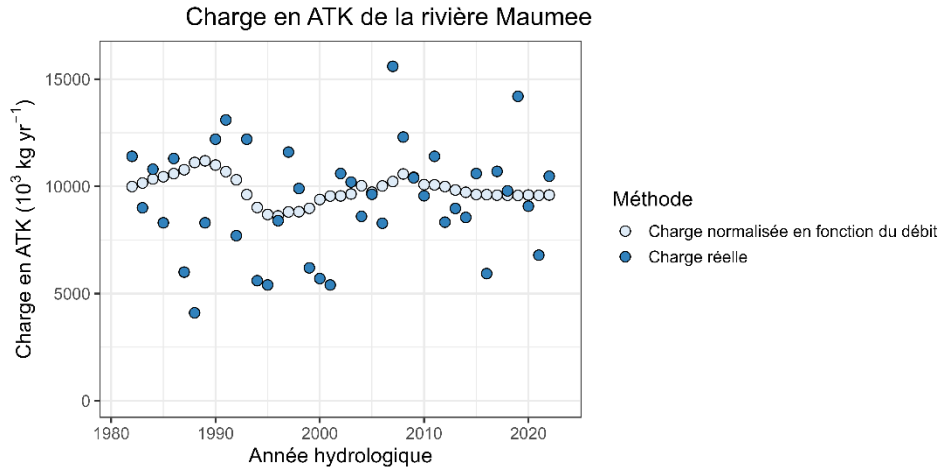


Figure A 32 : Charges réelles (cercles bleu foncé) et charges normalisées en fonction du débit (cercles bleu clair) pour l’azote total Kjeldahl de la rivière Maumee de 1982 à 2021. Source : F. Rowland, mise à jour de Rowland et coll. (2021).

7.2.5 Figures des concentrations d’éléments nutritifs dans le lac

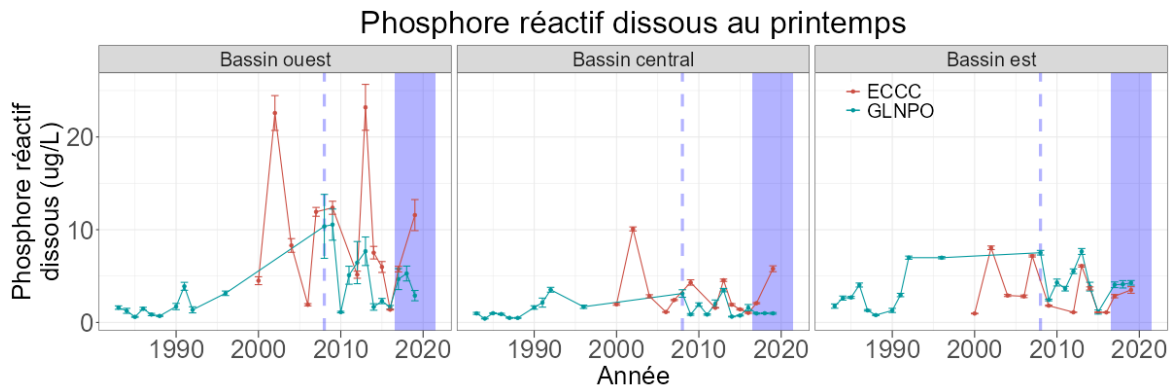


Figure A 33 : Concentrations moyennes (\pm ET) de phosphore réactif dissous au printemps (avril à mai) dans les bassins ouest, central et est du lac Érié. La période de 2017 à 2021 est considérée comme la période d’évaluation en cours pour l’évaluation binationale quinquennale de la GA.

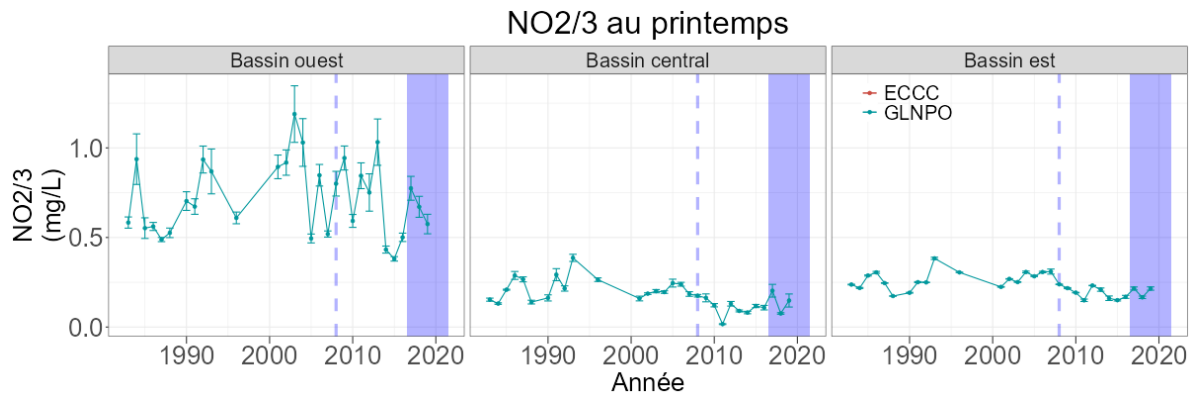


Figure A 34 : Concentrations moyennes (\pm ET) d'azote oxydé au printemps (avril à mai) dans les bassins ouest, central et est du lac Érié. La période de 2017 à 2021 est considérée comme la période d'évaluation en cours pour l'évaluation binationale quinquennale de la GA.

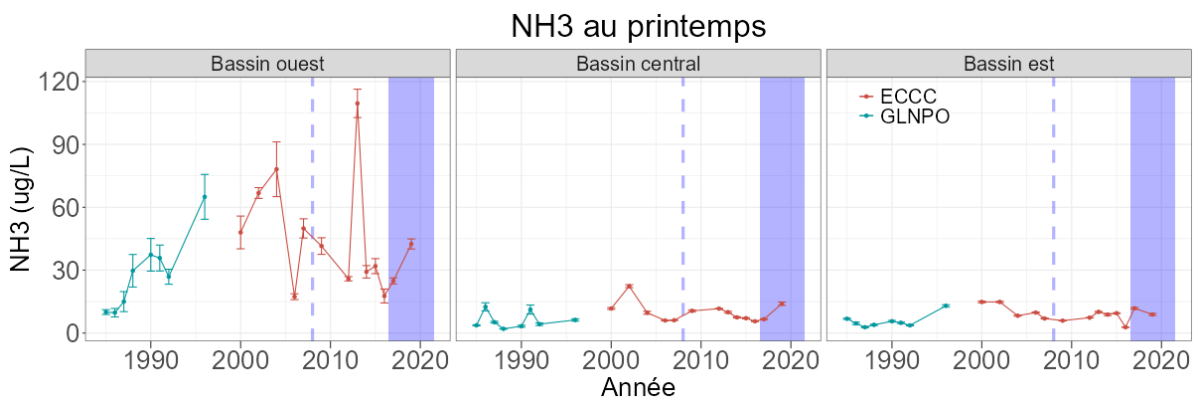


Figure A 35 : Concentrations moyennes (\pm ET) d'ammoniac au printemps (avril à mai) dans les bassins ouest, central et est du lac Érié. La période de 2017 à 2021 est considérée comme la période d'évaluation en cours pour l'évaluation binationale quinquennale de la GA.

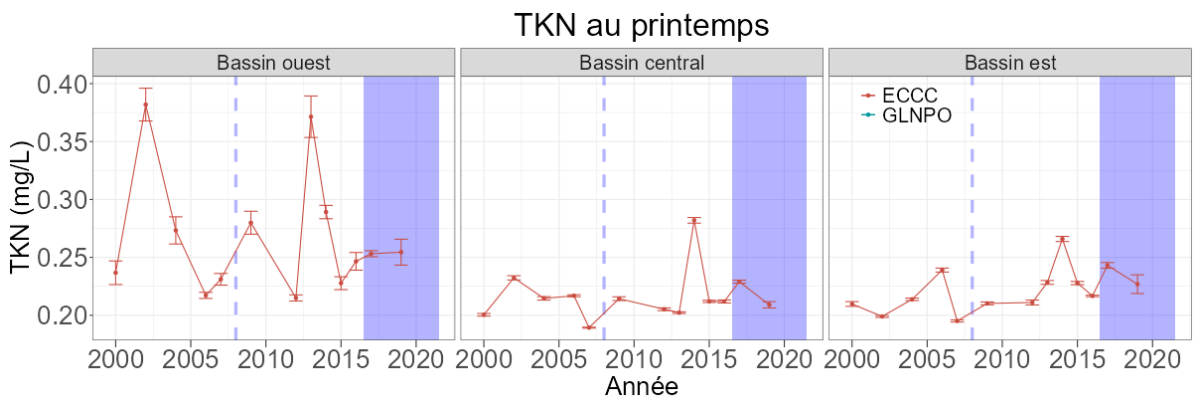


Figure A 36 : Concentrations moyennes (\pm ET) d'azote total Kjeldahl au printemps (avril à mai) dans les bassins ouest, central et est du lac Érié. La période de 2017 à 2021 est considérée comme la période d'évaluation en cours pour l'évaluation binationale quinquennale de la GA.