

Rapport sur les résultats de l'échantillonnage 2018 - Bassin versant du Témiscamingue

ACQUISITION DE CONNAISSANCES SUR LA
QUALITÉ DE L'EAU DE SURFACE



Rapport sur les résultats d'échantillonnage 2018

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Planification et échantillonnages

Camilla Arbour, M.Sc. candidate
Chargée de projets (OBVT)

Yves Grafteaux, biologiste M.Sc.
Chargé de projets (OBVT)

Rédaction

Thibaut Petry, biologiste M.Sc.
Chargé de projets (OBVT)

Camilla Arbour, M.Sc. candidate
Chargée de projets (OBVT)

Relecture interne

Yves Grafteaux, biologiste M.Sc.
Chargé de projets (OBVT)

Marilou Girard Thomas, géographe M.Sc.
Directrice générale (OBVT)

Camilla Arbour, M.Sc. candidate
Collaboratrice (OBVT)

Design graphique

Ruth Pelletier

Ce rapport peut être cité de la façon suivante : Organisme de bassin versant du Témiscamingue (OBVT), 2019. Rapport sur les résultats d'échantillonnage 2018 - Bassin versant du Témiscamingue : acquisition de connaissances sur la qualité de l'eau de surface. 49 pages + annexes.

Remerciements

L'Organisme de bassin versant du Témiscamingue (OBVT) a pour mission de catalyser la gestion intégrée et durable de l'eau par l'élaboration et la mise en œuvre de solutions concertées aux enjeux de l'eau du bassin versant. Les échantillonnages de qualité de l'eau dont il est question dans ce document sont un excellent point de départ. En effet, un constat issu du plan directeur de l'eau (PDE) de l'OBVT (OBVT, 2013) est que le manque de données rend difficile la priorisation d'actions concrètes.

Cet état de fait donne une importance particulière aux personnes qui ont rendu possible ces échantillonnages :

- les partenaires financiers qui ont permis de prendre en charge les frais inhérents aux activités d'échantillonnage, d'analyses de qualité de l'eau et de mise en forme des données : la Coopérative Olymel (Fermes Boréales S.E.C.) pour la prise en charge des frais d'analyse aux stations situées à proximité des maternités porcines, le Gouvernement du Canada grâce au programme Emploi été Canada qui a permis d'engager un agent de terrain,

Nous tenons également à remercier les municipalités de Béarn, de Laverlochère, de Lorrainville et de St-Eugène-de-Guigues qui contribuent à la prise en charge des coûts d'analyse aux stations situées à proximité des maternités porcines sur leur territoire respectif.

Résumé

Suite à des préoccupations du milieu et grâce à l'ouverture de la Coopérative Olymel (Fermes Boréales S.E.C.) ainsi que des municipalités concernées, l'OBVT a l'opportunité de réaliser un suivi temporel de la qualité de l'eau aux abords des maternités porcines du Témiscamingue.

Le protocole élaboré consiste à suivre 2 stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau à chaque site d'épandage, l'un en amont des pressions, faisant office de référence, l'autre en aval pour voir si des effets s'observent. Ces stations ont été analysées avant les premiers épandages pour connaître l'état du milieu et les années suivantes. Douze paramètres sont mesurés lors de 6 passages de mai à octobre en plus de deux passages après de fortes pluies.

Débutés en 2015, les échantillonnages permettent aujourd'hui de bénéficier d'une bonne série temporelle et de faire des interprétations. Il est important de mentionner en avant-propos que ce travail permet d'observer des variations dans les paramètres mesurés, mais qu'il est très ardu de déterminer leur source précise. La mise en place d'un protocole différent visant à essayer d'identifier la source précise pourrait être envisagée. De plus, l'OBVT n'a pas le mandat ni les ressources pour faire des analyses poussées et réalise ici des observations des tendances.

Les résultats permettent d'observer des variations entre les années et une différence entre les sites amonts et aval. En effet, certains pics de concentrations suivent les épandages porcins, même si ce n'est pas présentement possible de confirmer qu'ils en sont à l'origine. Au contraire, des augmentations marquées s'observent sans que des épandages porcins n'aient eu lieu. Après de fortes pluies, la chlorophylle α , les nitrites et nitrates, l'azote total et les coliformes thermotolérants augmentent significativement à tous les sites tandis que le phosphore total et les solides en suspension n'augmentent qu'aux sites situés en aval des pressions anthropiques. Pour les paires de sites situées autour des maternités porcines de Laverlochère-Fugèreville et Béarn, une augmentation des nitrites-nitrates, de l'azote total et des coliformes thermotolérants s'observe uniquement aux sites situés en aval des sites d'épandages et après des épandages. Les conditions météorologiques n'ayant pas permis de faire l'échantillonnage prévu en octobre, un passage a exceptionnellement été fait en novembre 2018 et montre des concentrations élevées pour plusieurs paramètres (nitrites-nitrates, azote total et coliformes fécaux). Cette date correspondait à la suite d'un épandage de lisier porcin et seuls les sites situés en aval permettent cette observation.

Quelles que soient les pressions en cause, des aménagements du territoire ralentissant la circulation des contaminants et des composés organiques dans les cours d'eau seraient profitables, notamment des bandes riveraines efficaces.

Acronymes

CCME	Conseil canadien des ministres de l'Environnement
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CHLA	Chlorophylle α totale
CO ₂	Dioxyde de carbone
Dnb	Dénombrement (pour les résultats du laboratoire)
IQBP ₆	Indice de qualité bactériologique et physico-chimique à six paramètres
MA	Méthode d'analyse (pour les résultats du laboratoire)
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (avant 2018)
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (après 2018)
MES	Matières en suspension
NAD	North American Datum (utilisé en cartographie)
NH ₃	Azote ammoniacal
NOX	Nitrites et nitrates
OBVT	Organisme de bassin versant du Témiscamingue
OD	Oxygène dissous
PDE	Plan directeur de l'eau
pH	Potentiel hydrogène
PTOT	Phosphore total
UFC	Unités formant colonies
USEPA	United States Environmental Protection Agency

UTM Universal Transverse Mercator (utilisé en cartographie)

Table des matières

REMERCIEMENTS	3
RÉSUMÉ.....	4
ACRONYMES	5
LISTE DES FIGURES	8
LISTE DES TABLEAUX	8
LISTE DES ANNEXES.....	8
1. INTRODUCTION	10
2. MISE EN CONTEXTE.....	11
3. MÉTHODOLOGIE.....	11
3.1. MÉTHODE DE SÉLECTION DES SITES MESURÉS.....	11
3.2. MÉTHODE DE SÉLECTION DES PARAMÈTRES	14
3.3. MÉTHODE DE RÉCOLTE DES ÉCHANTILLONS	14
3.4. MÉTHODE D'ANALYSE DES ÉCHANTILLONS	16
3.5. INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS EN FONCTION DES USAGES DE L'EAU	16
4. RÉSULTATS	17
4.1. OBSERVATIONS SUR LE TERRAIN	17
4.2. RÉSULTATS DES PARAMÈTRES DE LA MULTISONDE.....	17
4.3. RÉSULTATS DE LA CHLOROPHYLLE A ET DES NUTRIMENTS.....	22
4.4. RÉSULTATS DES COLIFORMES FÉCAUX	35
4.5. RÉSULTATS DE L'INDICE DE QUALITÉ BACTÉRIOLOGIQUE ET PHYSICO-CHIMIQUE	36
5. DISCUSSION.....	40
5.1. LIMITES DE L'ÉTUDE	41
5.2. SOUS-BASSIN VERSANT DE LA PETITE RIVIÈRE BLANCHE	42
5.3. SOUS-BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE À LA LOUTRE.....	42
5.4. SOUS-BASSIN VERSANT DU COURS D'EAU PAQUIN	43
5.5. REVUE DE LITTÉRATURE : IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DE L'ÉPANDAGE DE LISIER.....	43
5.6. RECOMMANDATIONS	45
BIBLIOGRAPHIE.....	47
ANNEXES	51

Liste des figures

Figure 1 : Stations échantillonnées en 2018.....	13
Figure 2 : Conductivité spécifique mesurée de mai à novembre 2018.....	18
Figure 3 : pH mesuré de mai à novembre 2018.....	19
Figure 4 : Température mesurée de mai à novembre 2018.....	20
Figure 5 : Concentrations de chlorophylle α totale (chlorophylle α + phéophytine α) mesurées de mai à octobre 2018	22
Figure 6 : Concentrations de nitrates et nitrites mesurées de mai à novembre 2018.....	25
Figure 7 : Concentrations d'azote ammoniacal mesurées de mai à novembre 2018.....	27
Figure 8 : Concentrations d'azote total mesurées de mai à novembre 2018.	29
Figure 9 : Concentrations de phosphore total mesurées de mai à novembre 2018.....	31
Figure 10 : Concentrations de solides en suspension mesurées de mai à novembre 2018...33	
Figure 11 : Concentrations de coliformes thermotolérants mesurées de mai à novembre 2018	35
Figure 12 : Résultats de l'IQBP ₆ de 2018.	37
Figure 13 : L'IQBP ₆ de 2015 à 2018.....	38

Liste des tableaux

Tableau 1 : Paramètres et méthodes d'analyses de la qualité de l'eau de chaque station....	14
Tableau 2 : Classe de qualité de l'eau de l'IQBP ₆	16
Tableau 3 : Moyennes des paramètres de la multisonde 2015-2018.....	21
Tableau 4 : Moyennes de concentrations de la chlorophylle α 2015-2018 (chlorophylle α active, phéophytine α et chlorophylle α totale).	24
Tableau 5 : Moyennes de concentrations de nitrites-nitrates de 2015 à 2018.....	26
Tableau 6 : Moyennes de concentrations pour l'azote ammoniacal de 2015 à 2018.....	28
Tableau 7 : Concentrations moyennes d'azote total de 2015 à 2018	30
Tableau 8 : Concentrations moyennes de phosphore total de 2015 à 2018	32
Tableau 9 : Concentrations moyennes de solides en suspension de 2015 à 2018	34
Tableau 10 : Concentrations moyennes de coliformes thermotolérants de 2015 à 2018.....	36
Tableau 11 : IQBP ₆ de 2015 à 2017 et paramètre(s) déclassant(s).....	39

Liste des annexes

Annexe 1	52
Annexe 2	52

Annexe 3	52
Annexe 4	52

1. Introduction

Le Plan directeur de l'eau (PDE) du bassin versant du Témiscamingue fait état d'un manque de connaissance sur la qualité de l'eau de surface en région. À la suite de la réalisation d'un projet de priorisation des analyses d'eau de surface du bassin versant du Témiscamingue, la planification et la mise en œuvre d'un plan d'échantillonnage et d'analyses ont été réalisés dans le but d'acquérir de meilleures connaissances sur le bassin versant. Une vingtaine de sites ont été échantillonnés depuis 2015. Les résultats présentés dans ce rapport correspondent aux stations d'échantillonnage aux abords des maternités porcines tandis que les autres résultats seront intégrés au PDE de l'OBVT et ne sont pas détaillés ici.

Pour l'année 2018, ce sont les stations 1, 2, 3, 28 et 29 qui ont été reconduites. Les stations 32 et 33 (cours d'eau Paquin) se sont ajoutées pour assurer un suivi de la qualité de l'eau au niveau de la dernière maternité porcine implantée à Saint-Eugène-de-Guigues.

Le présent rapport est une synthèse des données acquises en 2018, avec un retour sur les variations interannuelles des stations depuis 2015.

Ces données seront également intégrées au PDE de l'OBVT et dans la base de données regroupant toutes les données qui ont été recueillies sur le bassin versant jusqu'à présent.

Enfin, plusieurs annexes permettent au lecteur d'avoir des informations supplémentaires sur les protocoles d'échantillonnage, les paramètres mesurés et sur les résultats de la campagne.

Il est à noter que les rapports des années précédentes d'échantillonnage peuvent être consultés en tout temps en suivant ce lien :

<http://www.obvt.ca/activites/priorisation> (OBVT, 2016 ; OBVT, 2017; OBVT, 2018).

- Organisme de bassin versant du Témiscamingue (OBVT), 2016, Rapport sur les résultats d'échantillonnage 2015 sur le bassin versant du Témiscamingue : acquisition de connaissances sur la qualité de l'eau, 102 pages + annexes.
- Organisme de bassin versant du Témiscamingue (OBVT), 2017, Rapport sur les résultats d'échantillonnage 2016 sur le bassin versant du Témiscamingue : acquisition de connaissances sur la qualité de l'eau de surface, 108 pages + annexes.
- Organisme de bassin versant du Témiscamingue (OBVT), 2017, Rapport sur les résultats d'échantillonnage 2017 - Bassin versant du Témiscamingue : acquisition de connaissances sur la qualité de l'eau, 109 pages + annexes.

Finalement, en raison de la reproduction générale du plan d'échantillonnage de 2015 à 2018 (dans un but de comparaison), les sections qui se répètent (ex. : protocoles) feront référence à ces documents dans le but d'alléger le texte.

2. Mise en contexte

Les postulats de base ayant permis de bâtir le protocole et des détails sur les paramètres de qualité de l'eau analysés sont présentés dans le rapport précédent (OBVT, 2018).

3. Méthodologie

Cette section a pour but de détailler la sélection des sites d'échantillonnage, des protocoles utilisés et la méthode d'interprétation des résultats, sans répéter les informations figurant dans les rapports de 2016, 2017 et 2018 (OBVT, 2016 ; OBVT, 2017; OBVT, 2017). Seules les différences avec l'échantillonnage de 2017 (OBVT, 2018) et les années précédentes sont retranscrites ici.

3.1. Méthode de sélection des sites mesurés

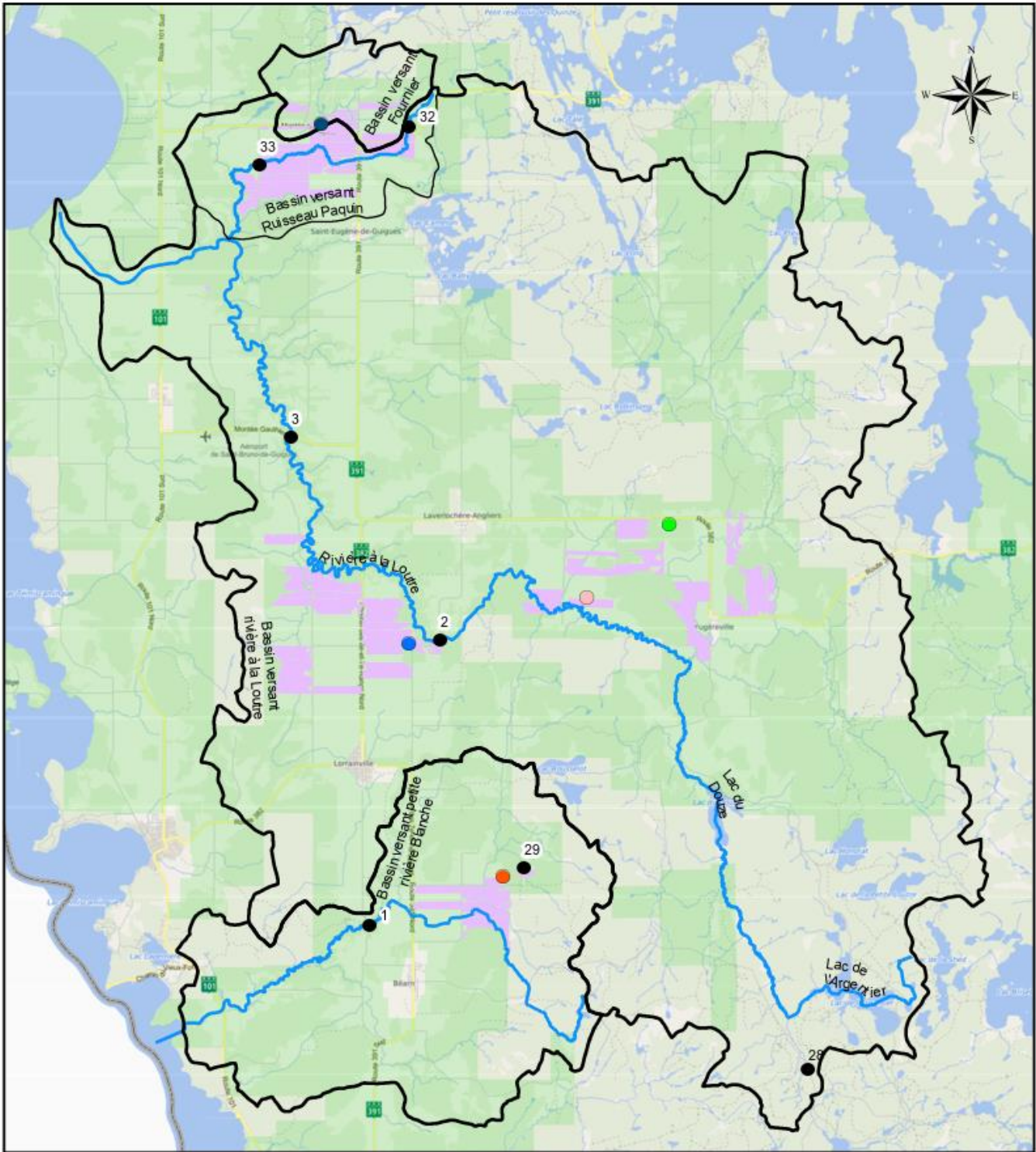
Voir le rapport de 2015 (OBVT, 2016). Les sites 1, 2, 3, 28 et 29 ont été reconduits en 2018. À ceux-ci s'ajoutaient les sites 32 et 33 visant à analyser les données de qualité de l'eau aux alentours de la nouvelle maternité porcine de Saint-Eugène-de-Guigues. Rappelons simplement que les sites ont été sélectionnés par paires qui sont analysées conjointement au point 4. *Résultats* : un site amont et un site aval des surfaces d'épandage. L'année 2018 représentera l'état du milieu pour les sites 32 et 33 (avant épandages porcins). Rappelons que les autres paires amont-aval sont les suivantes :

29-1 pour le bassin versant de la Petite rivière Blanche (maternité porcine de Béarn).

28-2 pour le bassin versant de la rivière à la Loutre (maternités de Fugèreville et Laverlochère).

2-3 pour le bassin versant de la rivière à la Loutre (maternité de Lorrainville) : aucun épandage avant l'automne 2018.

La Figure 1 ci-dessous indique l'emplacement de ces derniers.



Légende

- Stations d'échantillonnage
- Maternité de Lorrainville
- Maternité de St-Eugène-de-Guigues
- Maternité de Béarn
- Maternité de Fugèreville
- Quarantaine de Laverlochère
- Zonage agricole (CPTAQ)
- Tracé du Cours d'eau Paquin
- Frontière provinciale
- Parcelle réceptrice d'épandage



Réalisation: Vital Idossou, 2019
 Projection: NAD 83 - UTM17N
 Sources: Gouvernement du Québec

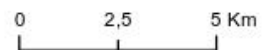


Figure 1 : Stations échantillonnées en 2018

3.2. Méthode de sélection des paramètres

En 2018, un suivi des paramètres de la multisonde (appartenant à l'OBVT) et des analyses en laboratoire (pour les paramètres de l'IQPB₆) a été réalisé à toutes les stations. Les détails en lien avec le choix de ces paramètres sont donnés dans les versions antérieures des rapports sur le suivi de la qualité de l'eau.

3.3. Méthode de récolte des échantillons

Le rapport de 2016 (OBVT, 2016) peut être consulté pour une description de la méthode de récolte des échantillons. Le Tableau 1 : *Paramètres et méthodes d'analyses de la qualité de l'eau de chaque station* présente toutes les stations qui ont été échantillonnées en 2018 et les paramètres mesurés à chacune d'entre elles.

Les échantillons sont récoltés habituellement chaque mois de mai à octobre ainsi qu'après 2 fortes pluies (idéalement en juillet et août). Pour l'année 2018, les conditions n'ont pas permis de suivre cette séquence normale : le dernier échantillonnage a été fait en novembre au lieu d'octobre et le deuxième événement de pluie a été pris en octobre.

Tableau 1 : Paramètres et méthodes d'analyses de la qualité de l'eau de chaque station

Numéro de station	Sous Bassin-versant (lac ou cours d'eau)	Municipalité	Paramètres mesurés	Objectif d'échantillonnage	Méthode d'analyse (réalisé par)
1	Petite rivière Blanche	Béarn	IQPB ₆ et multisonde	Échantillonner pour identifier les pressions anthropiques.	Paramètres IQPB ₆ : Laboratoire externe (CEAEQ)
2	Rivière à la Loutre	Laverlochère	IQPB ₆ et multisonde		Paramètres multisonde : in situ
3	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	IQPB ₆ et multisonde		Paramètres IQPB ₆ : Laboratoire externe (CEAEQ)
					Paramètres multisonde : in situ

28	Rivière à la Loutre	Béarn	IQPB ₆ et multisonde	Échantillonner pour obtenir des conditions références.	Paramètres IQPB ₆ : Laboratoire externe (CEAEQ)
					Paramètres multisonde : in situ
29	Petite rivière Blanche (cours d'eau Gaudet)	Béarn	IQPB ₆ et multisonde		Paramètres IQPB ₆ : Laboratoire externe (CEAEQ)
					Paramètres multisonde : in situ
32	Cours d'eau # 61075 (Paquin) amont	Saint-Eugène-de-Guigues	IQPB ₆ et multisonde	Échantillonner pour obtenir des conditions références.	Paramètres IQPB ₆ : Laboratoire externe (CEAEQ)
					Paramètres multisonde : in situ
33	Cours d'eau # 61075 (Paquin) aval	Saint-Eugène-de-Guigues	IQPB ₆ et multisonde	Échantillonner pour identifier les pressions anthropiques.	Paramètres IQPB ₆ : Laboratoire externe (CEAEQ)
					Paramètres multisonde : in situ

3.4. Méthode d'analyse des échantillons

Tous les échantillons de 2018 ont été analysés au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) et in situ (multisonde).

3.5. Interprétation des résultats en fonction des usages de l'eau

Les résultats des paires amont-aval ont été comparés ainsi que les périodes avant-après épandage. Les résultats d'échantillonnage après des pluies significatives sont également comparés aux résultats par temps normal à la date la plus proche (pour observer si des « coups d'eau » font augmenter les valeurs de certains paramètres). Pour 2018, l'événement de pluie d'août n'a pas été possible avant octobre et la référence (temps sec) n'a été prise qu'en novembre. Pour le bien de l'interprétation, le temps sec de septembre a également été comparé.

Les quatre usages principaux de l'eau que l'on cherche à conserver sont :

- La prévention de la contamination de l'eau ou des organismes aquatiques ;
- La protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique) ;
- La protection de la faune terrestre piscivore ;
- La protection des activités récréatives et des aspects esthétiques.

Une valeur en dessous du critère de protection pour un paramètre et un usage de l'eau spécifique précise que l'usage est préservé au lieu de l'échantillonnage.

Les classes de l'IQBP₆ aident à évaluer la qualité de l'eau également. Ces dernières sont présentées dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Classe de qualité de l'eau de l'IQBP₆.

IQBP ₆	Classe de qualité de l'eau
A (80-100)	Eau de bonne qualité
B (60-79)	Eau de qualité satisfaisante
C (40-59)	Eau de qualité douteuse
D (20-39)	Eau de mauvaise qualité
E (0-19)	Eau de très mauvaise qualité

Les données récoltées dans le cadre de l'IQBP₆ ont été interprétées à l'aide d'un chiffrier provenant du MELCC, permettant de calculer l'indice en question à partir de la médiane.

Il existe également une classification de la qualité de l'eau pour la protection des activités récréatives basée sur la teneur en coliformes fécaux (MDDELCC, La qualité de l'eau et les usages récréatifs, 2017) tel que présenté dans le précédent rapport.

Pour les stations avec un suivi sur plusieurs années, nous sommes maintenant en mesure de faire une interprétation temporelle.

4. Résultats

La campagne d'échantillonnage de 2018 a permis de récolter environ 700 données sur la qualité de l'eau de surface. Les résultats sont décrits dans les sections suivantes selon le type de paramètre analysé et son évolution interannuelle s'il y'a lieu. Les graphiques présentant les résultats pour chaque site et pour toutes les années de suivi sont à l'Annexe 4.

4.1. Observations sur le terrain

Les observations prises sur le terrain aident à interpréter les paramètres mesurés et fournissent des indices généraux sur la qualité de l'emplacement. Une compilation de ces observations peut être consultée à l'Annexe 1.

4.2. Résultats des paramètres de la multisonde

Les paramètres mesurés avec la multisonde sont utiles pour donner une indication sur l'environnement et faire des liens avec les résultats mesurés en laboratoire. Leur analyse individuelle est ardue et risquée.

- **Conductivité spécifique**

De façon générale, la conductivité mesurée sur le territoire en 2018 demeure faible, à l'exception des stations 1, 32 et 33 où la conductivité est plutôt moyenne. La Figure 2 démontre qu'en général, ce paramètre augmente au cours de la saison pour diminuer ensuite avec l'arrivée de l'automne.

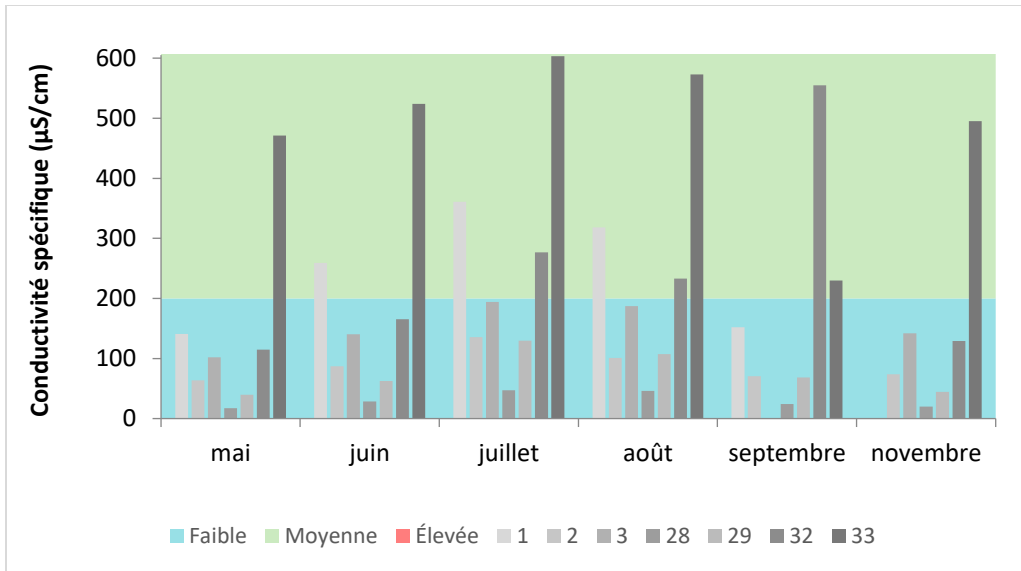


Figure 2 : Conductivité spécifique mesurée de mai à novembre 2018.

**Il n'y a pas de données pour la station 3 en septembre 2018*

Les moyennes annuelles depuis le début du suivi de ce paramètre sont inscrites au Tableau 3.

Aucune tendance évidente ne s'observe entre les temps de pluie et la référence « temps sec ».

- **Oxygène dissous**

Les données concernant l'oxygène dissous mesurées avec la multisonde en 2018 sont possiblement erronées à cause d'un problème technique et ne sont pas interprétées ici. Les variations interannuelles ne semblent pas marquées, sauf pour la station 28 où les valeurs augmentent avec les années.

- **pH**

Le pH mesuré à toutes les stations en 2018 demeure stable et dans la gamme de valeurs optimales pour un environnement aquatique d'eau douce (Figure 3).

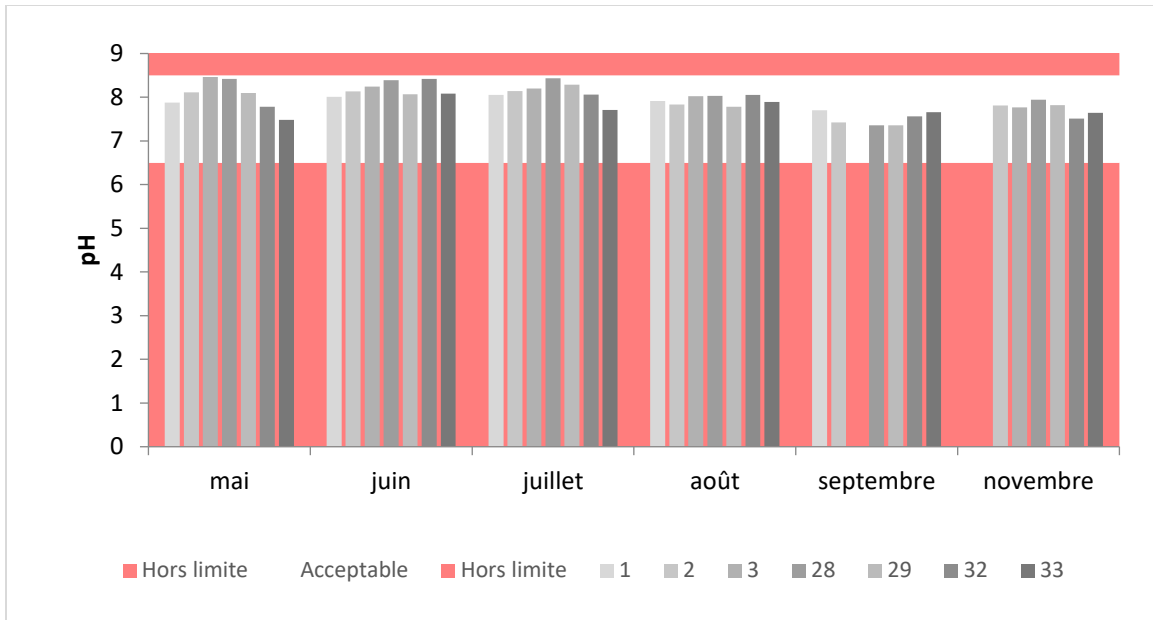


Figure 3 : pH mesuré de mai à novembre 2018.

**Il n'y a pas de donnée pour la station 3 en septembre.*

Les moyennes annuelles de 2015 à 2018 sont présentées au Tableau 3 : mise à part une augmentation en 2018 probablement attribuable à un problème relié à l'outil de mesure (multisonde), les valeurs sont stables.

Sans que cette tendance ne soit franche et à tous les sites, on peut remarquer une baisse de pH (acidification très légère) après des événements de pluie.

- **Température**

La Figure 4 démontre que la température mesurée aux stations suit une tendance saisonnière : elle augmente de mai à juillet et diminue de cette période jusqu'au mois d'octobre-novembre.

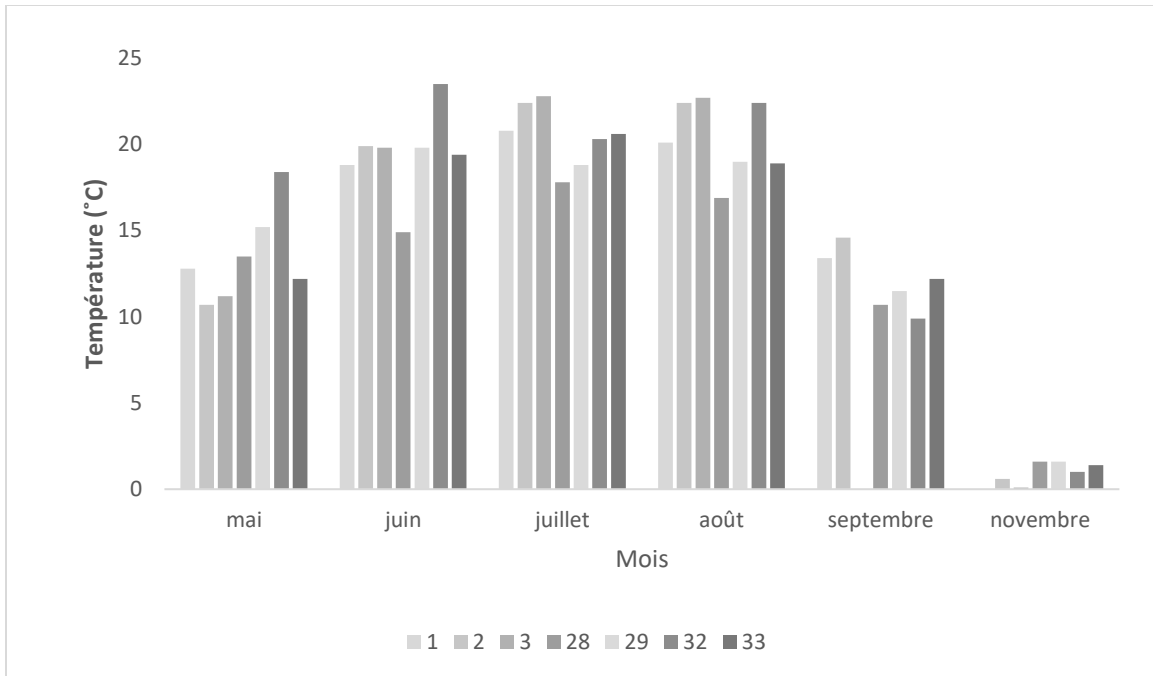


Figure 4 : Température mesurée de mai à novembre 2018.

**Il n'y a pas de donnée pour la station 3 en septembre.*

La température moyenne de 2015 à 2018 se retrouve au tableau 3 Tableau 3 avec un bémol pour les moyennes de 2018, puisque le dernier échantillon a été pris en novembre, proche du point de congélation, ce qui influence la moyenne vers le bas. Les données restent dans la même gamme entre les années.

Les comparaisons entre temps normal et temps de pluie sont très ardues à interpréter.

Tableau 3 : Moyennes des paramètres de la multisonde 2015-2018

Numéro de station	Paramètre	Conductivité (µs/cm)				Oxygène dissous (mg/L) ³				pH				Température (°C) ⁴			
		2015	2016	2017	2018 ²	2015	2016	2017	2018 ²	2015	2016	2017	2018 ²	2015	2016	2017	2018 ²
1	Moyenne	296,53	300,48	254,14 ¹	237,15	8,15	9,63	8,52	7,42	7,84	7,88	7,90	7,96	15,60	12,42	16,05	14,45
	Erreur-type (±)	34,14	43,81	16,78	36,90	0,52	0,76	0,81	1,43	0,06	0,09	0,08	0,07	1,49	2,14	1,29	3,06
2	Moyenne	109,95	121,25	97,96 ¹	88,63	7,81	8,83	8,20	7,03	7,51	7,54	7,51	7,91	17,35	14,55	17,30	15,10
	Erreur-type (±)	13,89	16,64	6,62	10,80	0,44	0,86	0,38	1,15	0,05	0,03	0,11	0,12	1,91	2,40	1,22	3,46
3	Moyenne	171,88	192,10	171,96 ¹	153,06	7,86	8,81	7,94	8,78	7,93	7,70	7,88	8,14	17,70	15,08	17,52	15,32
	Erreur-type (±)	13,88	21,87	14,35	15,51	0,34	0,99	0,46	1,18	0,06	0,09	0,09	0,11	1,62	2,22	1,35	3,97
28	Moyenne	-	37,10	30,92 ¹	30,48	-	7,45	8,17	9,73	-	6,97	7,37	8,10	-	11,12	14,92	12,57
	Erreur-type (±)	-	4,78	4,32	5,33	-	0,99	0,41	1,49	-	0,12	0,24	0,17	-	1,46	1,08	2,42
29	Moyenne	-	94,78	70,18 ¹	75,45	-	7,00	7,79	7,03	-	7,52	7,43	7,90	-	12,68	16,68	14,32
	Erreur-type (±)	-	23,44	6,70	14,61	-	1,53	0,87	1,47	-	0,12	0,20	0,13	-	2,11	1,19	2,84

¹Ces moyennes excluent les données du mois de juin 2017 en raison de problèmes concernant l'instrument de mesure.

² Pas de données pour septembre 2018 à la station 3.

³ Les données d'oxygène dissous en 2018 sont souvent surprenantes, les démarches ont été faites, mais les données sont peut-être faussées par un appareil de mesure défectueux.

⁴ La moyenne de température pour 2018 est plus basse puisque le dernier échantillon a été pris en novembre, proche du point de congélation.

Les stations 32 et 33 ne sont pas incluses au tableau puisque les données ne concernent qu'une année (2018).

4.3. Résultats de la chlorophylle α et des nutriments

- Chlorophylle α

Les concentrations de la chlorophylle α mesurées en 2018 varient légèrement d'un mois à l'autre et entre les stations. Les concentrations les plus élevées se retrouvent aux stations 29, 32 et 33 en juillet et août, ce qui correspond à la période d'activité maximale des végétaux sous nos contrées (Figure 5).

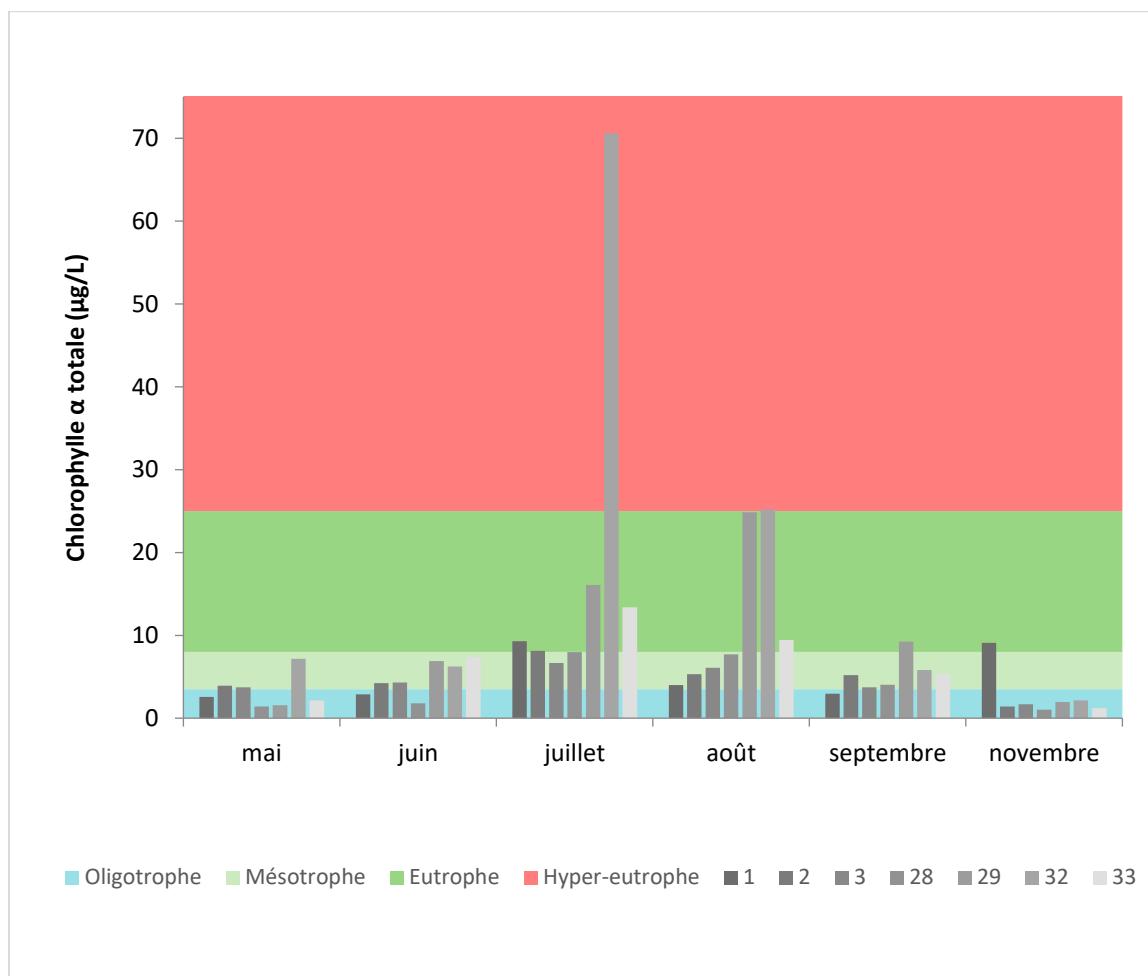


Figure 5 : Concentrations de chlorophylle α totale (chlorophylle α + phéophytine α) mesurées de mai à octobre 2018

Les moyennes annuelles de 2015 à 2018 sont renseignées au Tableau 4. Les valeurs sont dépendantes de la température et de l'activité photosynthétique des plantes, donc elles sont variables. L'interprétation interannuelle ne permet pas d'observer de tendance. Une augmentation remarquable s'observe en mai 2017 à la station 1 et en août 2016 à la station 2, pour faire suite aux erreurs-types élevées (se référer à l'Annexe 4) sans lien avec les

épandages. La station 29 montre des pics surprenants que nous soupçonnons d'être causé par la présence d'un barrage de castor (OBVT, 2018).

Pour l'analyse de temps pluie utilisable en 2018 (juillet uniquement, car trop grande variabilité saisonnière pour l'événement d'octobre-novembre), la chlorophylle α totale augmente toujours après la pluie sauf pour le site 32.

Tableau 4 : Moyennes de concentrations de la chlorophylle α 2015-2018 (chlorophylle α active, phéophytine α et chlorophylle α totale).

Numéro de station	Paramètre	Chlorophylle α active				Phéophytine α				Chlorophylle α totale			
		2015	2016	2017	2018	2015	2016	2017	2018	2015	2016	2017	2018
1	Moyenne	3,23	2,22	3,50	2,88	4,10	3,60	2,93	2,26	7,33	5,82	6,44	5,13
	Erreur-type (\pm)	0,38	0,37	1,43	0,99	0,58	1,01	0,56	0,41	0,67	1,24	1,85	1,30
2	Moyenne	2,15	4,21	1,96	2,69	2,56	2,69	2,29	2,00	4,72	6,90	4,25	4,69
	Erreur-type (\pm)	0,13	1,62	0,48	0,49	0,32	0,41	0,30	0,46	0,23	1,96	0,78	0,89
3	Moyenne	2,60	2,48	2,04	2,69	2,46	1,97	2,80	1,69	5,06	4,45	4,84	4,37
	Erreur-type (\pm)	0,34	0,46	0,42	0,52	0,33	0,39	0,46	0,27	0,61	0,75	0,78	0,74
28	Moyenne	-	5,82	2,23	2,31	-	3,04	2,03	1,68	-	8,86	4,26	3,99
	Erreur-type (\pm)	-	1,77	0,77	0,79	-	0,72	0,29	0,50	-	2,19	1,04	1,29
29	Moyenne	-	9,78	53,90	6,84	-	4,93	29,41	3,22	-	14,71	83,31	10,09
	Erreur-type (\pm)	-	4,45	39,22	2,70	-	1,37	21,54	1,00	-	5,81	60,75	3,67

*Les valeurs pour les stations 32 et 33 ne sont pas renseignées puisqu'il n'y a qu'une année de données.

Les valeurs de juin ont été considérées comme non conformes par le laboratoire en raison de la chaleur trop élevée des échantillons (>12°C à la réception) en 2018, elles sont tout de même incluses dans ces moyennes.

- **Nitrites et nitrates**

De façon générale, les concentrations les plus élevées de nitrites et nitrates ont été mesurées aux mois de mai, septembre et novembre pour l'année 2018. Le site 33 a les concentrations les plus élevées pour ce paramètre (Figure 6).

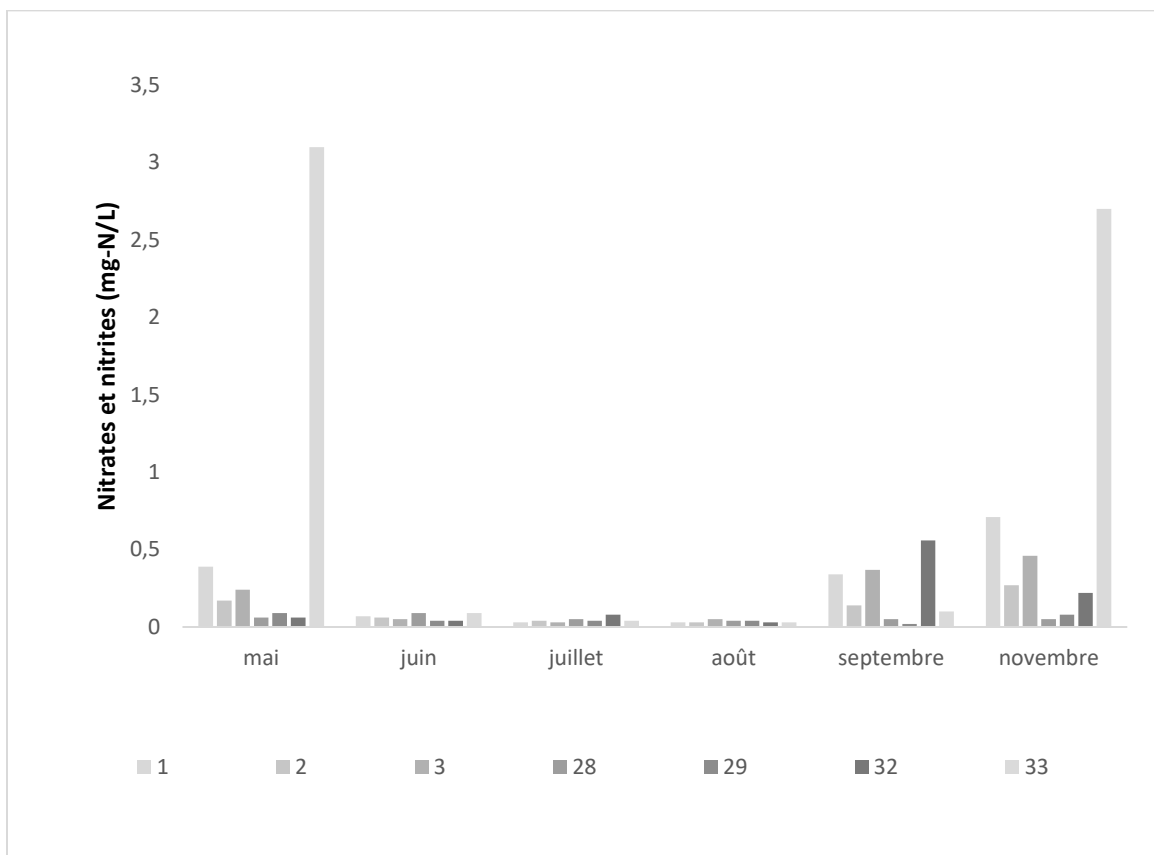


Figure 6 : Concentrations de nitrates et nitrites mesurées de mai à novembre 2018.

*Les valeurs de juin ont été considérées comme non conformes par le laboratoire en raison de la chaleur trop élevée des échantillons (>12°C à la réception), elles sont tout de même incluses ici.

Le Tableau 5 des moyennes annuelles indique des tendances semblables : les concentrations les plus élevées ont été mesurées aux stations 1 et 3, et les concentrations les plus faibles ont été mesurées aux stations 28 et 29. Une augmentation sensible des valeurs s'observe en 2017 aux sites 1, 2 et 3 puis une diminution s'observe aux sites 2 et 3 en 2018 (qui ne revient tout de même pas au niveau de 2016). Il est difficile de faire un lien avec le début des épandages porcins.

Les concentrations de nitrites-nitrates mesurées augmentent toujours drastiquement après une pluie.

Tableau 5 : Moyennes de concentrations de nitrites-nitrates de 2015 à 2018

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Paramètre	Nitrates et nitrites (mg-N/L)			
				2015	2016	2017	2018
1	Petite rivière Blanche	Lorrainville	Moyenne	0,13	0,13	0,25	0,26
			Erreur-type (±)	0,05	0,06	0,07	0,11
2	À la Loutre	Laverlochère	Moyenne	0,11	0,10	0,15	0,12
			Erreur-type (±)	0,06	0,05	0,05	0,04
3	À la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	Moyenne	0,08	0,17	0,23	0,20
			Erreur-type (±)	0,02	0,13	0,08	0,08
28	À la Loutre	Béarn	Moyenne	-	0,05	0,08	0,06
			Erreur-type (±)	-	0,02	0,01	0,01
29	Petite rivière Blanche (Cours d'eau Gaudet)	Béarn	Moyenne	-	0,03	0,05	0,05
			Erreur-type (±)	-	0,00	0,01	0,01

*Les valeurs pour les stations 32 et 33 ne sont pas renseignées puisqu'il n'y a qu'une année de données. Les valeurs de juin ont été considérées comme non conformes par le laboratoire en raison de la chaleur trop élevée des échantillons (>12°C à la réception) en 2018, elles sont tout de même incluses dans ces moyennes.

- **Azote ammoniacal**

Dans le cas de l'azote ammoniacal, plusieurs échantillons analysés ont abouti à une concentration sous la limite de détection de la méthode d'analyse du CEAEQ, ce qui veut dire que ce paramètre n'était pas détectable (presque absent) (Tableau 6). D'après la Figure 7, la station 32 présente les concentrations les plus élevées parmi les stations échantillonnées, surtout en juillet et août. Malgré tout, ces valeurs ne dépassent pas les critères de toxicité chronique pour la protection de la vie aquatique d'eau douce (Annexe 2).

Aucune évolution anormale au cours de la saison n'est observée.

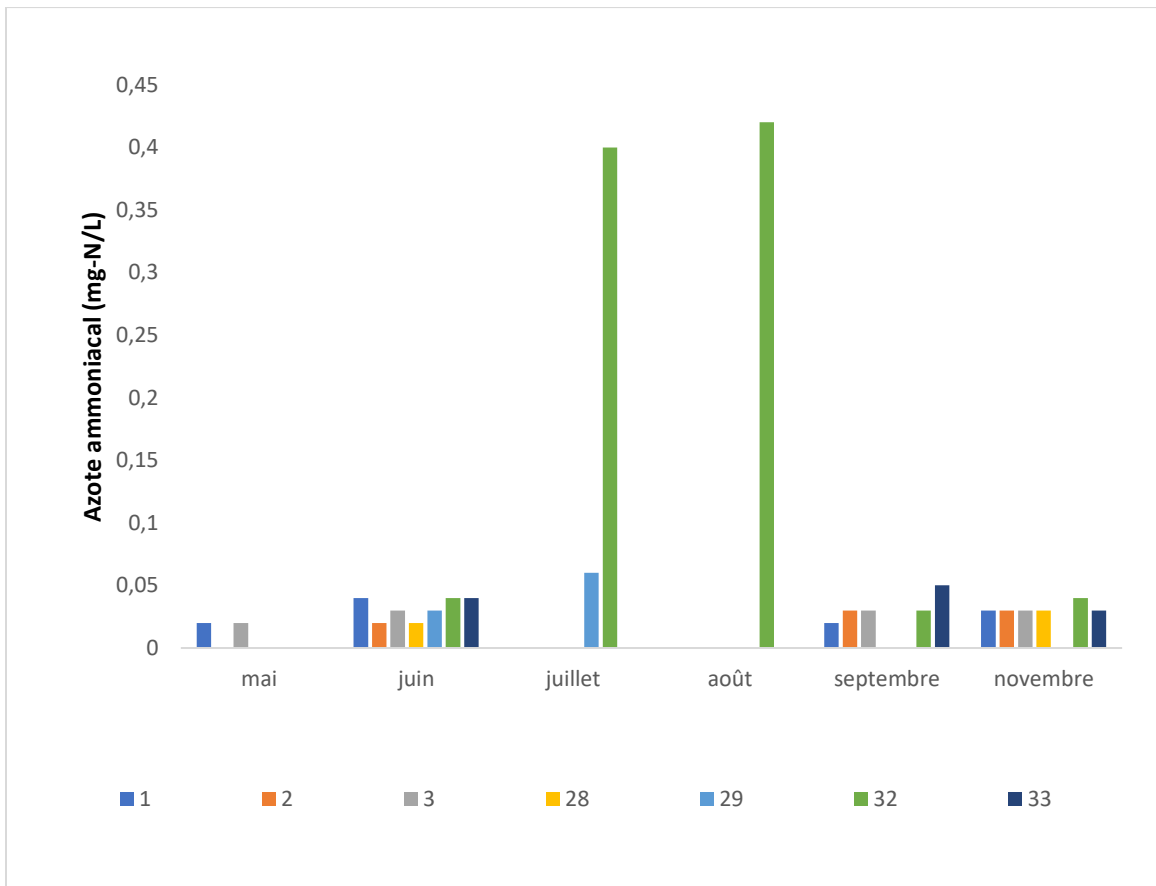


Figure 7 : Concentrations d'azote ammoniacal mesurées de mai à novembre 2018.

*Les valeurs « absentes » du graphique correspondent à des concentrations sous la limite de détection du laboratoire (<0,02 mg-N/L).

*Les valeurs de juin ont été considérées comme non conformes par le laboratoire en raison de la chaleur trop élevée des échantillons (>12°C à la réception), elles sont tout de même incluses ici.

Le Tableau 6 ne permet aucune observation spéciale entre les années, les valeurs restent faibles voir nulles. Cependant, le mois de juin 2016 a présenté des concentrations élevées aux sites 2, 3 et 28 sans qu'un lien soit possible avec les épandages. Le mois de mai 2017 par contre fait suite à des épandages (automne 2016) et une augmentation marquée est visible aux sites 2 et 3 mais pas au site 28 (se référer à l'Annexe 4). Le mois de juillet 2018 est particulièrement élevé au site 29 suite à des épandages (Annexe 4).

L'analyse après une forte pluie n'est pas possible à cause du grand nombre de valeurs en dessous de la limite de détection.

Tableau 6 : Moyennes de concentrations pour l'azote ammoniacal de 2015 à 2018

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Paramètre	Azote ammoniacal (mg-N/L)			
				2015	2016	2017	2018
1	Petite rivière Blanche	Lorrainville	Moyenne	0,03	0,05	0,03	De 2 à 4 valeurs sur 6 sont inférieures à la limite de détection, les moyennes ne peuvent pas être comparées
			Erreur-type (±)	0,01	0,03	0,00	
2	À la Loutre	Laverlochère	Moyenne	0,02	0,02	<	
			Erreur-type (±)	0,00	0,00	N/D	
3	À la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	Moyenne	0,02	0,03	<	
			Erreur-type (±)	0,00	0,01	N/D	
28	À la Loutre	Béarn	Moyenne	-	0,03	<	
			Erreur-type (±)	-	0,00	N/D	
29	Petite rivière Blanche (cours d'eau Gaudet)	Béarn	Moyenne	-	0,02	0,03	
			Erreur-type (±)	-	0,04	0,05	

*Les valeurs pour les stations 32 et 33 ne sont pas renseignées puisqu'il n'y a qu'une année de données. Les valeurs de juin ont été considérées comme non conformes par le laboratoire en raison de la chaleur trop élevée des échantillons (>12°C à la réception) en 2018, elles sont tout de même incluses dans ces moyennes.

- **Azote total**

Le site 33 a des valeurs particulièrement élevées pour l'azote total en début et en fin de saison (8). Dans l'ensemble, les valeurs sont relativement stables à mesure que la saison avance.

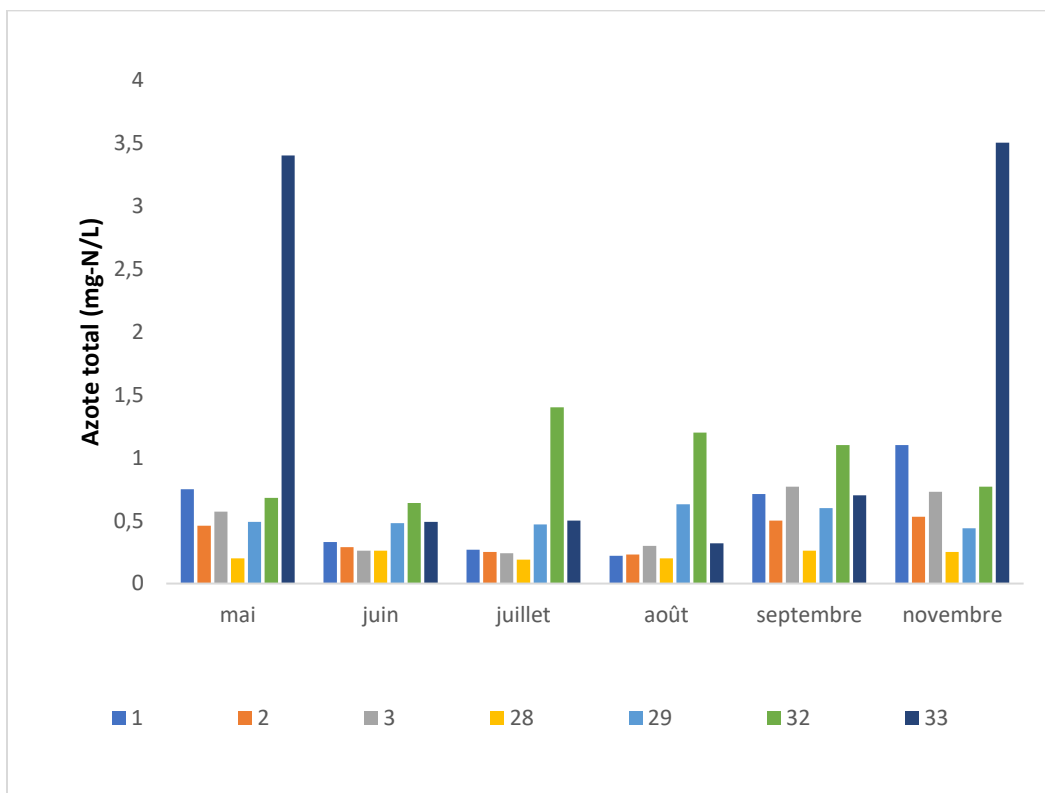


Figure 8 : Concentrations d'azote total mesurées de mai à novembre 2018.

*Les valeurs de juin ont été considérées comme non conformes par le laboratoire en raison de la chaleur trop élevée des échantillons (>12°C à la réception), elles sont tout de même incluses ici.

On peut observer une relative augmentation des valeurs d'azote total entre 2016 et 2017, soit après les épandages au site 2 mais pas au site témoin (28). Les valeurs diminuent ensuite à nouveau en 2018 au site 2. La même tendance s'observe pour la paire 29-1 (augmentation aux deux sites en 2017 puis diminution en 2018) alors que les épandages à cet endroit ne commencent qu'à l'automne 2017. Une augmentation s'observe au site 3 à partir de 2017.

Les concentrations d'azote total augmentent elles-aussi automatiquement après un événement de pluie sauf en juillet au site 32.

Tableau 7 : Concentrations moyennes d'azote total de 2015 à 2018

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Paramètre	Azote total (mg-N/L)			
				2015	2016	2017	2018
1	Petite rivière Blanche	Lorrainville	Moyenne	0,40	0,33	0,61	0,56
			Erreur-type (±)	0,20	0,33	0,23	0,35
2	À la Loutre	Laverlochère	Moyenne	0,37	0,26	0,47	0,38
			Erreur-type (±)	0,24	0,22	0,21	0,13
3	À la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	Moyenne	0,34	0,31	0,59	0,48
			Erreur-type (±)	0,13	0,34	0,33	0,24
28	À la Loutre	Béarn	Moyenne	-	0,21	0,29	0,23
			Erreur-type (±)	-	0,10	0,13	0,03
29	Petite rivière Blanche (cours d'eau Gaudet)	Béarn	Moyenne	-	0,38	0,63	0,52
			Erreur-type (±)	-	0,14	0,12	0,08

*Les valeurs pour les stations 32 et 33 ne sont pas renseignées puisqu'il n'y a qu'une année de données. Les valeurs de juin ont été considérées comme non conformes par le laboratoire en raison de la chaleur trop élevée des échantillons (>12°C à la réception) en 2018, elles sont tout de même incluses dans ces moyennes

- **Phosphore total**

Comme le présente la Figure 9, les valeurs de phosphore sont variables au cours de la saison et plus hautes en été. Les mesures de phosphore total de la station 32 dépassent les concentrations maximales favorisant la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques en juillet et août.

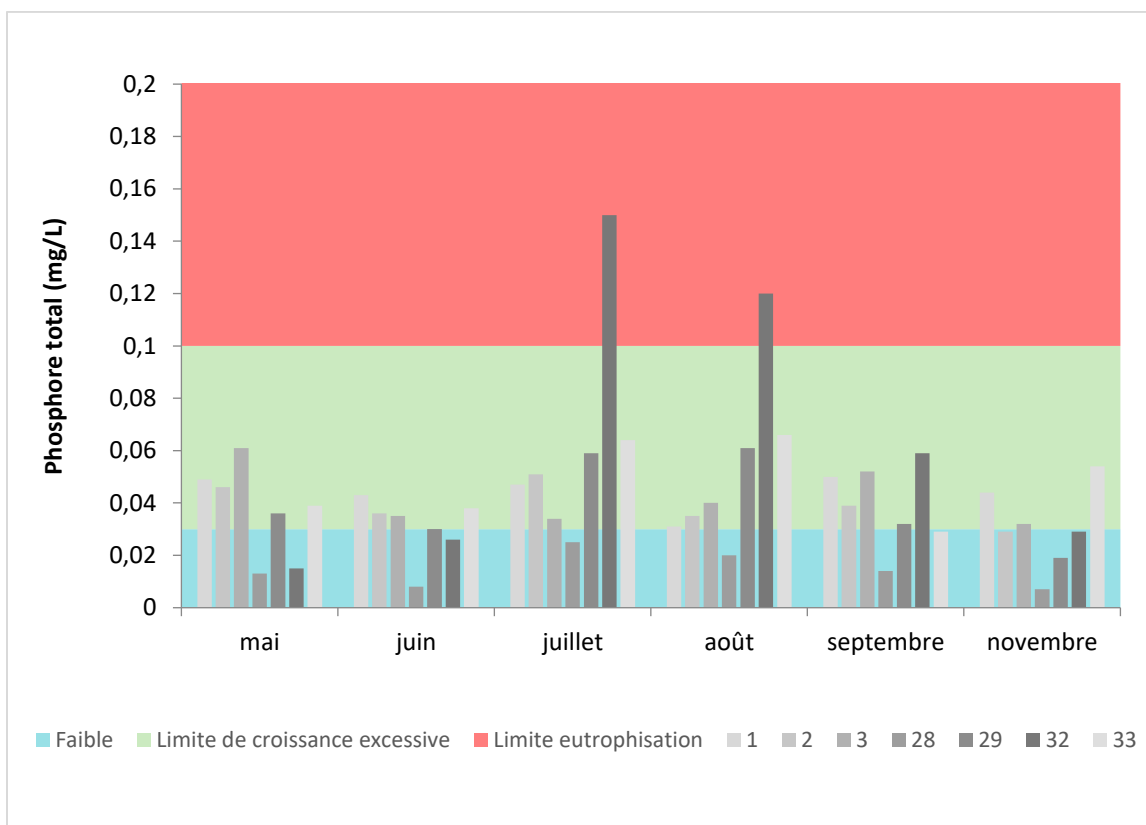


Figure 9 : Concentrations de phosphore total mesurées de mai à novembre 2018.

*Les valeurs de juin ont été considérées comme non conformes par le laboratoire en raison de la chaleur trop élevée des échantillons (>12°C à la réception), elles sont tout de même incluses ici.

Aucune variation interannuelle ne se démarque mise à part l'augmentation des valeurs de la station 29 en 2017 (les épandages ne commencent que fin 2017).

Les concentrations de phosphore sont toujours plus hautes après les pluies sauf aux sites 28 et 32.

Tableau 8 : Concentrations moyennes de phosphore total de 2015 à 2018

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Paramètre	Phosphore total (mg/L)			
				2015	2016	2017	2018
1	Petite rivière Blanche	Lorrainville	Moyenne	0,06	0,04	0,05	0,04
			Erreur-type (±)	0,01	0,01	0,00	0,00
2	À la Loure	Laverlochère	Moyenne	0,05	0,04	0,05	0,04
			Erreur-type (±)	0,01	0,00	0,01	0,00
3	À la Loure	Saint-Bruno-de-Guigues	Moyenne	0,05	0,03	0,05	0,04
			Erreur-type (±)	0,01	0,01	0,01	0,00
28	À la Loure	Béarn	Moyenne	-	0,02	0,02	0,01
			Erreur-type (±)	-	0,00	0,00	0,00
29	Petite rivière Blanche (cours d'eau Gaudet)	Béarn	Moyenne	-	0,04	0,08	0,04
			Erreur-type (±)	-	0,00	0,02	0,01

*Les valeurs pour les stations 32 et 33 ne sont pas renseignées puisqu'il n'y a qu'une année de données. Les valeurs de juin ont été considérées comme non conformes par le laboratoire en raison de la chaleur trop élevée des échantillons (>12°C à la réception) en 2018, elles sont tout de même incluses dans ces moyennes

- **Solides en suspension**

Les valeurs de solides en suspension présentées à la Figure 10 montrent que les stations 3 et 33 ont les plus hautes valeurs et qu'un pic d'apports de sédiments est observé en début de saison (probablement lié à la fonte des neiges). Une augmentation surprenante au site 33 en août est difficilement explicable. Des conditions de forte turbidité s'observent à tous les sites sauf au site 28.

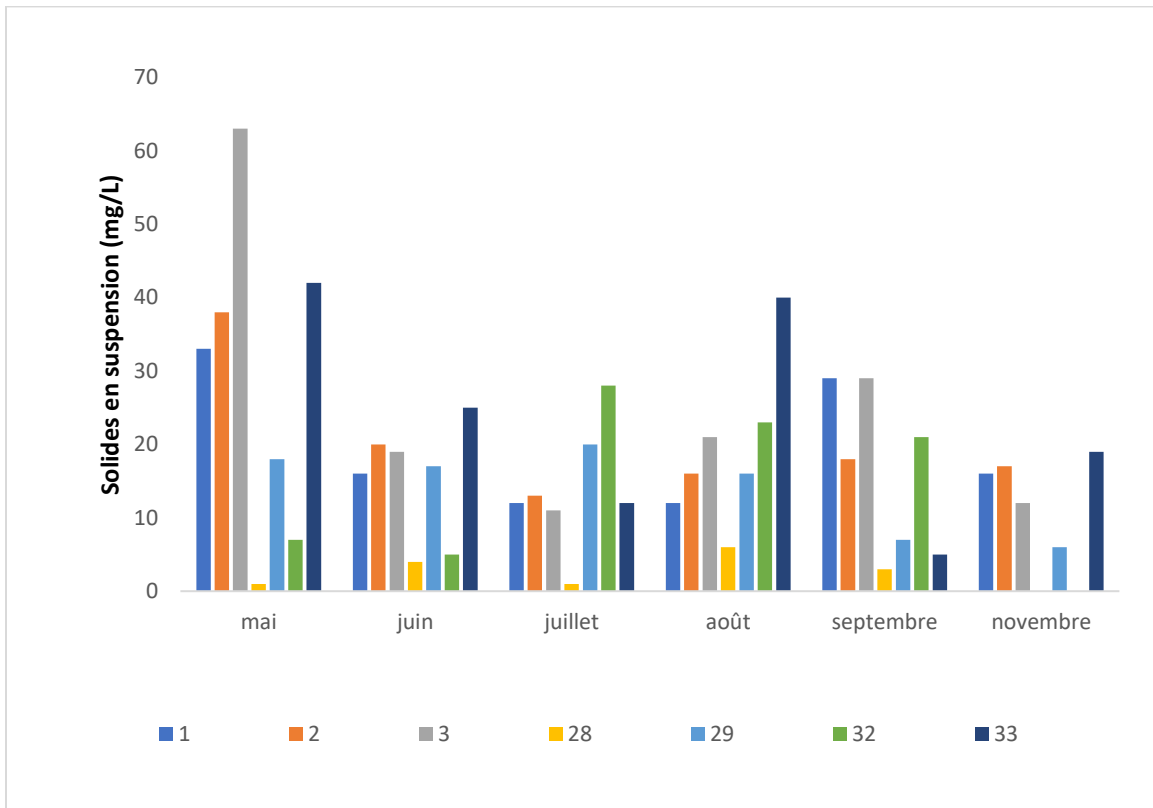


Figure 10 : Concentrations de solides en suspension mesurées de mai à novembre 2018.

*Les valeurs de juin ont été considérées comme non conformes par le laboratoire en raison de la chaleur trop élevée des échantillons (>12°C à la réception), elles sont tout de même incluses ici.

Les variations d'années en années sont difficiles à interpréter : aucune tendance marquée ne se dégage, mais plutôt une diminution des valeurs avec le temps.

Les valeurs augmentent après une pluie sauf aux sites 29 et 32.

Tableau 9 : Concentrations moyennes de solides en suspension de 2015 à 2018

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Paramètre	Solides en suspension (mg/L)			
				2015	2016	2017	2018
1	Petite rivière Blanche	Lorrainville	Moyenne	23,17	15,17	22,33	19,67
			Erreur-type (±)	7,40	2,77	5,44	3,69
2	À la Loutre	Laverlochère	Moyenne	31,83	17,67	14,17	20,33
			Erreur-type (±)	6,32	3,16	1,51	3,66
3	À la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	Moyenne	35,33	22,17	30,17	25,83
			Erreur-type (±)	6,54	6,64	16,29	7,90
28	À la Loutre	Béarn	Moyenne	-	5,00	7,83	3,00
			Erreur-type (±)	-	1,29	2,40	0,87
29	Petite rivière Blanche (cours d'eau Gaudet)	Béarn	Moyenne	-	8,83	36,67	14,00
			Erreur-type (±)	-	2,48	17,35	2,44

*Les valeurs pour les stations 32 et 33 ne sont pas renseignées puisqu'il n'y a qu'une année de données. Les valeurs de juin ont été considérées comme non conformes par le laboratoire en raison de la chaleur trop élevée des échantillons (>12°C à la réception) en 2018, elles sont tout de même incluses dans ces moyennes

4.4. Résultats des coliformes fécaux

Comme le démontre la Figure 11 ci-bas, les coliformes fécaux augmentent à mesure que la saison progresse. Pour la station 1, deux pics sont observés en juillet et novembre et ils sont reliés aux dates d'épandage dans le secteur (fin juin et fin septembre), Ces pics ne s'observent pas au site témoin (29). Les sites 32 et 33 ont des valeurs très élevées en fin de saison.

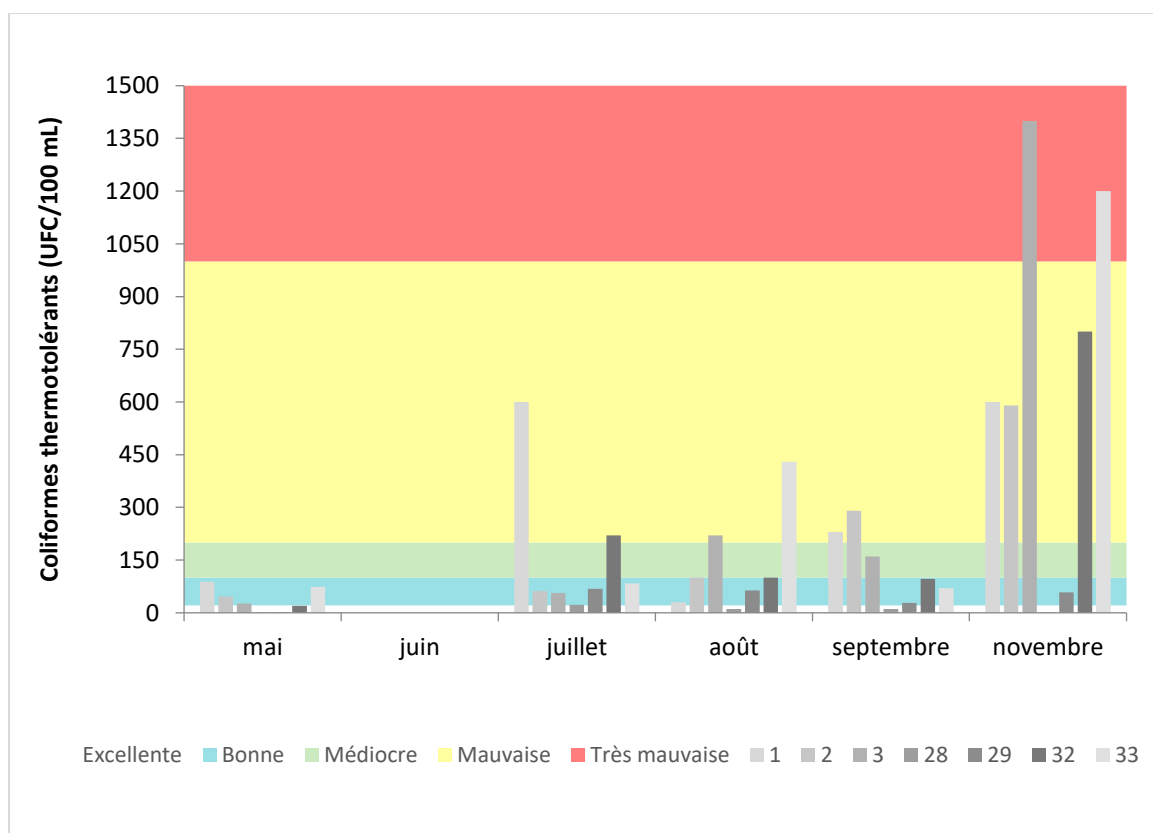


Figure 11 : Concentrations de coliformes thermotolérants mesurées de mai à novembre 2018

*Les valeurs manquantes sont sous la limite de détection de la méthode du CEAEQ (« excellente » qualité).

*Les valeurs de juin ont été considérées comme non conformes par le laboratoire en raison de la chaleur trop élevée des échantillons (>12°C à la réception), elles sont tout de même incluses ici.

Il semble y avoir une différence marquée entre 2017 et 2018 au niveau des sites 1 et 2, nettement moins aux sites 29 et 28 (référence). Le site 3 montre aussi une augmentation en mai 2017 (voir Annexe 4). Ces variations concordent avec les dates d'épandages sans que le lien direct soit possible à faire encore une fois.

Hormis pour le temps de pluie de novembre qui semble inutilisable (la température de l'eau étant basse, les concentrations sont elles aussi très basses), donc en juillet 2018, les valeurs de coliformes sont considérablement plus élevées après une pluie.

Tableau 10 : Concentrations moyennes de coliformes thermotolérants de 2015 à 2018

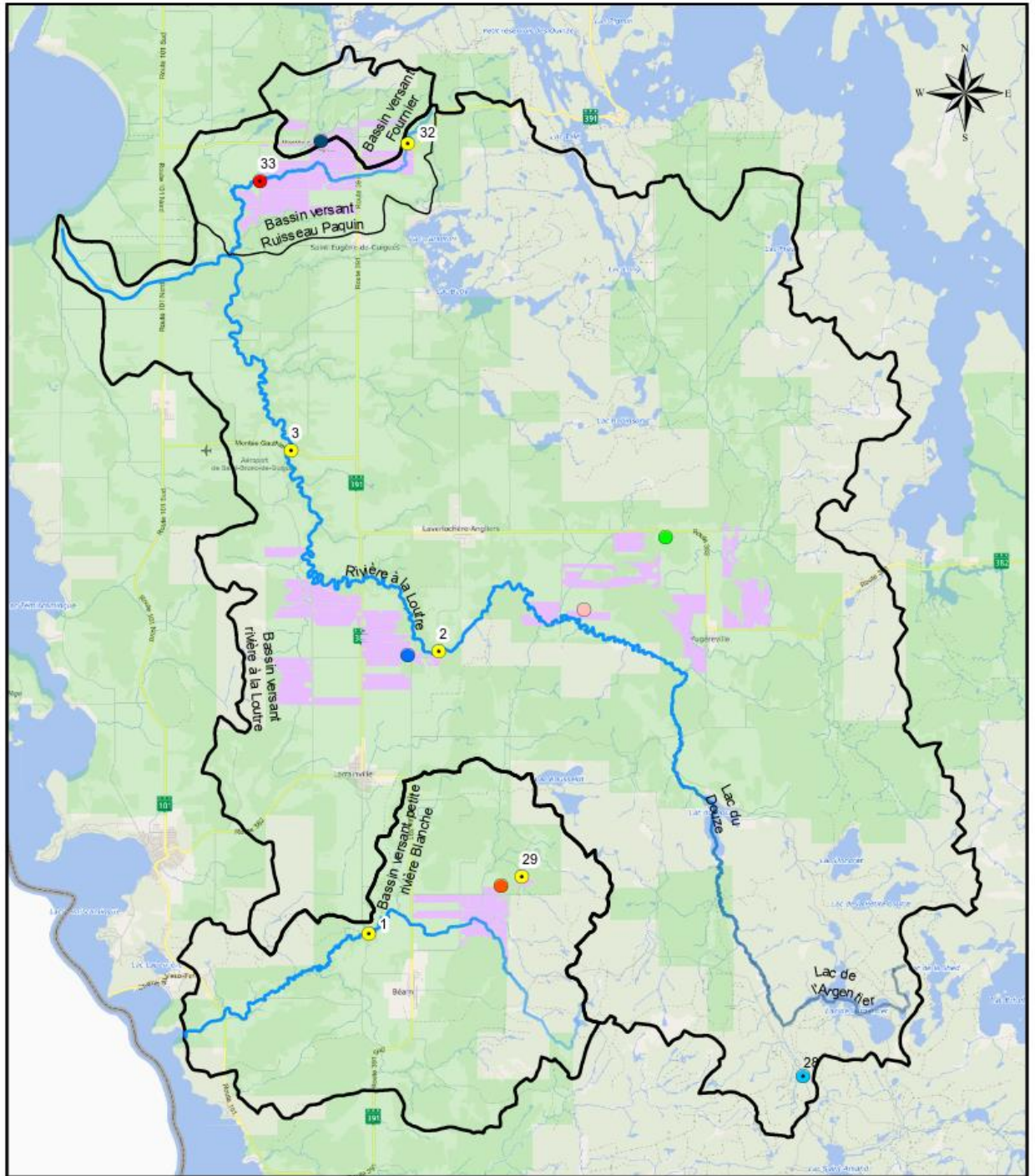
Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Paramètre	Coliformes thermotolérants (UFC/100MI)			
				2015	2016	2017	2018
1	Petite rivière Blanche	Lorrainville	Moyenne	-	137,17	90,50	309,60
			Erreur-type (±)	-	65,92	12,89	122,94
2	À la Loutre	Laverlochère	Moyenne	-	128,33	179,00	217,60
			Erreur-type (±)	-	53,32	105,60	102,81
3	À la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	Moyenne	-	66,00	183,17	372,40
			Erreur-type (±)	-	38,41	123,48	259,27
28	À la Loutre	Béarn	Moyenne	-	6,17	3,50	9,80
			Erreur-type (±)	-	1,74	0,71	3,87
29	Petite rivière Blanche (cours d'eau Gaudet)	Béarn	Moyenne	-	120,17	23,67	44,00
			Erreur-type (±)	-	85,38	7,30	12,63

*Les valeurs pour les stations 32 et 33 ne sont pas renseignées puisqu'il n'y a qu'une année de données. Les valeurs de juin ont été considérées comme non conformes par le laboratoire en raison de la chaleur trop élevée des échantillons (>12°C à la réception) en 2018, elles sont tout de même incluses dans ces moyennes

4.5. Résultats de l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

Les données détaillées de l'IQBP₆ pour les sites suivis en 2018 sont présentées à l'Annexe 3.

L'interprétation des données de l'IQBP est difficile à faire : les données varient d'une année à l'autre, mais sans suivre de tendance particulière pour chaque site. On remarque que la qualité de l'indice diminue d'amont en aval, sauf pour la paire 29-1. Les paramètres déclassants sont les matières en suspension, le phosphore total et la chlorophylle α .



Légende

- | | | |
|----------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| ● Bonne qualité | ● Maternité de Lorrainville | Zona g a agricole (CPTAQ) |
| ● Satisfaisante | ● Maternité de St-Eugène-de-Guigues | Tracé du Cours d'eau Paquin |
| ● Douteuse | ● Maternité de Béarn | Frontière provinciale |
| ● Très mauvaise | ● Maternité de Fugèreville | Parcelle réceptrice d'épandage |
| | Quarantaine de Laverlochère | |



Réalisation: Vital Idossou, 2019
 Projection: NAD 83 - UTM17N
 Sources: Gouvernement du Québec

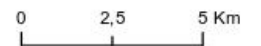


Figure 12 : Résultats de l'IQBP6 de 2018.

Les variations des données de cet indice de 2015 à 2018 sont présentées à la Figure 13 tandis que le sommaire et les facteurs déclassants peuvent être consultés au Tableau 11.

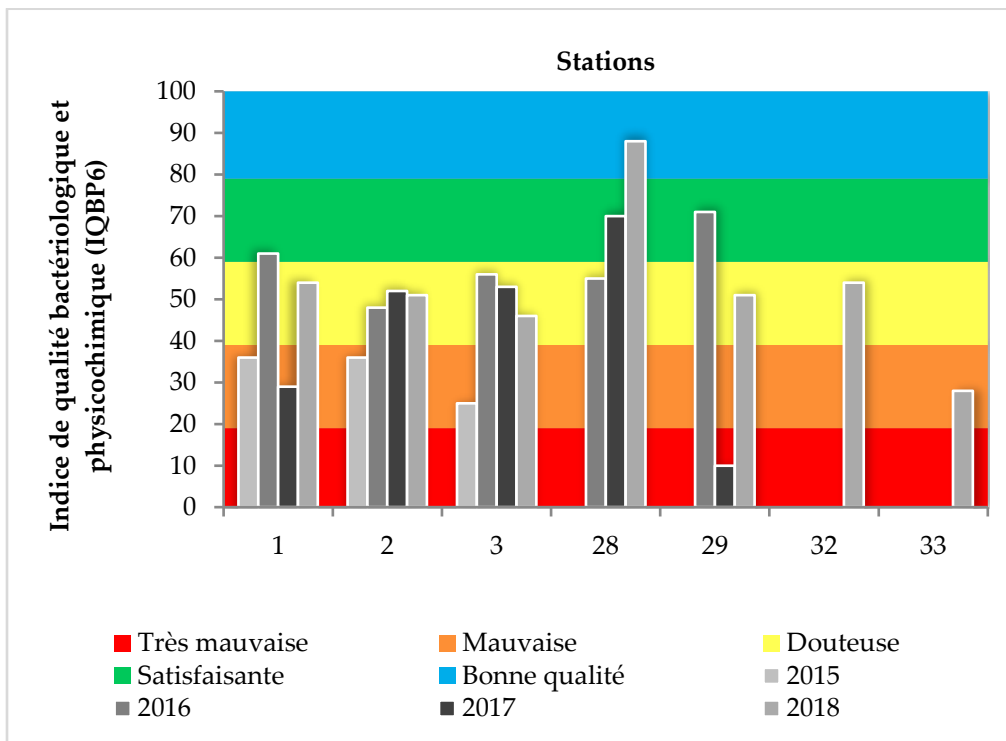


Figure 13 : L'IQBP₆ de 2015 à 2018

À noter : les stations 28 et 29 n'ont pas été échantillonnées en 2015.

Tableau 11 : IQBP₆ de 2015 à 2017 et paramètre(s) déclassant(s).

Numéro de station	IQBP ₆															
	2015				2016				2017				2018			
	Indice	Classe	Cote de qualité	Paramètre(s) déclassant(s) ¹	Indice	Classe	Cote de qualité	Paramètre(s) déclassant(s) ¹	Indice	Classe	Cote de qualité	Paramètre(s) déclassant(s) ¹	Indice	Classe	Cote de qualité	Paramètre(s) déclassant(s) ¹
1	36	D	Mauvaise	MES et PTOT	61	B	Satisfaisante	MES et PTOT	29	D	Mauvaise	MES et PTOT	54	C	Douteuse	MES et PTOT
2	36	D	Mauvaise	MES et PTOT	48	B	Satisfaisante	MES et PTOT	52	C	Douteuse	MES et PTOT	51	C	Douteuse	MES et PTOT
3	25	D	Mauvaise	MES et PTOT	56	C	Douteuse	MES	53	C	Douteuse	MES et PTOT	46	C	Douteuse	MES et PTOT
28	-	-	-	-	55	C	Douteuse	CHLA	70	B	Satisfaisante	MES	88	A	Bonne	CHLA
29	-	-	-	-	71	B	Satisfaisante	CHLA	10	E	Très mauvaise	CHLA, MES et PTOT	51	C	Douteuse	MES, CHLA, PTOT
32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	54	C	Douteuse	MES, CHLA, PTOT
33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28	D	Mauvaise	MES

¹Paramètres déclassants listés en ordre d'importance

CHLA : Chlorophylle α totale

MES : Matières en suspension

NOX : Nitrites et nitrates

PTOT : Phosphore total

5. Discussion

Maintenant que plusieurs années permettent de faire une analyse interannuelle, nous pouvons observer des tendances et variations. En effet, le but des stations dont il est question dans ce rapport (1, 2, 3, 28, 29, 32 et 33) est de mesurer la variation entre années dans des secteurs où l'implantation de maternités porcines a eu lieu, et où l'épandage de lisier issu de ces maternités se fait. Des analyses ont été faites avant et après l'implantation et après des événements de pluie pour observer si un lessivage avait lieu et influençait les paramètres mesurés. Finalement, des paires amont-aval ont été déterminées pour avoir des valeurs de référence (en amont) sur le même cours d'eau/bassin versant, les voici :

29-1 pour le bassin versant de la Petite rivière Blanche (maternité porcine de Béarn).

28-2 pour le bassin versant de la rivière à la Loutre (maternités de Fugèreville et Laverlochère).

2-3 pour le bassin versant de la rivière à la Loutre (maternité de Lorrainville) : aucun épandage avant l'automne 2018.

32-33 pour le bassin versant du cours d'eau Paquin (maternité de Saint-Eugène-de-Guigues) : aucun épandage pouvant influencer les données de cette première année d'échantillonnage (année de référence).

D'une manière générale, les tendances qui s'observent à tous les sites sont les suivantes (la discussion plus fine des résultats pour chaque paire est faite aux sections 5.2, 5.3 et 5.4) :

- Les paramètres de la multisonde (conductivité spécifique, oxygène dissous, pH et température) sont relativement stables entre les années ;
- La chlorophylle α , les nitrites et nitrates, l'azote total et les coliformes thermotolérants augmentent drastiquement après une pluie à tous les sites, ce qui reflète un phénomène de lessivage ;
- Les valeurs de phosphore total et les solides en suspension augmentent également après des pluies, mais pas aux sites de références, montrant cette fois que les activités humaines influencent le transport de ces composés avec le ruissellement ;
- Les nitrites-nitrates augmentent aux sites aval (1, 2 et 3) à partir de 2017, soit après les épandages porcins aux sites 2 et 3, mais le lien direct ne peut être fait avec les résultats de cette étude ;
- Une augmentation des concentrations d'azote total s'observe entre mai 2016 et mai 2017, soit après les premiers épandages porcins autour du site 2 mais pas à la

- référence (28). Une diminution s'observe en 2018 au site 2, alors que les épandages continuent. D'autres variations interannuelles s'observent sans lien avec les dates d'épandage ;
- Le même scénario s'observe pour l'azote total à la paire 29-1 (augmentation entre 2016 et 2017 uniquement au site 1, situé en aval puis diminution en 2018) pourtant les épandages ne commencent qu'à l'automne 2017.
 - Une augmentation de l'azote total également difficile à mettre en corrélation avec une pression en particulier s'observe au site 3 à partir de 2017, aucun épandage n'a eu lieu au site de Lorrainville situé en amont de ce site ;
 - Les coliformes thermotolérants augmentent entre 2017 et 2018 aux sites situés en aval et non aux sites de référence (paires 28-2 et 29-1) ;
 - Les conditions météorologiques n'ayant pas permis de faire l'échantillonnage prévu en octobre, un passage a exceptionnellement été fait en novembre 2018 et montre des concentrations élevées pour plusieurs paramètres (nitrites-nitrates, azote total et coliformes fécaux). Cette date correspondait à la suite d'un épandage de lisier porcin et seuls les sites situés en aval permettent cette observation. Il n'est pas possible de garder cette date d'échantillonnage avec le présent protocole puisque l'IQBP ne peut être calculé après octobre (l'eau étant trop froide et les processus biologiques nettement ralentis).

L'influence possible de plusieurs activités sur le bassin versant peut être la cause des variations observées, notons par exemple le déversement des eaux usées des municipalités (traitées ou non) et d'éventuelles surverses, les activités agricoles autres ou des facteurs encore inconnus. Si ces activités ayant une potentielle influence ne sont pas nouvelles par contre, les impacts auraient dû être observables dans les premières années des échantillonnages également et non pas apparaître en cours de suivi.

5.1. Limites de l'étude

Tout instrument de mesure peut générer de faux résultats, et pour plusieurs raisons. Parmi ces sources d'erreur possibles, une calibration inefficace de la multisonde pourrait être en cause, pouvant mener à des mesures qui ne sont pas adéquatement représentatives du milieu échantillonné. Puisque les sondes de cet instrument sont fragiles et qu'elles doivent être changées régulièrement, il est forcément nécessaire de considérer qu'une perturbation mineure peut rendre une sonde défectueuse.

Une autre source d'erreur potentielle est l'absence de données sur le débit des cours d'eau étudiés. Afin de quantifier la charge de nutriments et des autres paramètres mesurés de différentes sources, une étude du débit du cours d'eau en question pourrait être effectuée

(concentration des paramètres en lien avec le volume d'eau qui s'écoule dans le cours d'eau en question).

L'analyse de l'eau de surface est elle-même limitée en termes d'information qu'elle peut fournir puisque les cours d'eau sont des systèmes dynamiques qui changent et évolue constamment en raison du mouvement de l'eau et de l'environnement ambiant. Les données cumulées depuis 2015 représentent alors des conditions au moment précis de l'échantillonnage, et ne peuvent pas fournir de renseignement sur la qualité de l'eau lors des plages de temps entre les sorties sur le terrain.

Finalement, il est important de mentionner que les stations de référence, situées en amont hydraulique, sont quelquefois elles-mêmes influencées par des facteurs locaux (surtout dans le cas des stations 29 et 32).

5.2. Sous-bassin versant de la Petite rivière Blanche

En plus des observations faites en introduction de la discussion, on peut voir pour la paire 29-1, dont il est question ici, que l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP₆) ne suit pas une tendance de diminution entre l'amont et l'aval.

La valeur de l'indice a considérablement chuté entre 2016 et 2017, sans que des épandages porcins n'aient eu lieu. En 2018, les valeurs sont sensiblement les mêmes pour le site 1 et le site 29 (qualité « douteuse »), bien que le site 29 soit tout de même plus bas.

Les variations interannuelles du site 1 sont difficilement explicables mise à part l'augmentation des concentrations de coliformes thermotolérants après les épandages de juin et septembre 2018 et d'une manière générale entre 2017 et 2018.

La superficie du sous bassin-versant en question est de 107 km² et une grande partie de cette superficie a été développée en terres agricoles. La concentration de terres agricoles augmente à proximité de la rivière échantillonnée et de ses tributaires, tandis que les régions boisées sont plus éloignées. La station 29 se situe sur la limite du secteur où la forêt domine. Elle est cependant entourée de champs agricoles, et la bande riveraine n'est pas bien développée là où les échantillons ont été prélevés. Des parcelles d'épandage de lisier sont même situées à proximité immédiate.

5.3. Sous-bassin versant de la rivière à la Loutre

Les stations d'échantillonnage dont il est question dans ce sous-bassin versant sont les suivantes : 28-2 et 2-3, tandis qu'une station du MELCC (Réseau-rivières) est présente en aval de la station 3 : la station 24. Une bonne comparaison amont-aval est donc possible.

En 2018, l'IQBP₆ diminue de manière constante d'amont vers l'aval : 88 (station 28), 51 (station 2), 46 (station 3), 22 (station 24) passants de bonne qualité à mauvaise qualité. Notons que le calcul de l'indice pour la station 24 est fait par le MELCC, dont la méthode est quelque peu différente de la nôtre, la tendance reste la même cependant.

Plusieurs valeurs dignes d'intérêt et variations ont été présentées en introduction de la discussion. Notamment, on observe que les valeurs de coliformes thermotolérants sont plus hautes en 2018 qu'en 2017 aux sites 2 et 3.

5.4. Sous-bassin versant du cours d'eau Paquin

Situé à Saint-Eugène-de-Guigues, ce cours d'eau était suivi pour la première fois en 2018 (avant l'implantation de la maternité à cet endroit). Les sites 32 (amont) et 33 (aval) sont observés et on remarque que les données de la station de référence (32) sont quelquefois élevées, influençant cet état de référence que nous recherchons.

Cependant la valeur de l'IQBP₆ diminue d'amont en aval (54 pour la station 32 et 28 pour la station aval, ce qui représente le moins bon indice des toutes les valeurs calculées par l'OBVT).

5.5. Revue de littérature : impacts environnementaux de l'épandage de lisier

En comparant les données de cette campagne d'échantillonnage aux dates d'épandage du lisier des maternités porcines, il est évident qu'une hausse de certains paramètres (nitrites-nitrates, azote total et coliformes fécaux) est survenue aux sites en aval des champs où le lisier a été épandu. Une revue de littérature a donc été effectuée afin de vérifier si un lien entre l'épandage du lisier et une augmentation de ces paramètres dans les eaux environnantes est bien documentée.

D'après Gupta et al. (2004), il est évident que l'épandage du lisier sur des champs agricoles augmente la teneur en matière organique et en espèces azotées dans les sols. L'ajout de lisier permet le recyclage des nutriments dans l'environnement et cette pratique peut être une bonne source alimentaire pour les récoltes (Osterberg & Wallinga, 2004 ; US Department of Agriculture, Economic Research Service, 2003). Un ajout en excès peut toutefois gravement compromettre l'état des écosystèmes naturels (Rieke et al., 2018 ; US Department of Agriculture, Economic Research Service, 2003), notamment les eaux de surface et les eaux souterraines (Bakhsh et al., 2007). En fait, les industries agricoles et d'élevage sont parmi les plus polluantes en ce qui concerne la qualité de l'eau (Bakhsh et

al., 2007 ; USEPA, 1995), et l'épandage du lisier est une pratique courante dans la gestion des déchets produits par de telles industries.

Les déchets métaboliques produits des industries d'élevage de porcins sont riches en nutriments, tels que l'azote, ils contiennent des pathogènes, ils peuvent émettre des taux élevés de gaz toxiques, tels que l'ammoniac et le sulfure d'hydrogène, et ils peuvent également contenir des métaux lourds et des antibiotiques (Bakhsh et al., 2007 ; Rieke et al., 2018 ; Osterberg & Wallinga, 2004). Ces contaminants retrouvés dans le lisier peuvent facilement migrer dans l'eau et dans l'air (Osterberg & Wallinga, 2004), contribuant ainsi à la contamination des écosystèmes naturels et des sources d'eau potable.

Une forme de pollution principale issue de l'épandage du lisier s'agit de pertes d'espèces azotées aux eaux de surface et souterraines par le ruissellement de surface et par l'infiltration dans les sols. Plusieurs facteurs peuvent contribuer aux taux de pertes d'azote des champs agricoles où l'épandage a eu lieu, incluant le temps écoulé entre l'application du lisier et l'assimilation par les plantes (Jaynes et al., 2004). L'épandage au printemps au lieu de l'automne assure alors une meilleure rétention et assimilation des espèces azotées par les végétaux (Bakhsh et al., 2007), et prévient des pertes excessives dans les eaux environnantes. Lorsque le lisier est épandu à l'automne, les risques de pertes d'azote aux eaux de surface et souterraines sont plus élevés en raison de l'augmentation du temps disponible pour la minéralisation de ces composés (Bakhsh et al., 2007). De plus, dans les régions plus froides, la fonte des neiges et les périodes de crue peuvent favoriser le transport de l'azote des champs d'épandage via le ruissellement de surface et souterrain au printemps, avant que ces espèces ne puissent toutes avoir été assimilées dans les tissus des végétaux. Les tendances de précipitations durant les saisons estivales ont également un impact sur les pertes d'azote aux eaux environnantes, tel que démontré par Bakhsh et al. (2007). De plus, on en connaît encore peu sur la composition microbienne du lisier et sur la façon dont ces communautés répondent dans les sols une fois que le lisier ait été épandu (Rieke et al., 2018). En fait, plusieurs études notent d'importantes différences entre la composition microbienne des sols agricoles et la composition microbienne du lisier (Rieke et al., 2018 ; Trivedi et al., 2016 ; Looft et al., 2012 ; Lu et al., 2014 ; Kumari et al., 2015 ; Pajarillo et al., 2015). Reike et al. (2018) ont démontré par leur étude que le déplacement de communautés microbiennes dans les sols agricoles par l'épandage du lisier peut mener à un enrichissement, résultant ainsi potentiellement en une contamination subséquente des eaux de surface et souterraines environnantes par un excès de nutriments et de pathogènes.

Bien que le lisier ne soit pas le seul engrais utilisé pour fertiliser les sols agricoles, des différences de pertes d'espèces azotées ont toutefois été soulignées entre l'épandage du lisier et d'autre engrais. En fait, Bakhsh et al. (2005) ont démontré que l'épandage de lisier sur des champs agricoles résulte en des pertes de $\text{NO}_3\text{-N}$ significativement ($p < 0.05$) plus importante que celles issues de l'épandage d'engrais d'urée et de nitrate d'ammonium, tandis qu'aucune différence significative a été notée entre ces deux types d'engrais au niveau du rendement de la récolte (maïs dans ce cas).

Il est donc clair que la bonne gestion de l'épandage du lisier issue des porcheries est nécessaire afin de limiter les pertes excessives d'espèces azotées et de matière fécale dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines. Cette revue nous laisse également croire que l'augmentation d'espèces azotées et de coliformes fécaux observée aux sites en aval des champs où le lisier a été épandu est fort probablement issue de cette pratique.

5.6. Recommandations

Au terme de la séquence de suivi proposée (1 à 2 ans avant implantation et 3 à 4 ans après implantation des maternités porcines pour un total de 5 années de suivi), il serait intéressant de développer un protocole visant à isoler les influences potentielles et confirmer la provenance des perturbations qui semblent influencer les résultats.

Même si le calcul de l'IQBP₆ n'est pas possible à cette période, les échantillonnages de novembre semblent intéressants puisqu'ils ont lieu après les épandages et que des valeurs élevées pour certains paramètres ont été observées.

Les signaux donnés par le site 29 (référence du bassin versant de la Petite rivière Blanche, maternité porcine de Béarn) sont contradictoires et ne jouent pas leur rôle de référence, peut-être à cause de la présence de parcelles agricoles sans bandes riveraines directement à proximité du site de prélèvement ?

Le site 32 est également dans ce cas de figure d'après la première année de données.

Pour pallier aux limites de l'analyse de l'eau de surface, une analyse des sédiments des cours d'eau échantillonnés pourrait révéler plus de renseignements sur l'état de santé de l'écosystème aquatique étudié. Puisque les sédiments agissent comme des aires d'entreposage pour les composés retrouvés dans l'eau de surface.

Le phénomène de lessivage observé après les événements de pluie, et le ruissellement de surface riche en nutriments et matière fécale issus de l'application d'engrais, comme le lisier, seraient limités par l'implantation de bandes riveraines efficaces en milieu agricole.

Bibliographie

- Agriculture et Agroalimentaire Canada. (2014, 08 22). *Agriculture et la qualité de l'eau*. Récupéré sur Agriculture et Agroalimentaire Canada: <http://www.agr.gc.ca/fra/science-et-innovation/pratiques-agricoles/eau/protection-des-bassins-hydrographiques/agriculture-et-la-qualite-de-leau/?id=1371491033072#a1>
- Bakhsh, A., Kanwar, R. S., Pederson, C., & Bailer, T.B. (2007). N-Source effects on temporal distribution of NO₃-N leaching losses to subsurface drainage water. *Water, Air, & Soil Pollution*, 181, 35-50.
- Bakhsh, A., Kanwar, R. S., & Karlen, D. L. (2005). Effects of liquid swine manure applications on NO₃-N leaching losses to subsurface drainage water. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 109, 118–128.
- Blais, S. (2002). La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001. *Agrosol*, 13(2), 103-110.
- Boyd, M., & Kasper, B. (2004). *Analytical methods for dynamic open channel heat and mass transfer: methodology for the Heat Source model version 7.0*. Récupéré sur http://www.heatsource.info/Heat_Source_v_7.0.pdf
- Carignan, R., D'Arcy, P., & Lamontagne, S. (2000). Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in boreal shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(2), 105-117.
- CCME. (1999). *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique - oxygène dissous (eau douce)*. Winnipeg: Conseil canadien des ministres de l'environnement.
- Côté, S. (2018, avril 23). Responsable de l'environnement, Saint-Bruno-de-Guigues. (C. Arbour, Intervieweur)
- Giroux, I. (2017, mars). Commentaire personnel. Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques.
- Gupta, S., Munyankusi, E., Moncrief, J., Zvomuya, F., & Hanewall, M. (2004). Tillage and manure application effects on mineral nitrogen leaching from seasonally frozen soils. *Journal of Environmental Quality*, 33, 1238–1246.

- Henze, M., & Comeau, Y. (2008). 3 Wastewater Characterization. Dans H. Mogens, *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. (pp. 33-52). London, UK: IWA Publishing.
- Jaynes, D. B., Dinnes, D. L., Meek, D. W., Karlen, D. L., Cambardella, C. A., & Colvin. T. S. (2004). Using the late spring nitrate test to reduce nitrate loss within a watershed. *Journal of Environmental Quality*, 33, 669–677.
- Kumari, P., Choi, H. L., and Sudiarto, S. I. A. (2015). Assessment of bacterial community assembly patterns and processes in pig manure slurry. *PLoS One* 10:e0139437. doi: 10.1371/journal.pone.0139437
- Looft, T., Johnson, T. A., Allen, H. K., Bayles, D. O., Alt, D. P., Stedtfeld, R. D., et al. (2012). In-feed antibiotic effects on the swine intestinal microbiome. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 109, 1691–1696. doi: 10.1073/pnas.1120238109
- Lu, X.-M., Lu, P.-Z., and Zhang, H. (2014). Bacterial communities in manures of piglets and adult pigs bred with different feeds revealed by 16S rDNA 454 pyrosequencing. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 98, 2657–2665. doi: 10.1007/s00253-013-5211-4
- MDDEFP. (2013). *Critères de qualité de l'eau de surface*. Québec: Gouvernement du Québec.
- MDDELCC. (2015, juin 25). *Critère de qualité de l'eau de surface*. Récupéré sur Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques: http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp
- MDDELCC. (2017). *La qualité de l'eau et les usages récréatifs*. Consulté le Mars 13, 2017, sur <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/recreative/qualite.htm>
- MDDELCC. (2017). *Le réseau de surveillance volontaire des lacs*. Consulté le mars 14, 2017, sur <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm>
- US Department of Agriculture, Economic Research Service. New Clean Water Act Regulations Create Imperative for Livestock Producers. 2003. <http://www.ers.usda.gov/AmberWaves/Feb03/Features/ManagingManure.htm>
- OBVT. (2013). Plan directeur de l'eau (PDE) du bassin versant du Témiscamingue. 437 p.
- OBVT. (2016). Rapport sur les résultats d'échantillonnage 2015 sur le bassin versant du Témiscamingue : acquisition de connaissances sur la qualité de l'eau, 102 pages + annexes.

- OBVT. (2017). Rapport sur les résultats d'échantillonnage 2016 sur le bassin versant du Témiscamingue : acquisition de connaissances sur la qualité de l'eau de surface, 108 pages + annexes.
- OBVT. (2018). Rapport sur les résultats d'échantillonnage 2017 - Bassin versant du Témiscamingue : acquisition de connaissances sur la qualité de l'eau, 109 pages + annexes.
- Osterberg, D., & Wallinga, D. (2004). Addressing externalities from swine production to reduce public health and environmental impacts. *American Journal of Public Health*, 94, 1703–1708.
- Pajarillo, E. A. B., Chae, J. P., Balolong, M. P., Kim, H. B., Seo, K.-S., and Kang, D.-K. (2015). Characterization of the fecal microbial communities of Duroc pigs using 16S rRNA gene pyrosequencing. *Asian Australas. J. Anim. Sci.* 28, 584–591. doi: 10.5713/ajas.14.0651
- Rieke, E. L., Soupir, M. L., Moorman, T. B., Yang, F., & Howe, A. C. (2018). Temporal dynamics of bacterial communities in soil and leachate water after swine manure application. *Frontiers in Microbiology*, 9, 1-11.
- Ruby, M., Schoff, R., Brattin, W., Goldade, M., Post, G., Harnois, M., . . . Chappell, W. (1999). Advances in evaluating the oral bioavailability of inorganics in soil for use in human health assessment. *Environment Science & Technology*(33), 3697-3705.
- Shilling, F., Sommarstrom, S., Kattelman, R., Washburn, B., Florsheim, J., & Henly, R. (2005). *California Watershed Assessment Manual: Volume I*. California Resources Agency and California Bay-Delta Authority.
- Torgersen, C., Faux, R., McIntosh, B., Poage, N., & Norton, D. (2001). Airborne thermal remote sensing for water temperature assessment in rivers and streams. *Remote Sensing of Environment*, 76(3), pp. 386-398.
- Torgersen, C., Price, D., Li, H., & McIntosh, B. (1999). Multiscale thermal refugia and stream habitat associations of chinook salmon in northeastern Oregon. *Ecological Applications*, 9, pp. 301-319.
- Trivedi, P., Delgado-Baquerizo, M., Anderson, I. C., and Singh, B. K. (2016). Response of soil properties and microbial communities to agriculture: implications for primary productivity and soil health indicators. *Front. Plant Sci.* 7:990. doi: 10.3389/fpls.2016.00990

UQAT. (2013). *Détection de cyanobactéries dans les lacs Abitibi, Témiscamingue et Malartic par le biais de l'imagerie satellite*. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

USEPA. (2000). Chapter 1. Introduction. Dans G. Gibson, R. Carlson, J. Simpson, E. Smeltzer, J. Gerritson, S. Chapra, . . . R. Kennedy, *Nutrient Criteria Technical Guidance Manual Lakes and Reservoirs, First Edition* (pp. 1-5). Washington, DC: United States Environmental Protection Agency.

USEPA (1995). National water quality inventory: 1994 Report to Congress. Washington, DC: USEPA Office of Water, US Government Printing Office.

Annexes

Annexe 1



Observations sur le terrain

Le tableau ci-dessous résume les caractéristiques importantes des stations d'échantillonnage, le cours d'eau respectif de chacune d'entre elles et les conditions d'échantillonnage pour 2018.

Station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Type de milieu (largeur estimée)	Observation particulière du cours d'eau (en amont)	Type de courant	Aspect de l'eau	Profondeur moyenne du prélèvement
1	Petite rivière Blanche	Lorrainville	Cours d'eau (7 m)	Rapides	Lent-laminaire	Brun pâle opaque	0,38 m
2	Rivière à la Loutre	Laverlochère	Cours d'eau (20 m)	Rapides	Laminaire-turbulent	Brun pâle opaque	0,46 m
3	À la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	Cours d'eau (20 m)	Tuyau de déversement (pont)	Lent	Brun pâle opaque	1,00 m
28	À la Loutre	Béarn	Cours d'eau (5 m)	Marais en amont	Stagnant-lent	Eau brune transparente	0,24 m
29	Petite rivière Blanche (cours d'eau Gaudet)	Béarn	Cours d'eau (3 m)	Segment de 100 mètres immédiatement en amont entouré de champs non-cultivés, absence de bande riveraine	Stagnant-lent	Eau brune trouble	0,38 m
32	Cours d'eau # 61075 (Paquin) amont	St-Eugène-de-Guigues	Cours d'eau	Barrage de castor en amont	Lent	Eau brune légèrement trouble	0.05 m
33	Cours d'eau # 61075 (Paquin) aval	St-Eugène-de-Guigues	Cours d'eau	Berges abruptes et bande riveraine absente	Lent	Opaque brun pâle	0.19 m

No de site	Date	Heure	Météo dernières 48h	Météo à l'échantillonnage	Température de l'air
1	14-mai-18	15h40	ensoleillé	ensoleillé	21°C

1	11-juin-18	17h15	ensoleillé	ensoleillé	22°C
1	09-juil-18	14h45	ensoleillé	ensoleillé	25°C
1	25-juil-18	8h20	précipitations/ averses	ensoleillé/ nuageux	19°C
1	13-août-18	15h00	ensoleillé	ensoleillé	29°C
1	Données non colligées après cette date				
2	14-mai-18	14h20	ensoleillé	ensoleillé	23°C
2	11-juin-18	15h20	ensoleillé	ensoleillé	23°C
2	09-juil-18	14h05	ensoleillé	Pluvieux	23°C
2	25-juil-18	10h00	précipitations/ averses	ensoleillé/ nuageux	20°C
2	13-août-18	14h00	ensoleillé	ensoleillé	29°C

2	Données non colligées après cette date				
28	14-mai-18	16h15	ensoleillé	ensoleillé	21°C
28	11-juin-18	16h35	ensoleillé	ensoleillé	23°C
28	09-juil-18	15h17	ensoleillé	ensoleillé	25°C
28	25-juil-18	9h00	précipitations/ averses	ensoleillé/ nuageux	19°C
28	13-août-18	15h45	ensoleillé	ensoleillé	29°C
28	Données non colligées après cette date				
29	14-mai-18	15h05	ensoleillé	ensoleillé	22°C
29	11-juin-18	15h50	ensoleillé	ensoleillé	23°C
29	09-juil-18	15h50	ensoleillé	ensoleillé	25°C
29	25-juil-18	9h40	précipitations/ averses	ensoleillé/ nuageux	20°C
29	13-août-18	14h30	ensoleillé	ensoleillé	29°C
29	Données non colligées				

	après cette date				
3	14-mai-18	13h55	ensoleillé	ensoleillé	23°C
3	11-juin-18	14h55	ensoleillé	ensoleillé	23°C
3	09-juil-18	13h45	ensoleillé	pluvieux	23°C
3	25-juil-18	10h35	précipitations/ averses	ensoleillé/ nuageux	20°C
3	13-août-18	13h20	ensoleillé	ensoleillé	28°C
3	Données non colligées après cette date				
32	30-mai-18	11h30	ensoleillé	ensoleillé	24°C
32	11-juin-18	14h15	ensoleillé	ensoleillé	23°C

32	09-juil-18	13h15	ensoleillé	pluie	22°C
32	25-juil-18	11h10	précipitations/ averses	ensoleillé/ nuageux	20°C
32	13-août-18	12h45	ensoleillé	ensoleillé	27°C
32	Données non colligées après cette date				
33	30-mai-18	10h45	ensoleillé	ensoleillé	24°C
33	11-juin-18	13h40	ensoleillé	ensoleillé	23°C
33	09-juil-18	12h50	ensoleillé	pluie	23°C

33	25-juil-18	11h35	précipitations/ averses	ensoleillé/ nuageux	20°C
33	13-août	12h10	ensoleillé	ensoleillé	27°C
33	Données non colligées après cette date				

Annexe 2



Critères de toxicité pour l'azote ammoniacal

Le tableau suivant présente les critères de toxicité chronique pour la protection de la vie aquatique d'eau douce pour l'azote ammoniacal en fonction du pH et de la température de l'eau. Les critères sont exprimés en mg-N/L et arrondis à 2 chiffres significatifs (MDDEFP, 2013).

pH	Température °C										
	0,0	1,0	2,0	3,0	4,0	5,0	6,0	7,0	8,0	9,0	10
6,5	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
6,6	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
6,7	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
6,8	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
6,9	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
7,0	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
7,1	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
7,2	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9
7,3	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9
7,4	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9
7,5	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9
7,6	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9
7,7	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9
7,8	1,8	1,8	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,6	1,6	1,6	1,6
7,9	1,5	1,5	1,5	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,3
8,0	1,4	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,1	1,1
8,1	1,0	0,99	0,98	0,96	0,95	0,94	0,93	0,92	0,91	0,91	0,90
8,2	0,80	0,79	0,78	0,77	0,76	0,75	0,74	0,74	0,73	0,72	0,72
8,3	0,64	0,63	0,62	0,61	0,61	0,60	0,59	0,59	0,58	0,58	0,58
8,4	0,51	0,50	0,50	0,49	0,48	0,48	0,48	0,47	0,47	0,46	0,46
8,5	0,41	0,40	0,40	0,38	0,39	0,38	0,38	0,38	0,38	0,37	0,37
8,6	0,32	0,32	0,32	0,31	0,31	0,31	0,31	0,30	0,30	0,30	0,30
8,7	0,26	0,26	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,24	0,24	0,24	0,24
8,8	0,21	0,21	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
8,9	0,17	0,17	0,17	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
9,0	0,14	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13

pH	Température °C										
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
6,5	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,5	1,4	1,3	1,2	
6,6	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,3	
6,7	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,3	
6,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,3	
6,9	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,3	
7,0	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,3	
7,1	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	
7,2	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	
7,3	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	
7,4	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	
7,5	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	
7,6	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	
7,7	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	
7,8	1,6	1,6	1,6	1,5	1,5	1,4	1,3	1,2	1,1	1,1	
7,9	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,2	1,1	1,0	0,97	0,90	
8,0	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,0	0,94	0,88	0,82	0,76	
8,1	0,89	0,89	0,88	0,88	0,87	0,81	0,76	0,70	0,66	0,61	
8,2	0,71	0,71	0,71	0,70	0,70	0,65	0,61	0,57	0,53	0,49	
8,3	0,57	0,57	0,57	0,56	0,56	0,52	0,49	0,46	0,42	0,40	
8,4	0,46	0,46	0,46	0,45	0,45	0,42	0,39	0,37	0,34	0,32	
8,5	0,37	0,37	0,37	0,37	0,37	0,34	0,32	0,30	0,28	0,26	
8,6	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,28	0,26	0,24	0,23	0,21	
8,7	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,23	0,21	0,20	0,19	0,18	
8,8	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,19	0,17	0,16	0,15	0,15	
8,9	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,15	0,14	0,14	0,13	0,12	
9,0	0,13	0,13	0,13	0,13	0,14	0,13	0,12	0,11	0,11	0,10	

Annexe 3

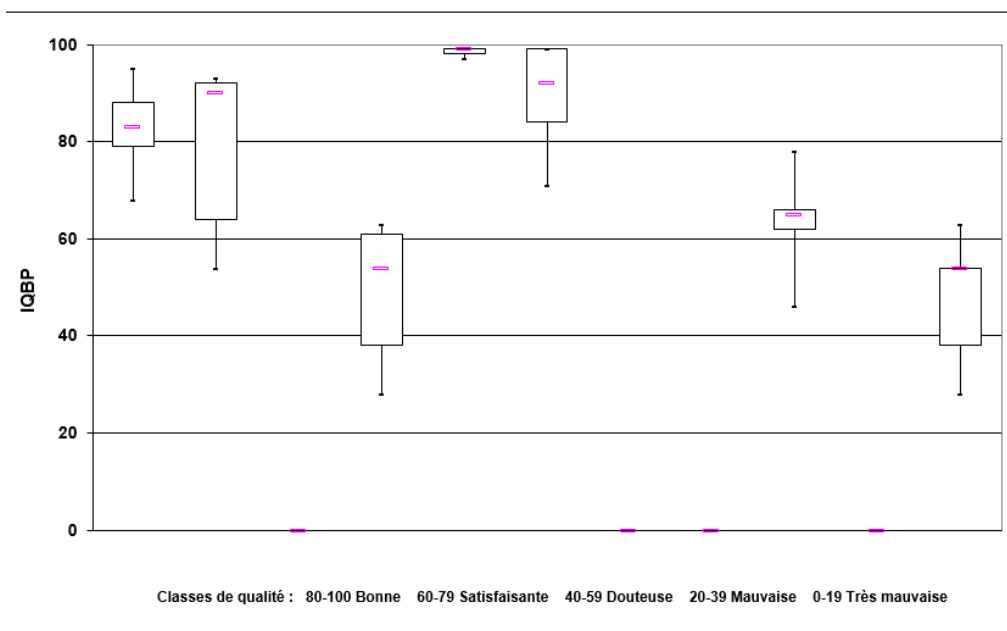


Résultats pour l'IQBP₆

Cette annexe présente les résultats du calcul de l'IQBP₆ des stations échantillonnées en 2018. L'indice médian de l'IQBP₆ peut ne pas être égal à l'indice médian du paramètre déclassant. Cela survient lorsqu'il y a plus d'un paramètre qui influence le déclassement de l'indice.

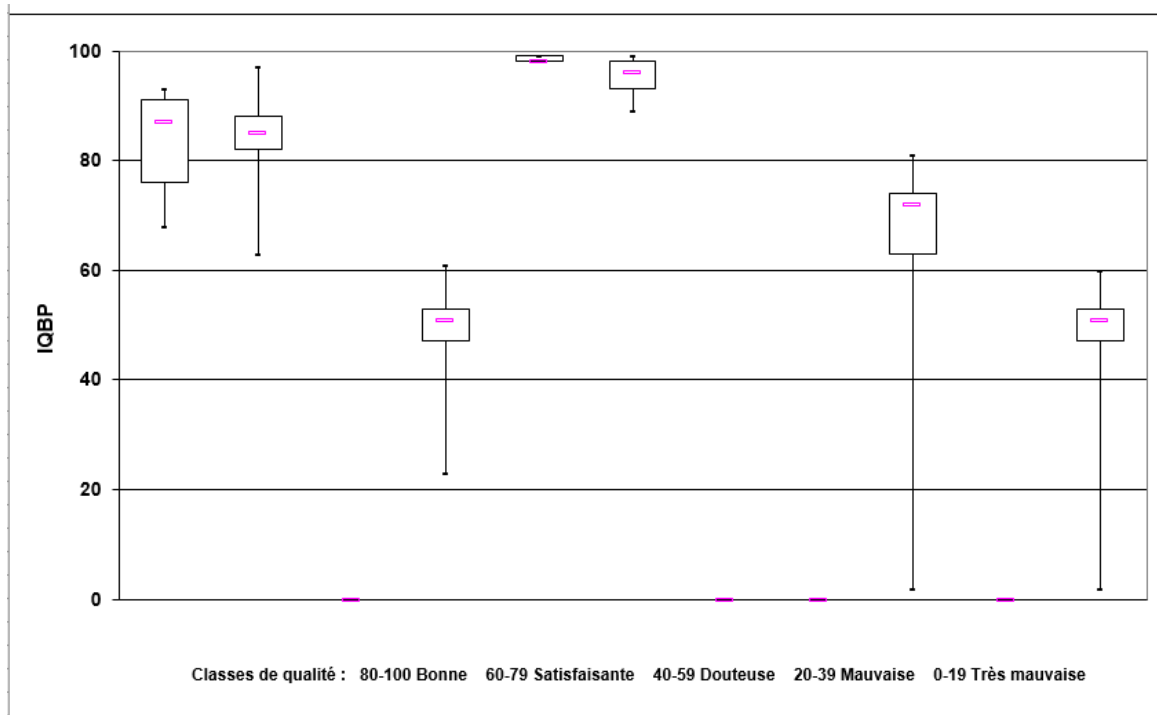
Qualité de l'eau de la station 1 (Petite rivière Blanche, Béarn) mesurée en 2018 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

	CF	CHLA	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP
N	5	6	6	4	6	6	6
I_MIN	68	54	28	97	71	46	28
I_Q1	79	64	38	98	84	62	38
I_MÉDIAN	83	90	54	99	92	65	54
I_Q3	88	92	61	99	99	66	54
I_MAX	95	93	63	99	99	78	63



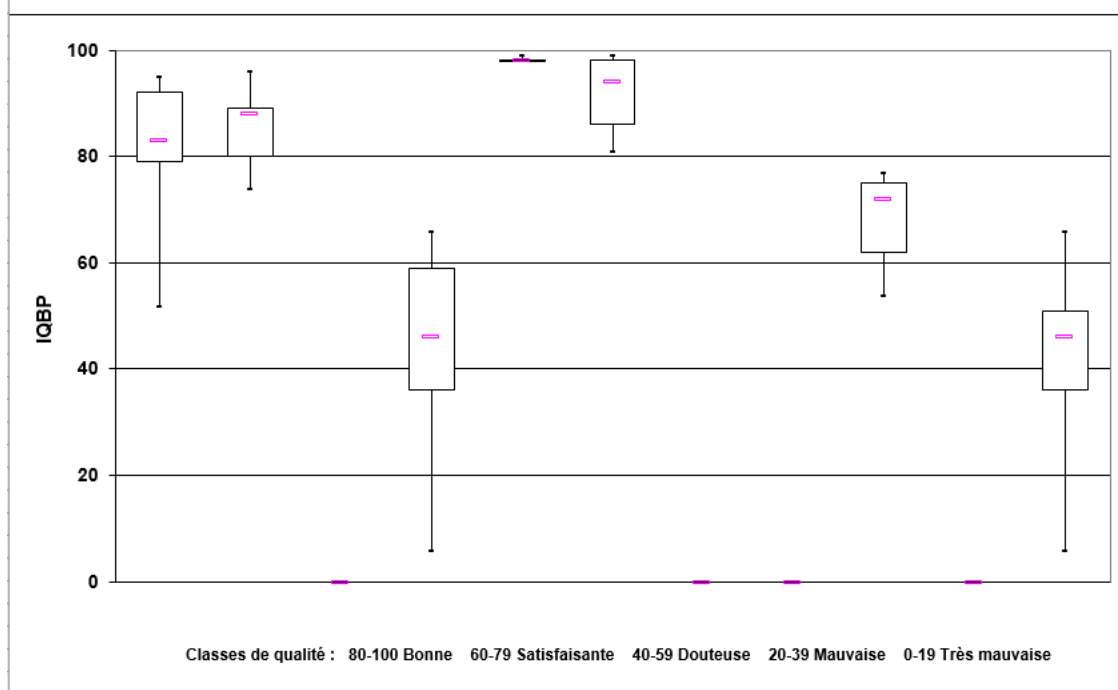
Qualité de l'eau de la station 2 (Rivière à la Loutre, Laverlochère) mesurée en 2018 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

	CF	CHLA	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP
N	5	6	6	3	6	6	6
I_MIN	68	63	23	98	89	2	2
I_Q1	76	82	47	98	93	63	47
I_MÉDIAN	87	85	51	98	96	72	51
I_Q3	91	88	53	99	98	74	53
I_MAX	93	97	61	99	99	81	60



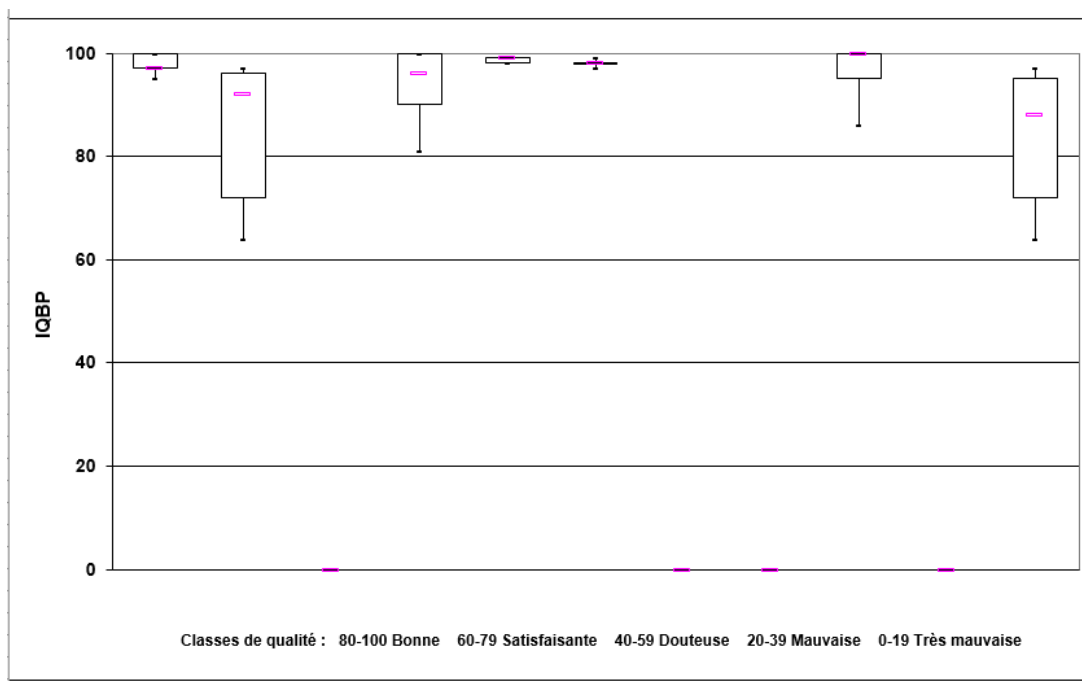
Qualité de l'eau de la station 3 (Rivière à la Loutre, Saint-Bruno-de-Guigues) mesurée en 2018 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

	CF	CHLA	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP
N	5	6	6	4	6	6	6
I_MIN	52	74	6	98	81	54	6
I_Q1	79	80	36	98	86	62	36
I_MÉDIAN	83	88	46	98	94	72	46
I_Q3	92	89	59	98	98	75	51
I_MAX	95	96	66	99	99	77	66



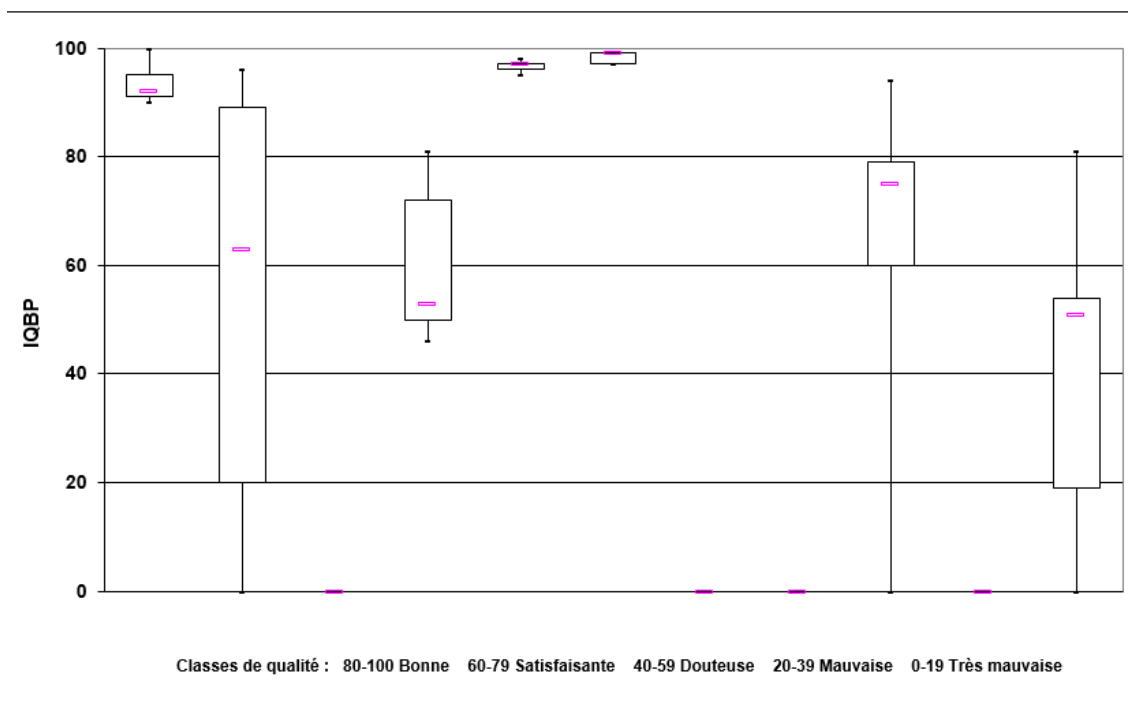
Qualité de l'eau de la station 28 (Rivière à la Loutre (tributaire de la rivière à la Loutre, Béarn) mesurée en 2018 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

	CHL						
	CF	A	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP
N	5	6	6	2	6	6	6
I_MIN	95	64	81	98	97	86	64
I_Q1	97	72	90	98	98	95	72
I_MÉDIAN	97	92	96	99	98	100	88
I_Q3	100	96	100	99	98	100	95
I_MAX	100	97	100	99	99	100	97



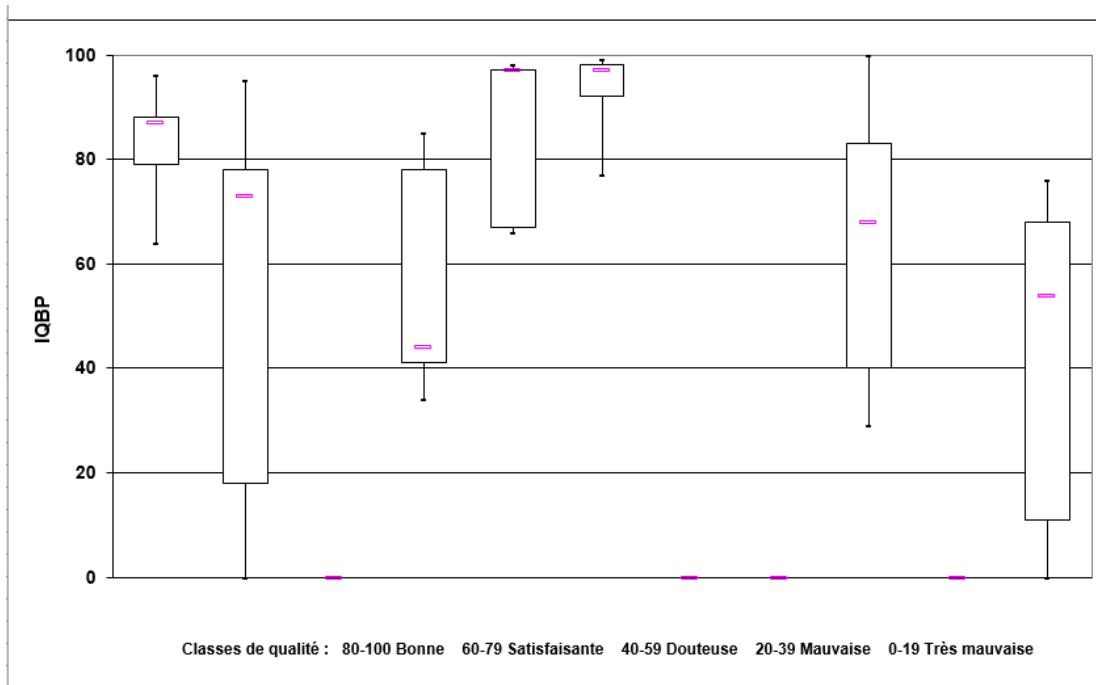
Qualité de l'eau de la station 29 (tributaire de la Petite rivière Blanche, cours d'eau Gaudet, Béarn) mesurée en 2018 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

	CF	CHLA	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP
N	5	6	6	2	6	6	6
I_MIN	90	0	46	95	97	0	0
I_Q1	91	20	50	96	97	60	19
I_MÉDIAN	92	63	53	97	99	75	51
I_Q3	95	89	72	97	99	79	54
I_MAX	100	96	81	98	99	94	81



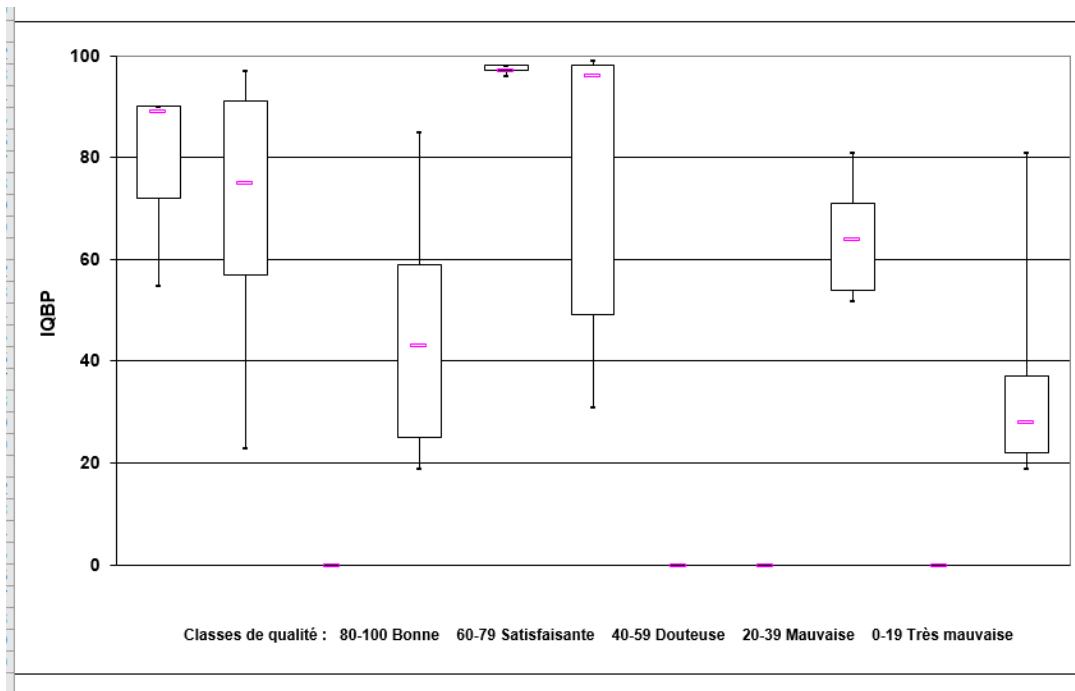
Qualité de l'eau de la station 32 (Cours d'eau # 61075 (Paquin), amont. Saint-Eugène-de-Guigues) mesurée en 2018 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

	CF	CHLA	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP
N	5	6	5	5	6	6	6
I_MIN	64	0	34	66	77	29	0
I_Q1	79	18	41	67	92	40	11
I_MÉDIAN	87	73	44	97	97	68	54
I_Q3	88	78	78	97	98	83	68
I_MAX	96	95	85	98	99	100	76



Qualité de l'eau de la station 33 (Cours d'eau # 61075 (Paquin), aval. Saint-Eugène-de-Guigues) mesurée en 2018 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

	CF	CHLA	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP
N	5	6	6	3	6	6	6
I_MIN	55	23	19	96	31	52	19
I_Q1	72	57	25	97	49	54	22
I_MÉDIAN	89	75	43	97	96	64	28
I_Q3	90	91	59	98	98	71	37
I_MAX	90	97	85	98	99	81	81



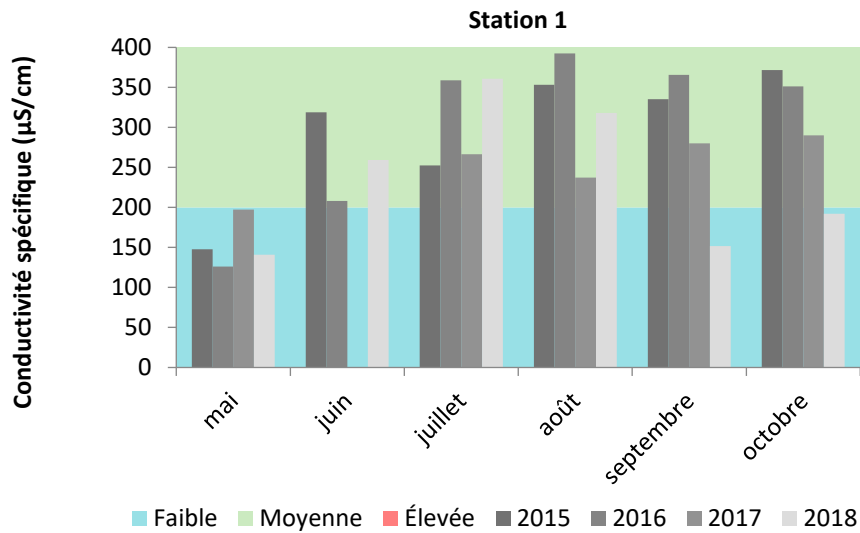
Annexe 4

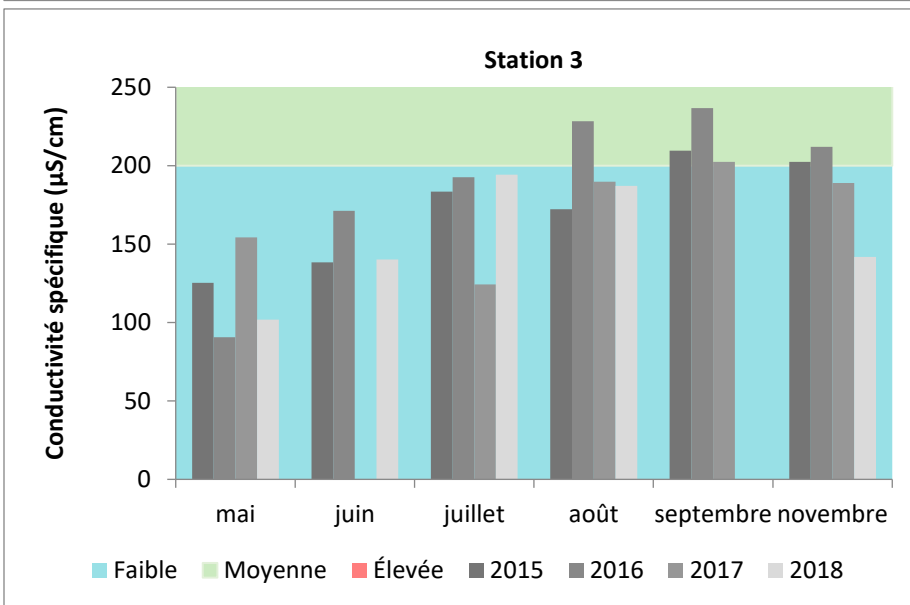
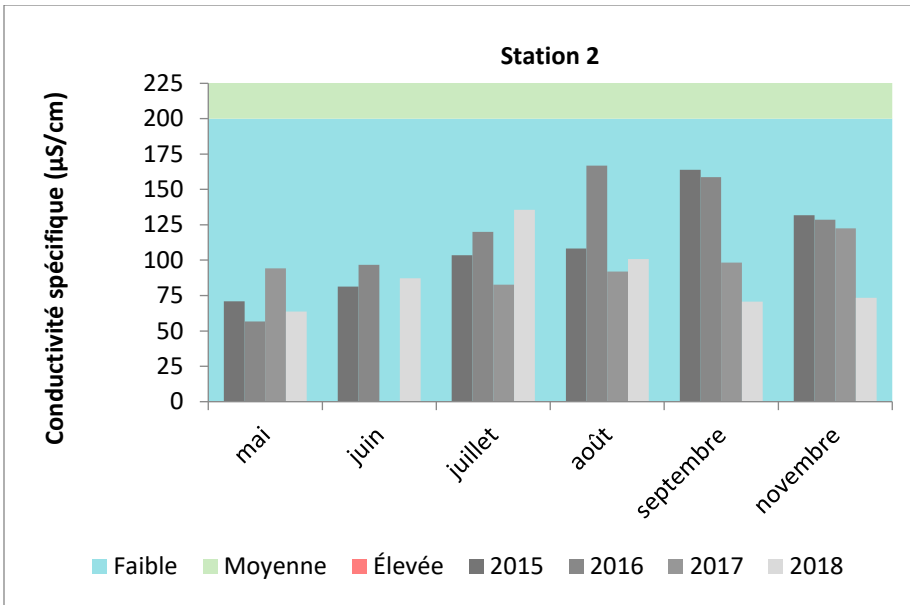


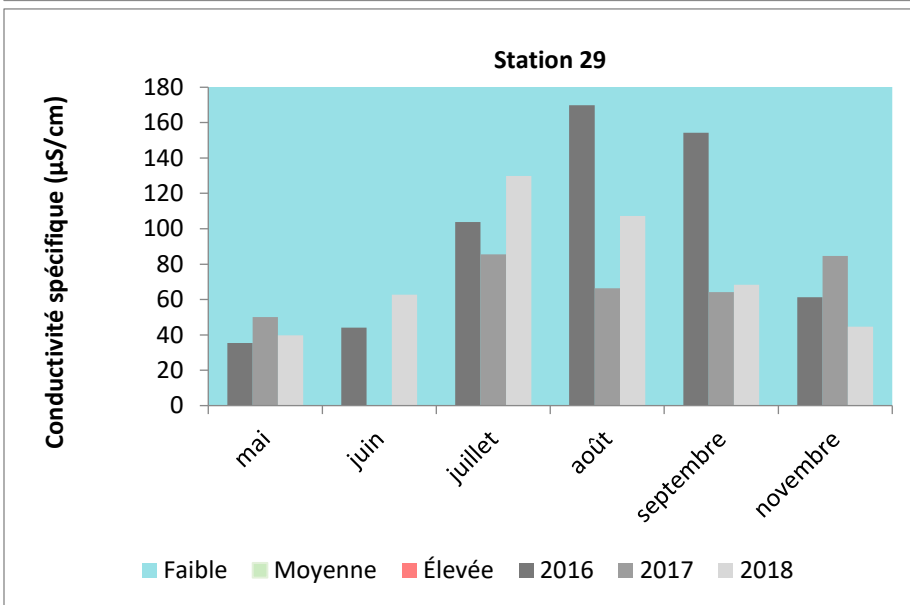
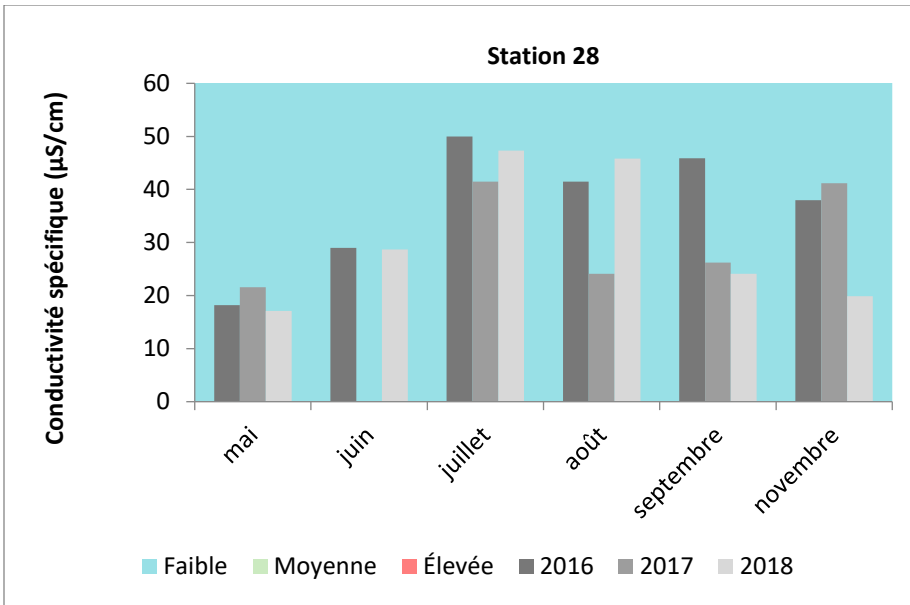
Cette annexe contient les graphiques des résultats de toutes les variables mesurées aux stations échantillonnées de 2015 à 2018. Le dernier échantillonnage de 2018 a été pris en novembre (ce qui apparaît sur le graphique), mais pour toutes les autres années il a été pris en octobre.

Conductivité spécifique

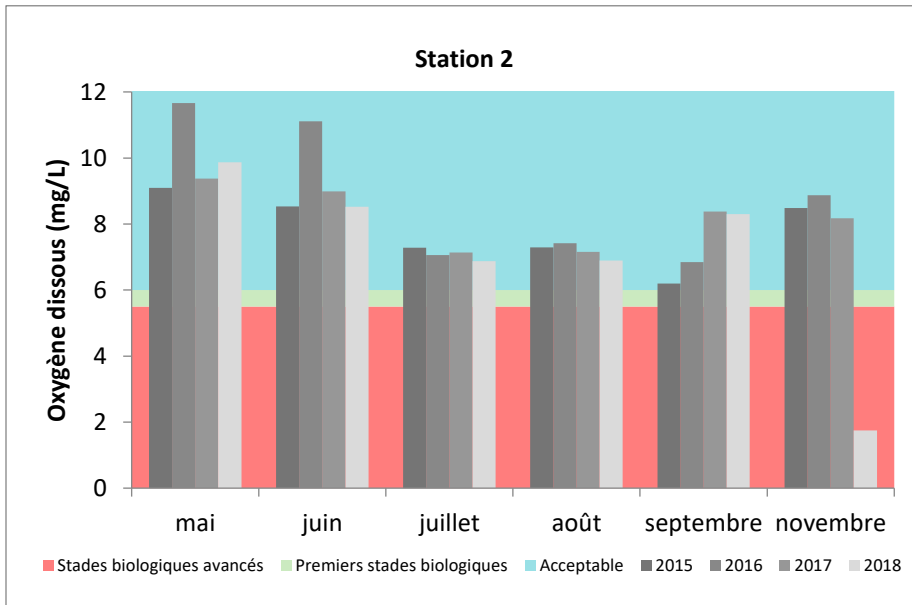
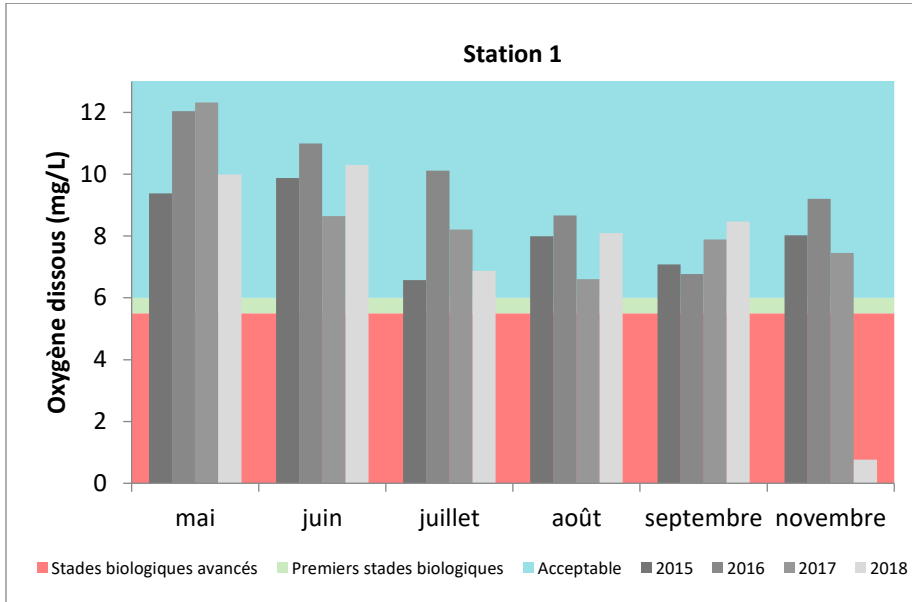
**La conductivité mesurée au mois de juin 2017 est une valeur aberrante.

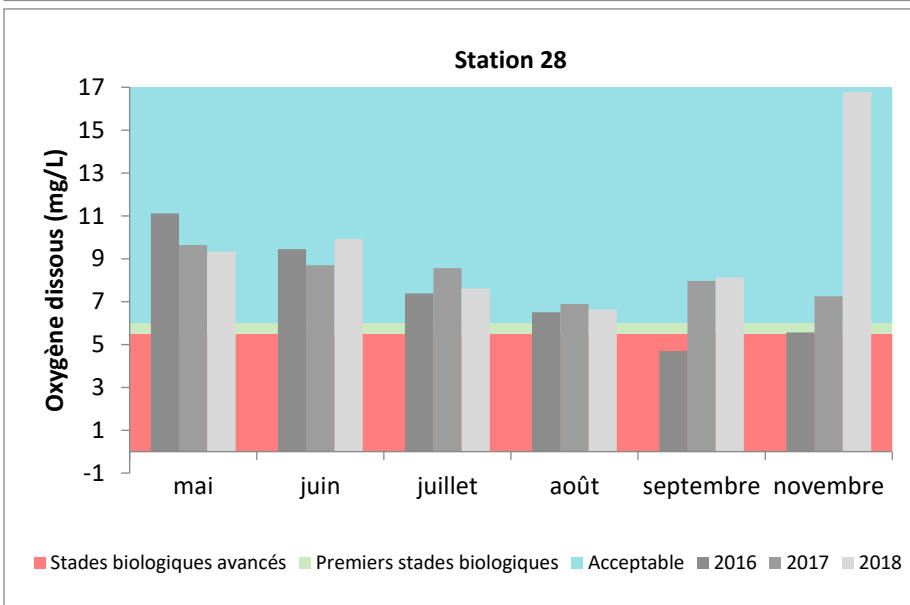
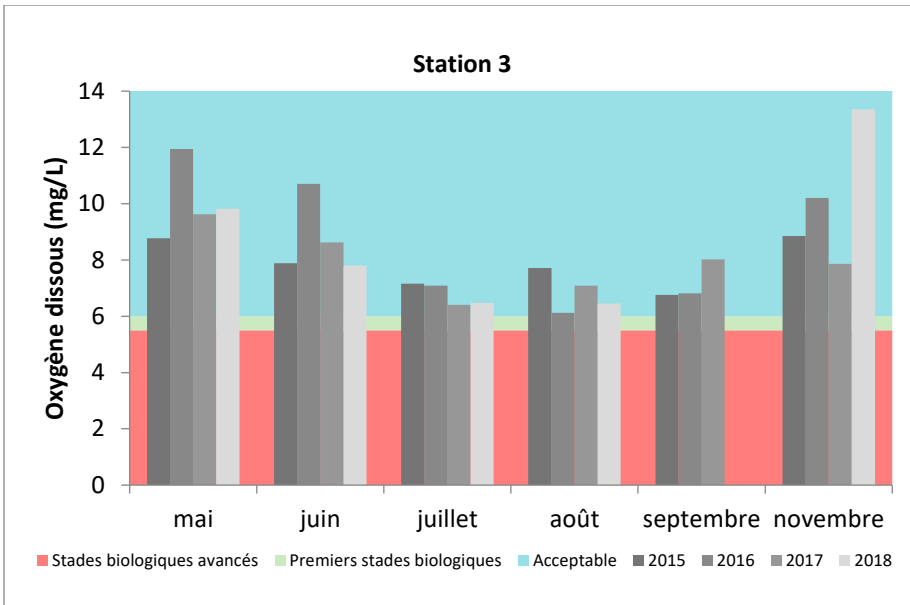


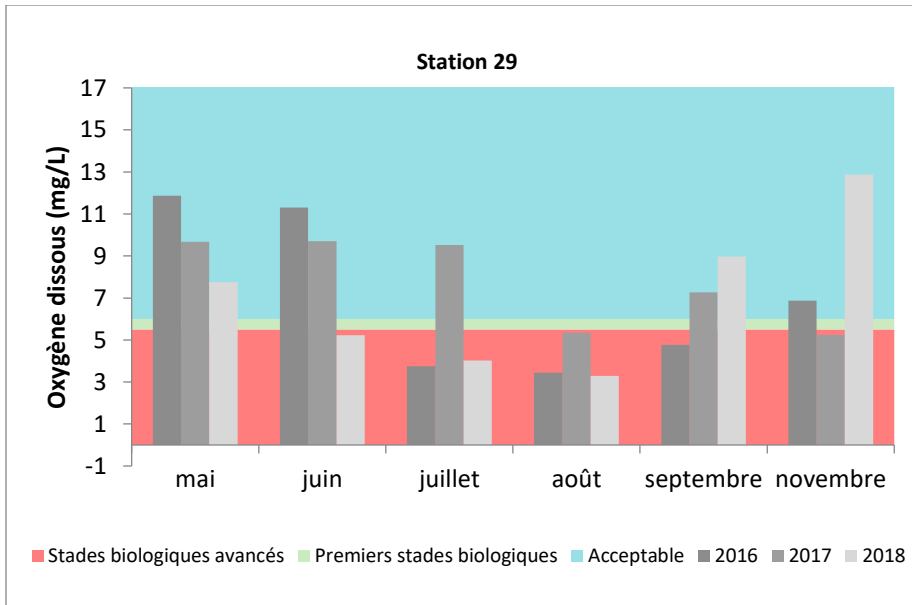




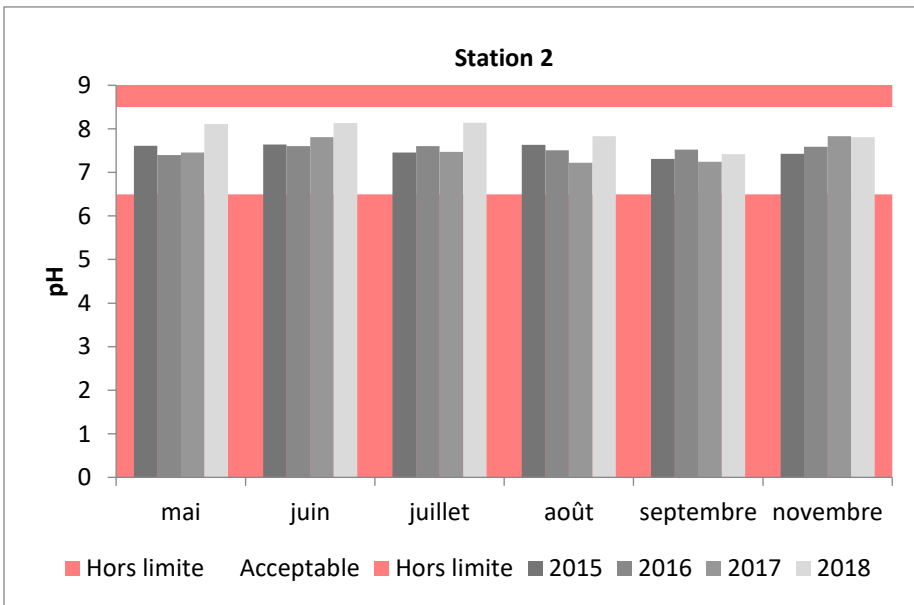
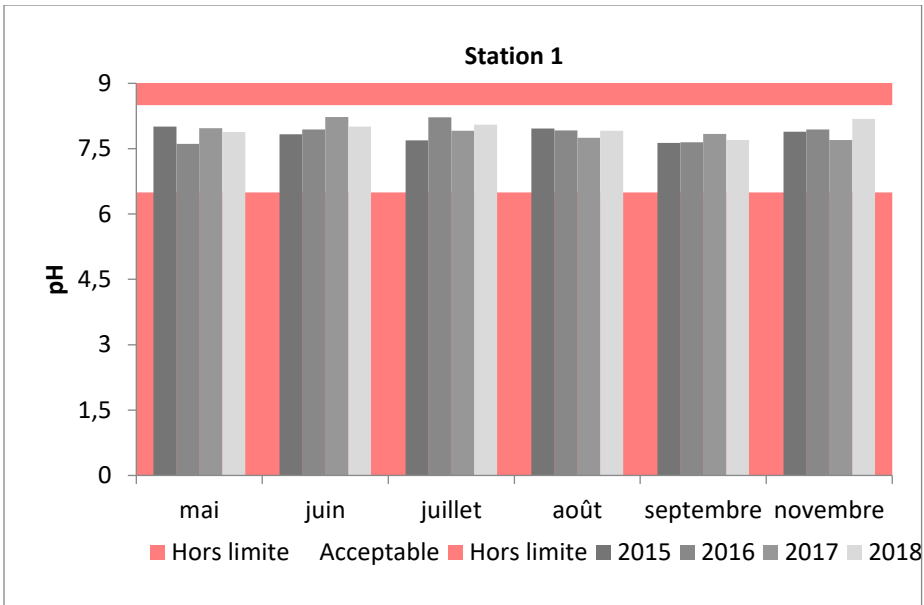
Oxygène dissous

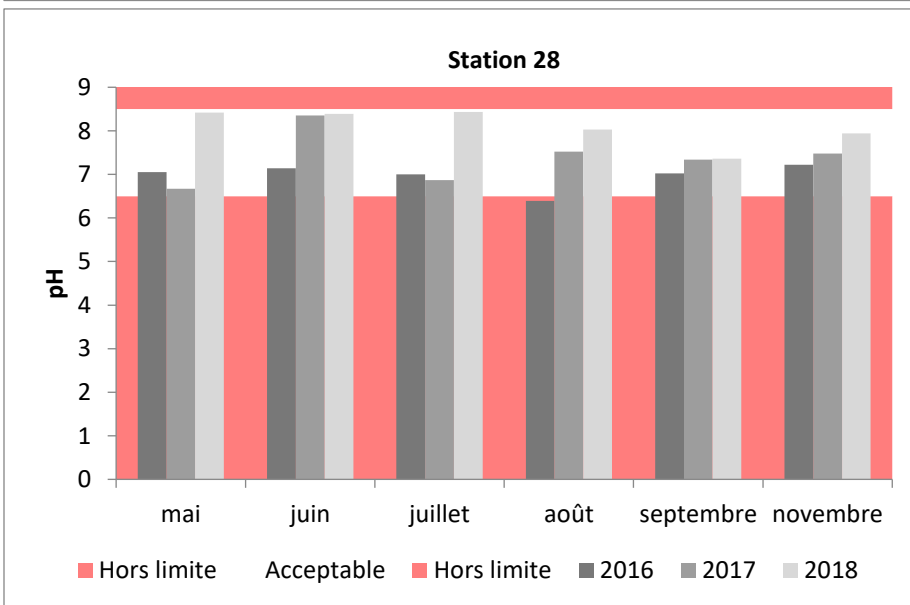
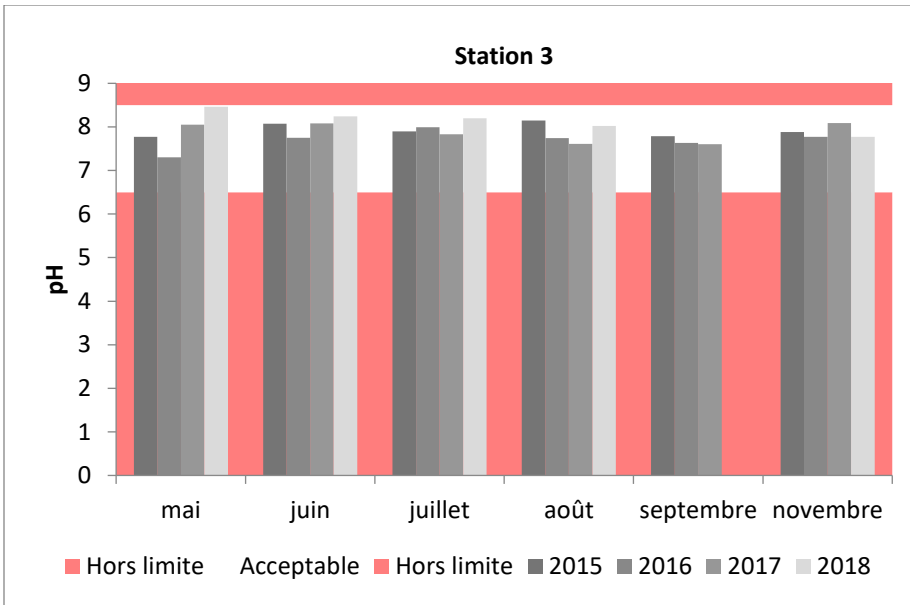


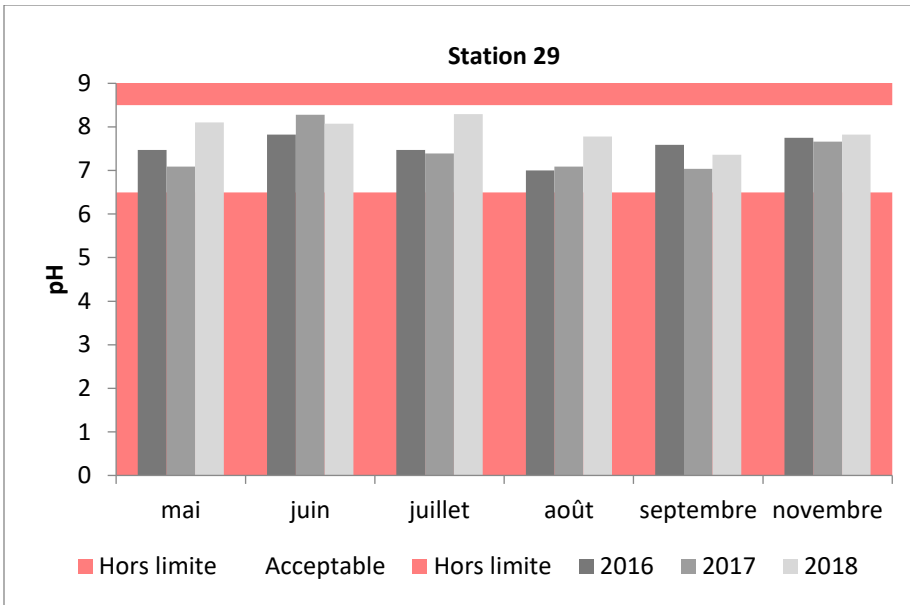




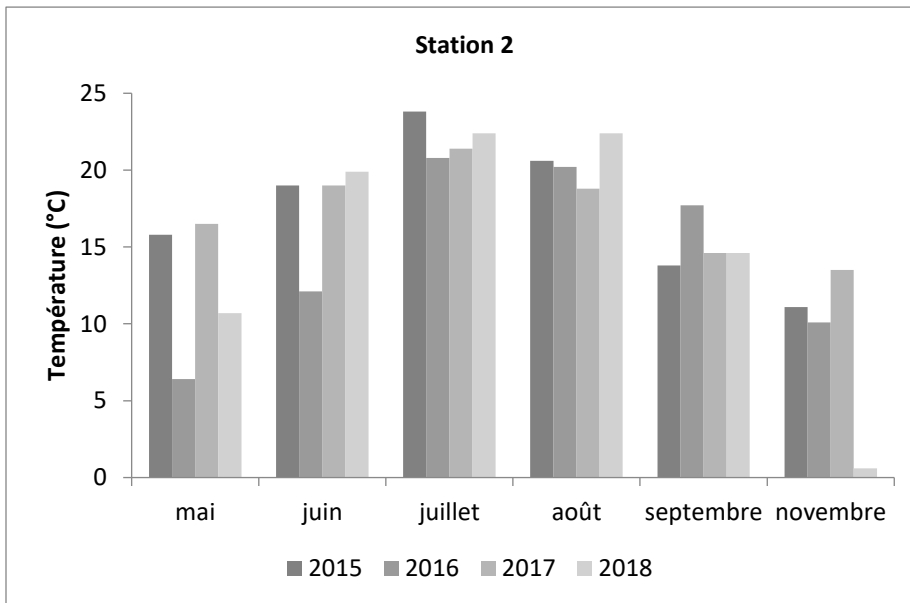
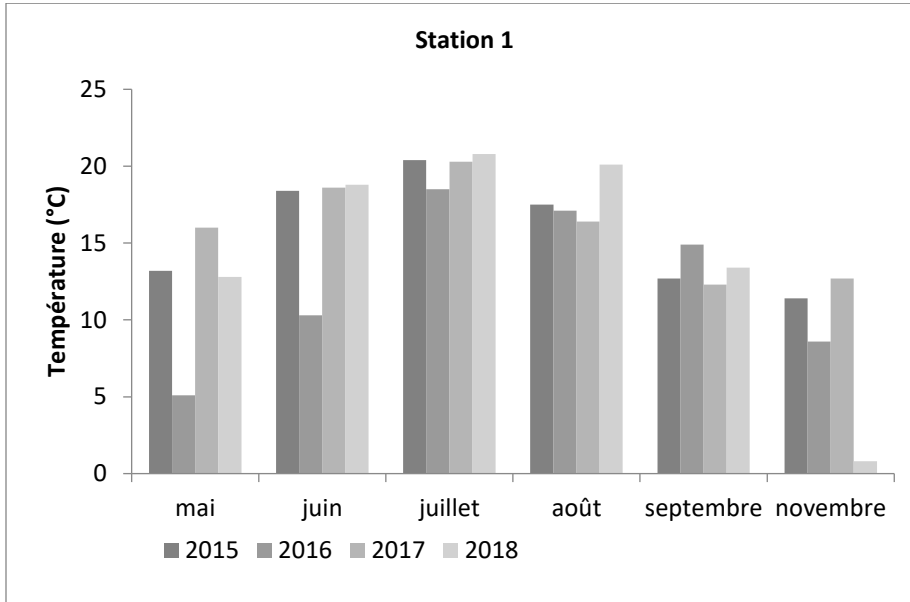
pH

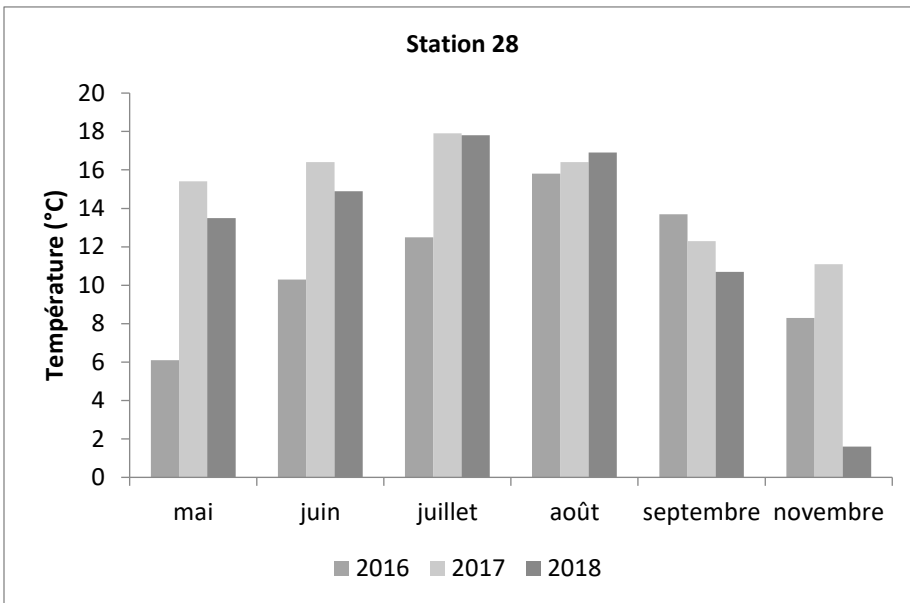
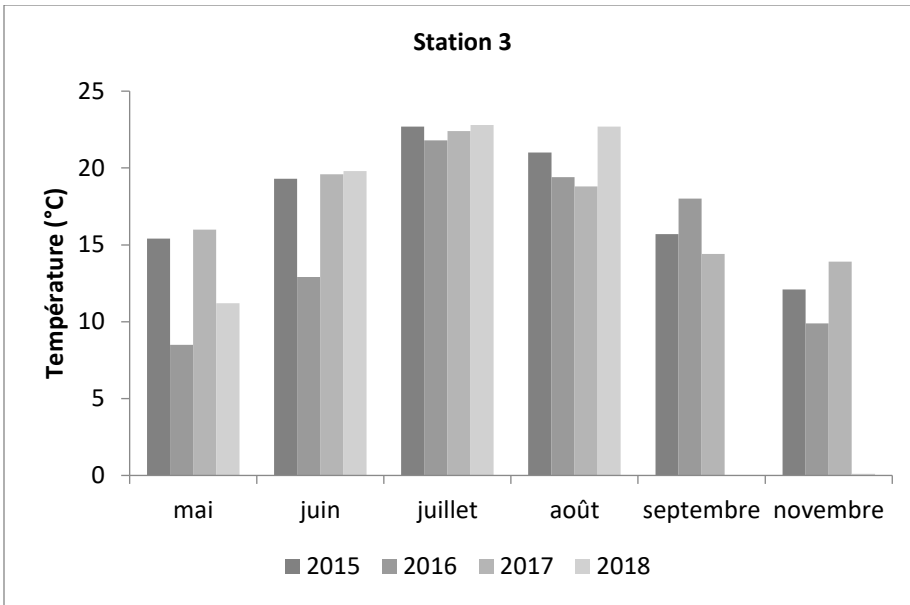


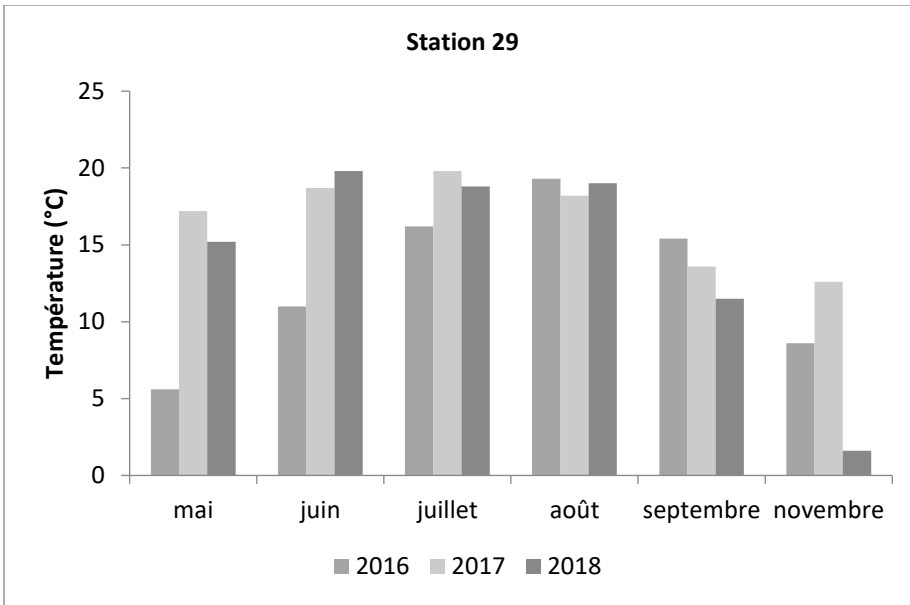




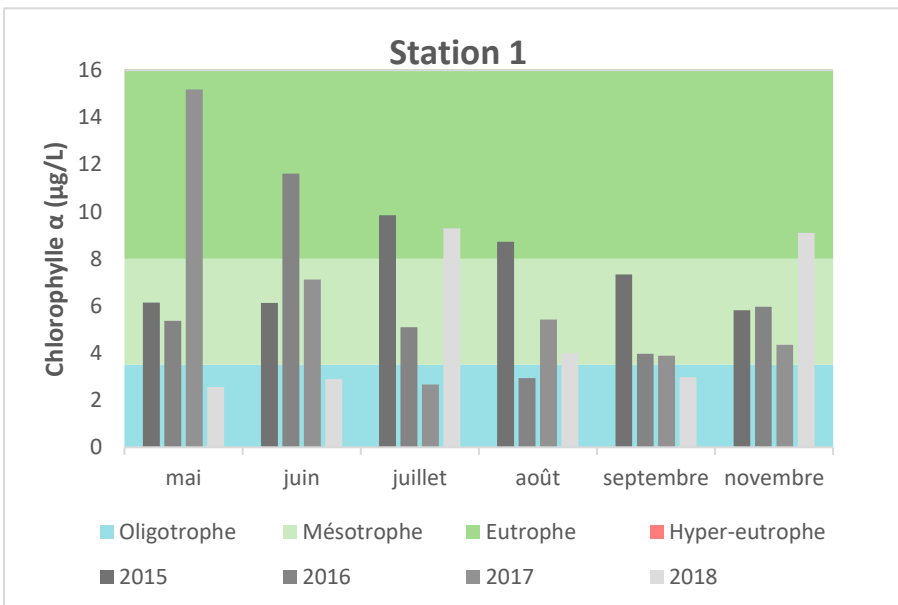
Température

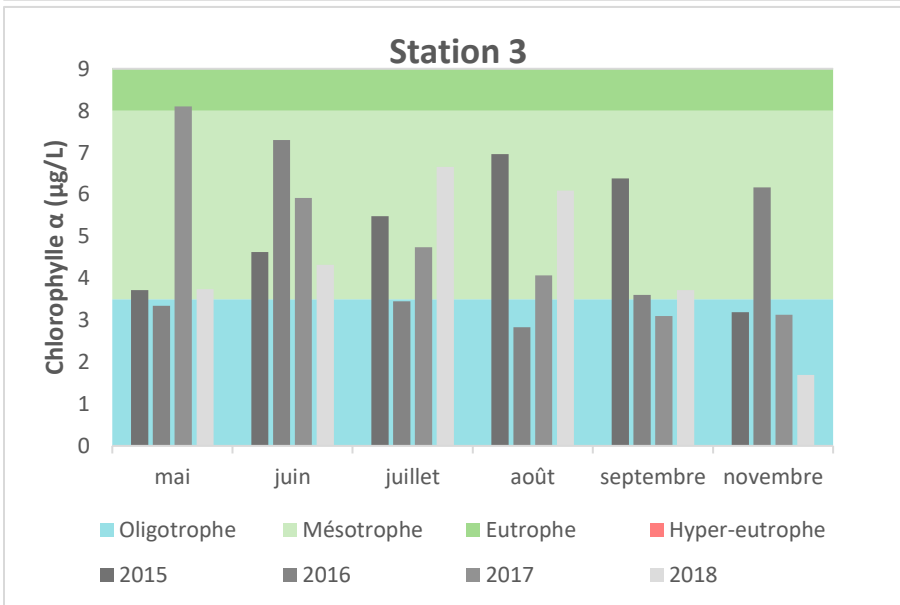
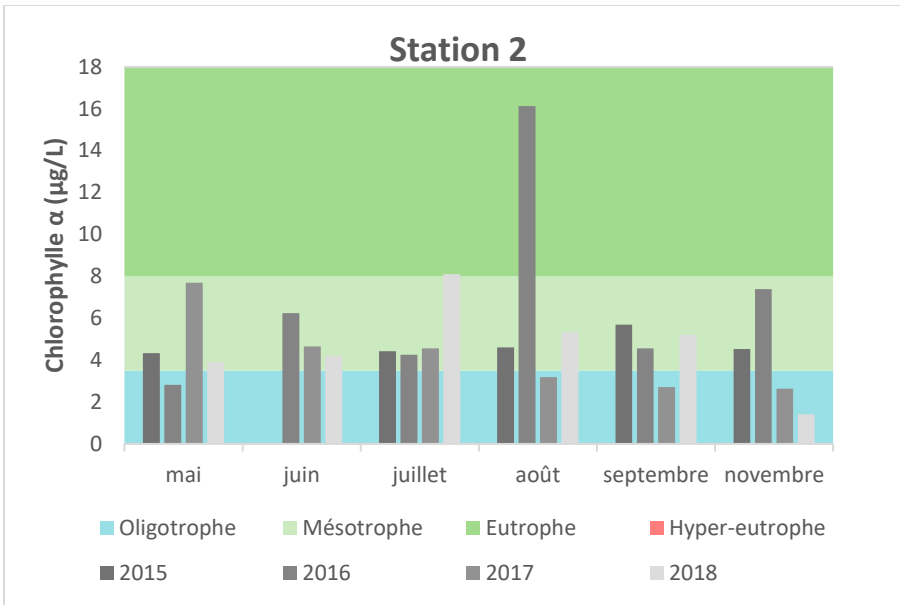


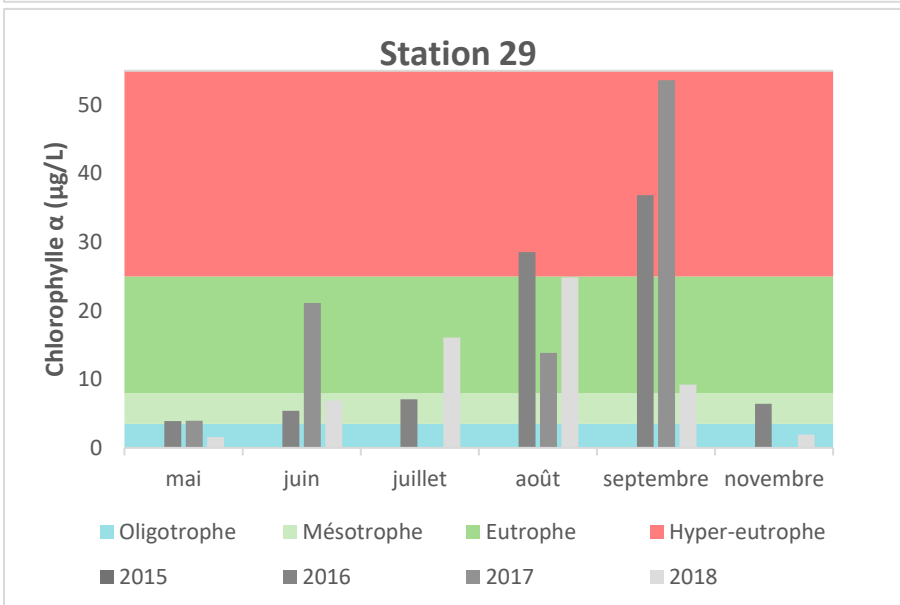
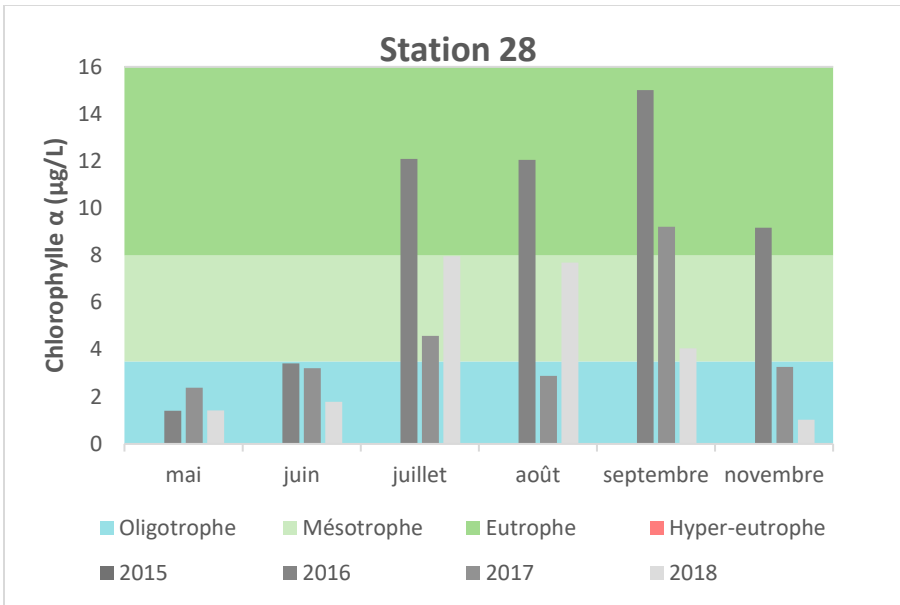




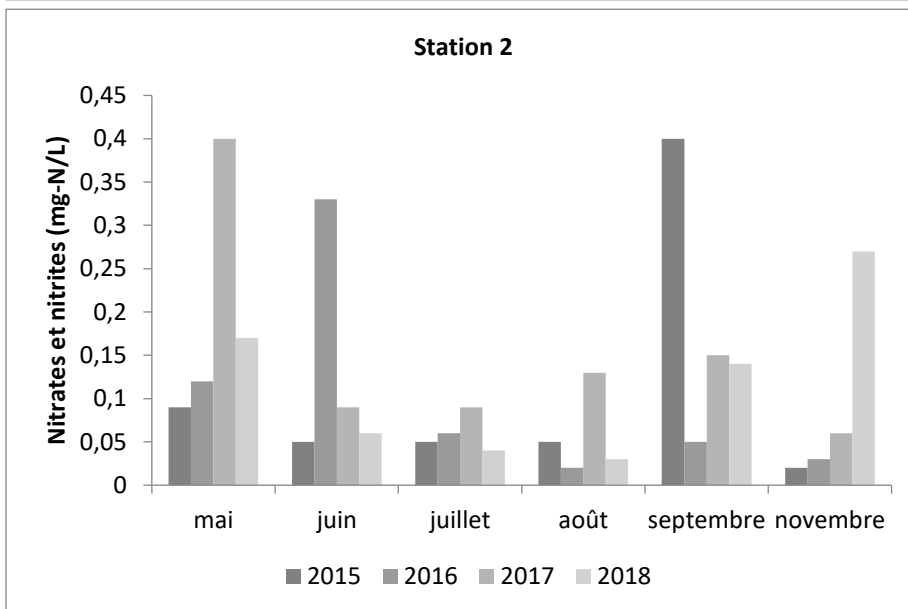
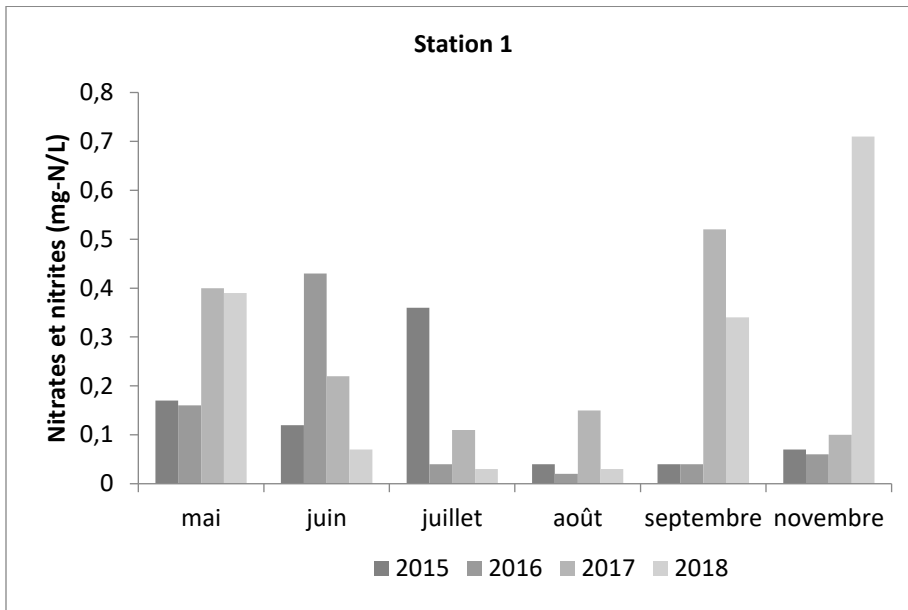
Chlorophylle α

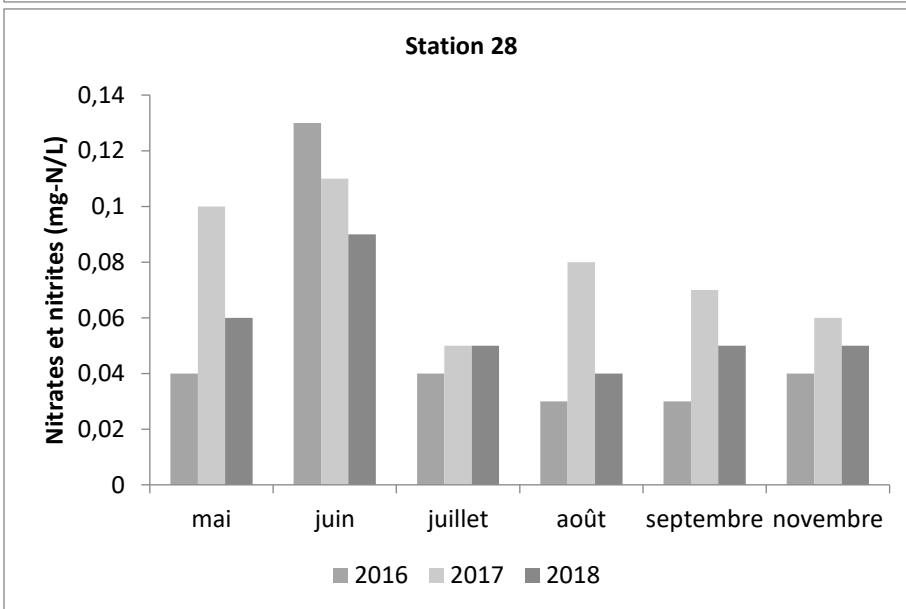
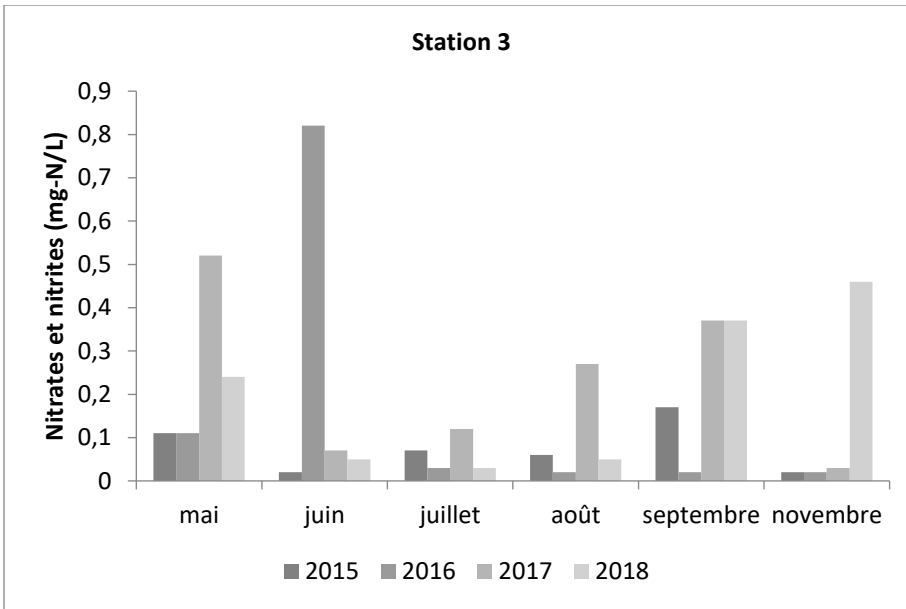


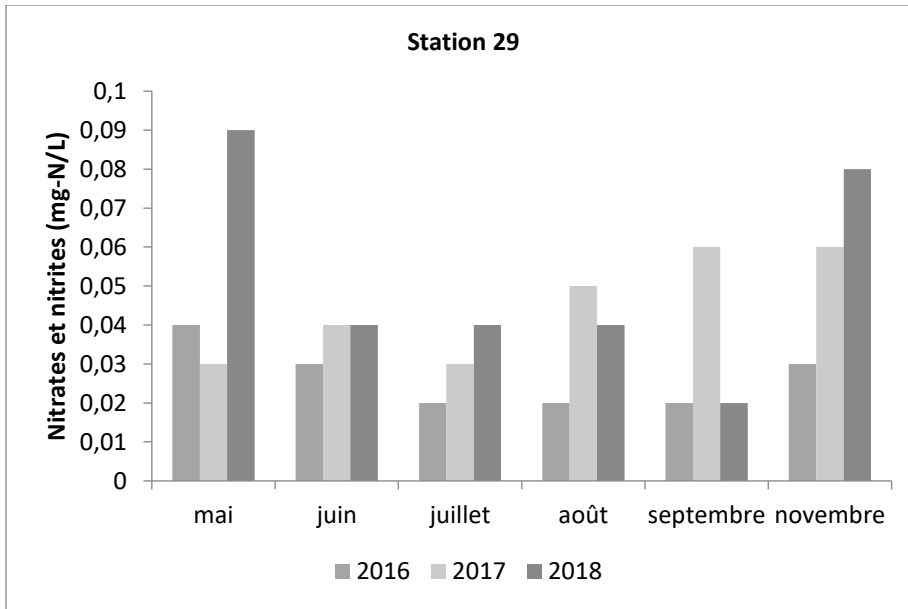




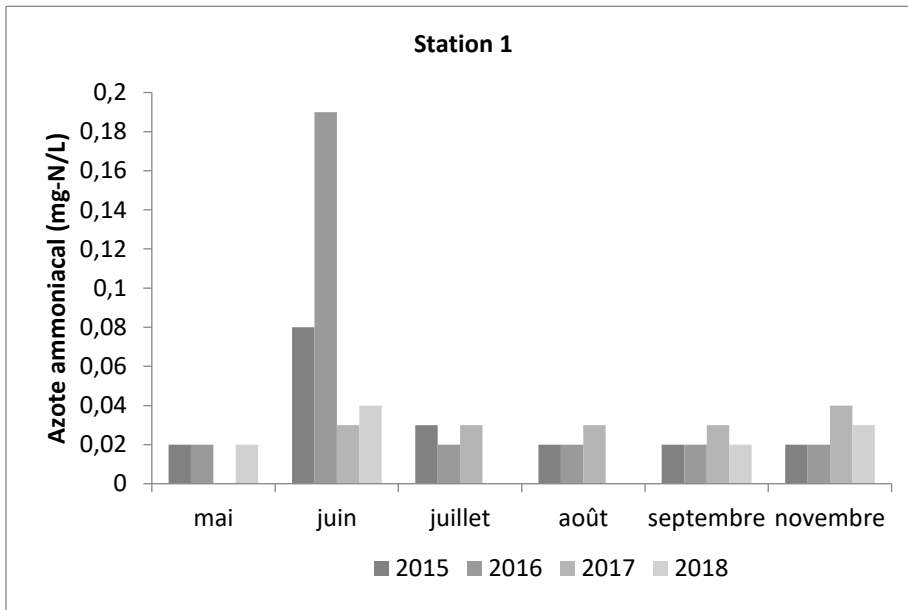
Nitrites et nitrates

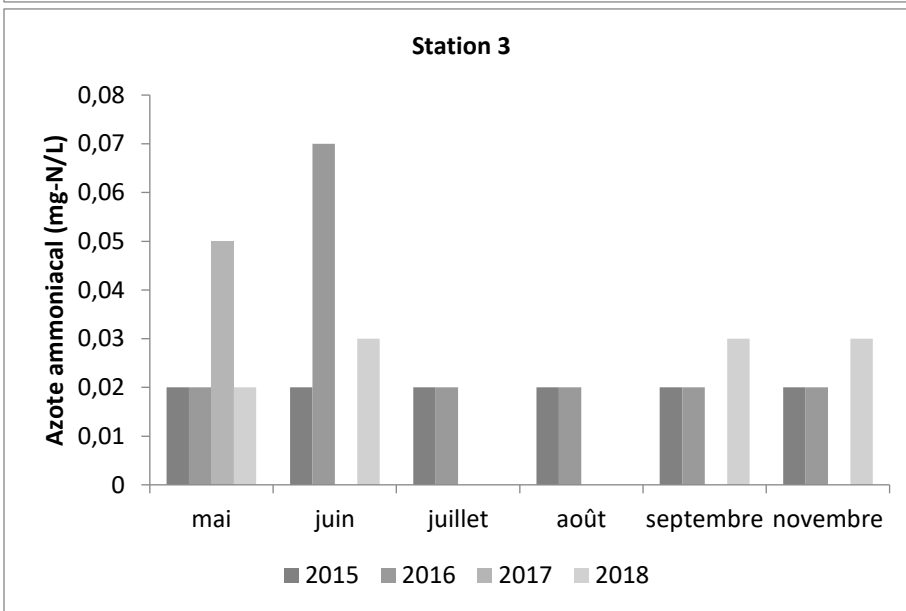
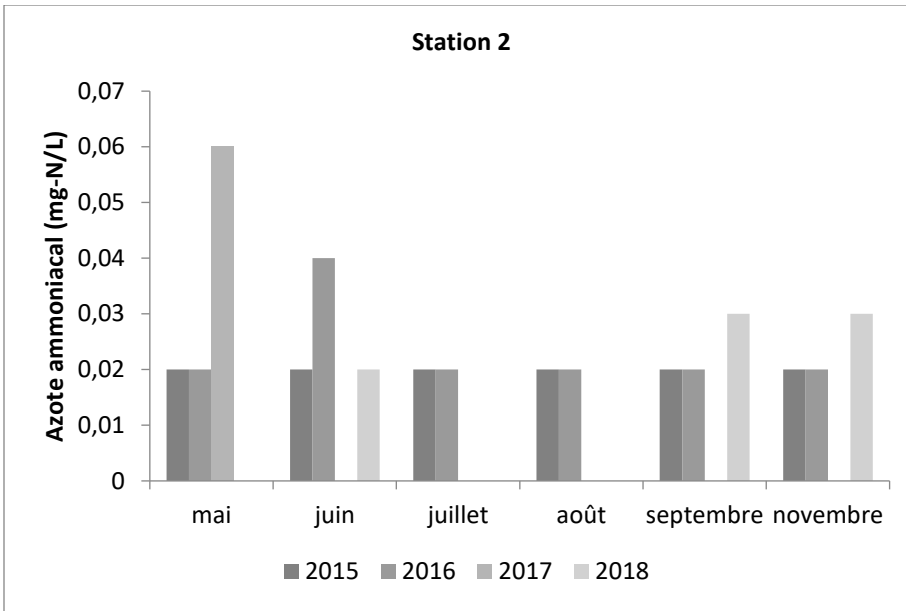


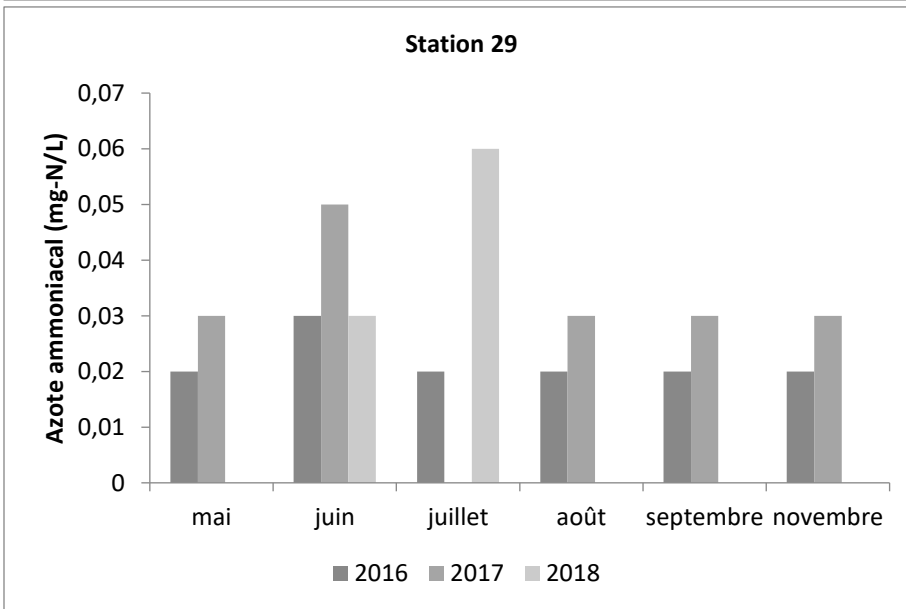
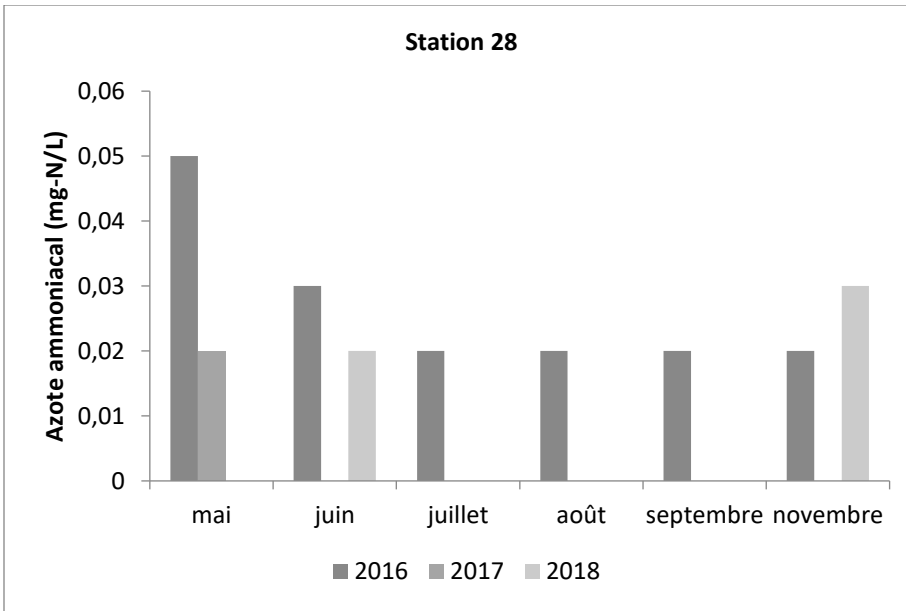




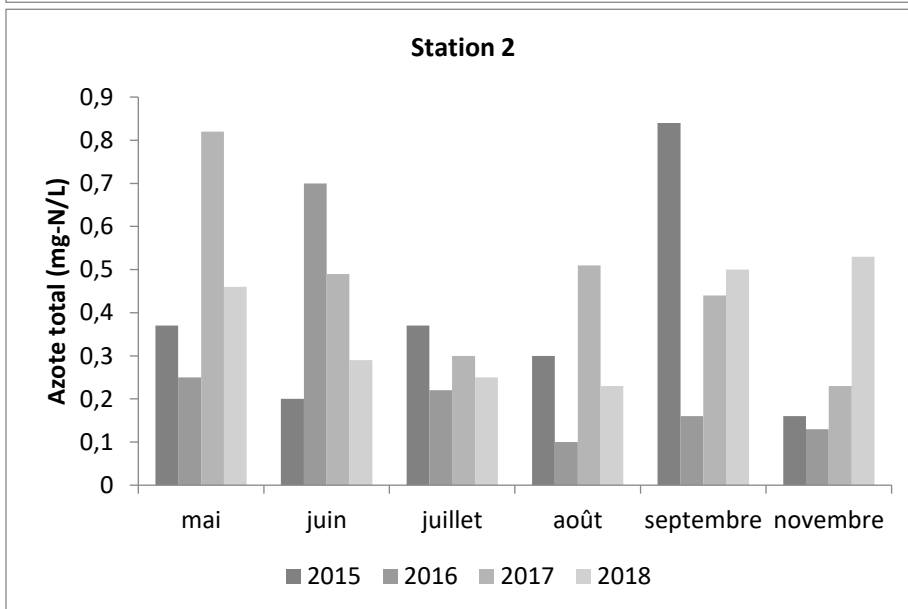
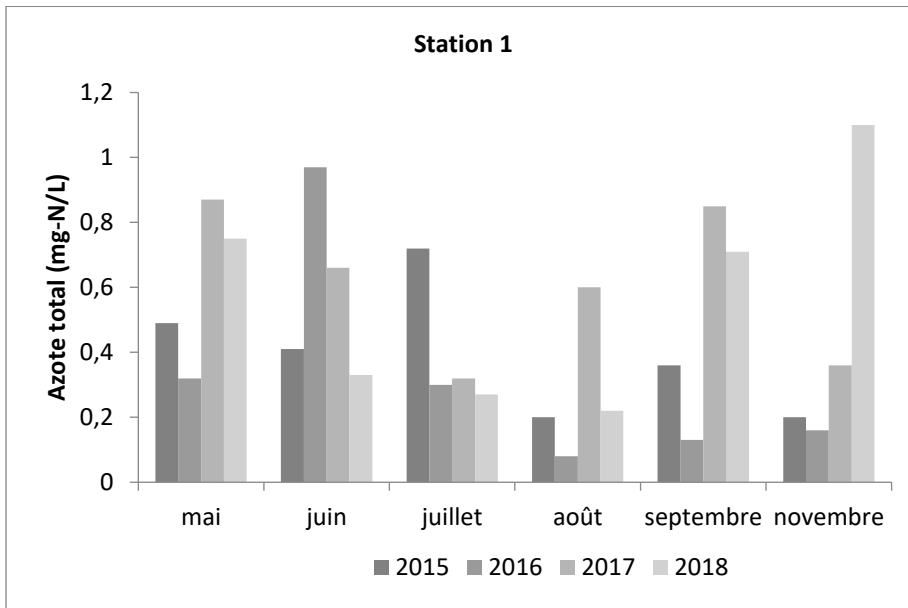
Azote ammoniacal

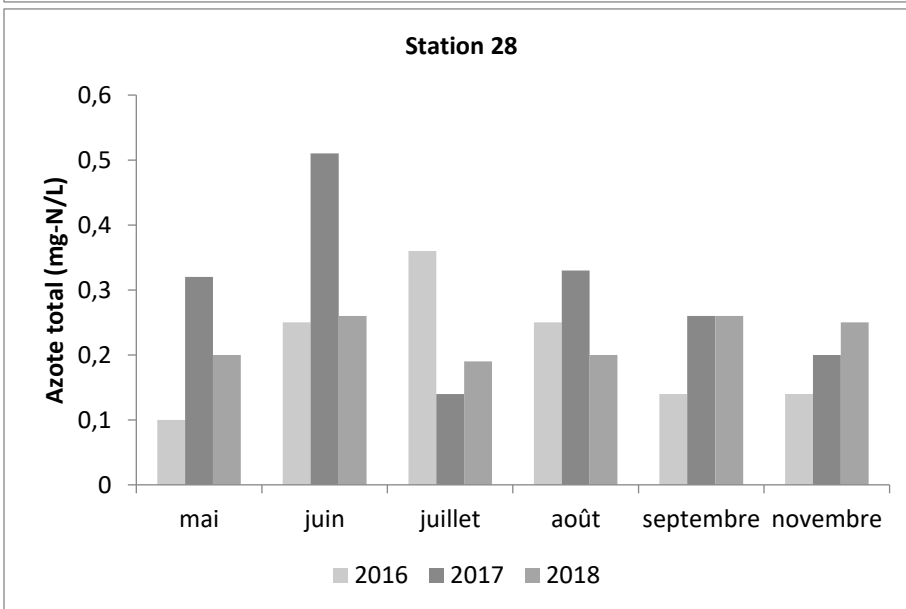
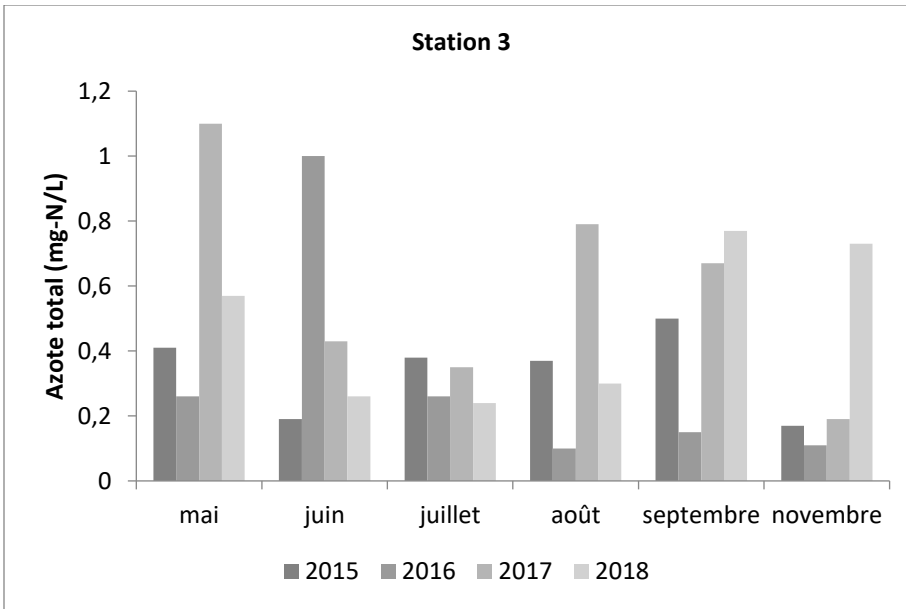


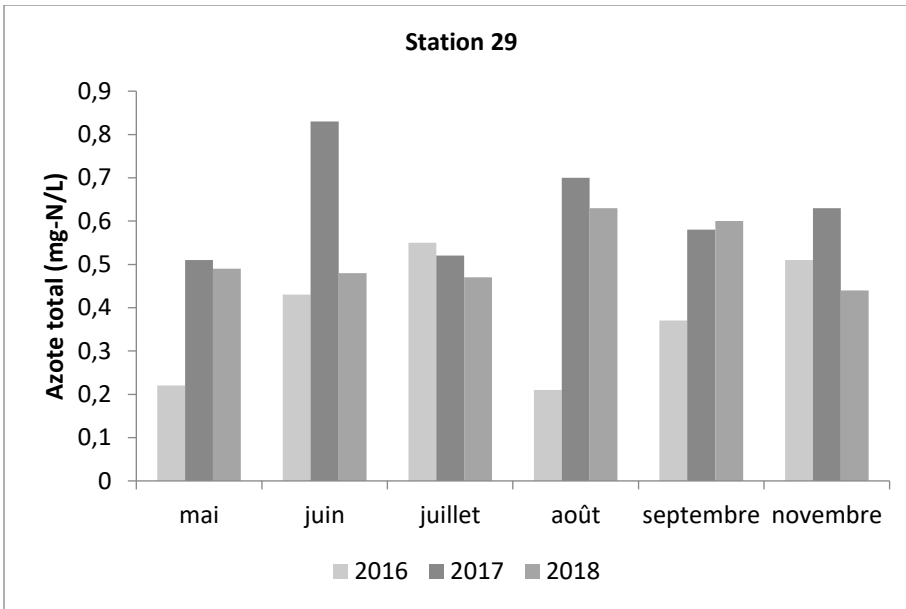




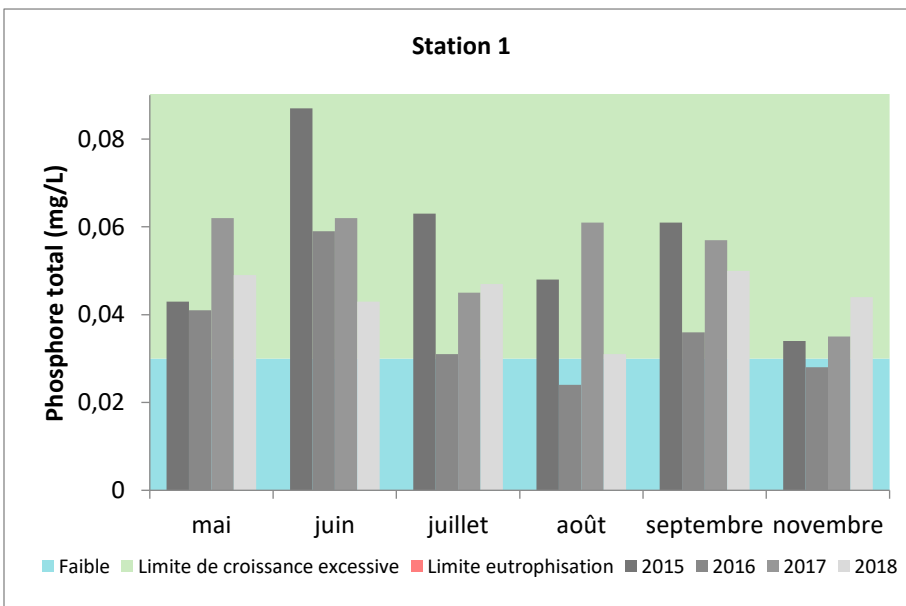
Azote total

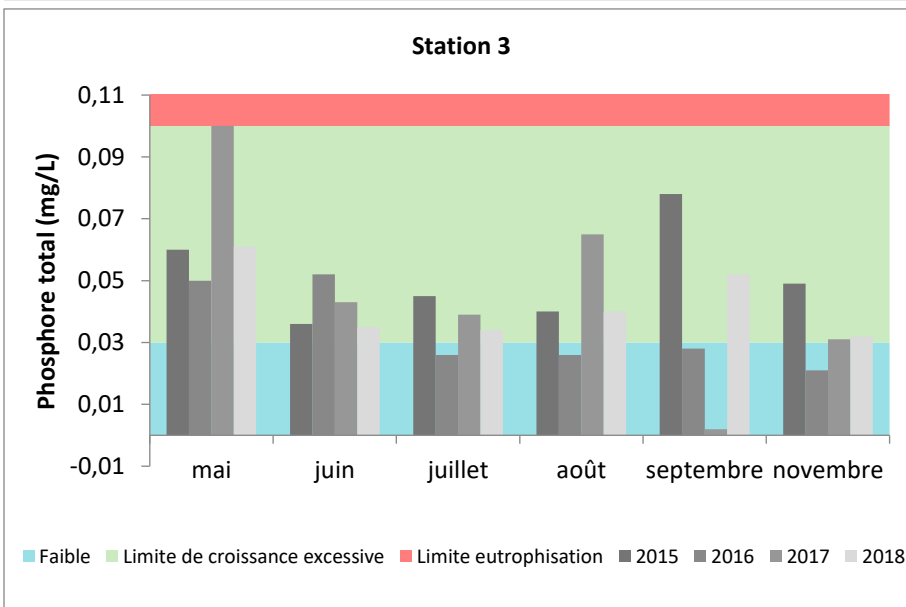
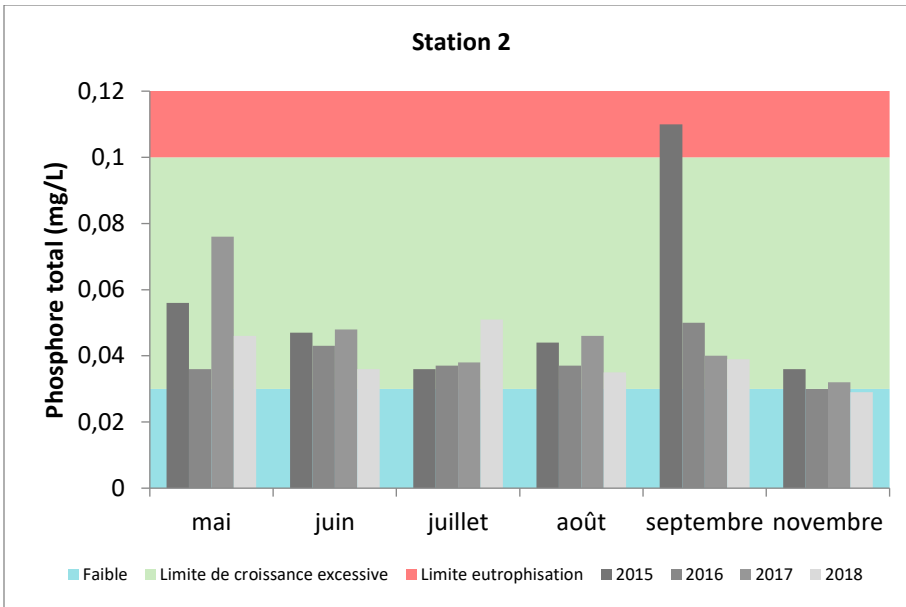


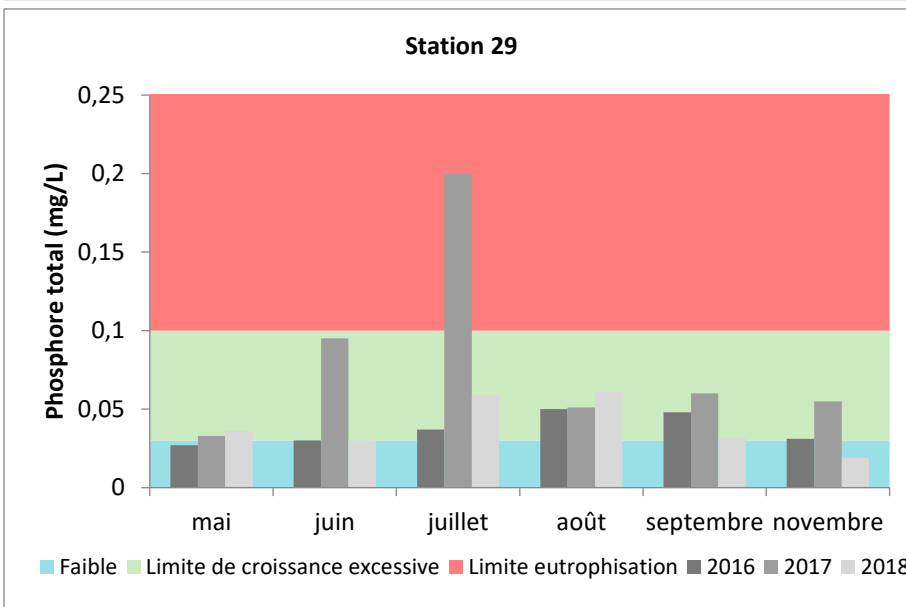
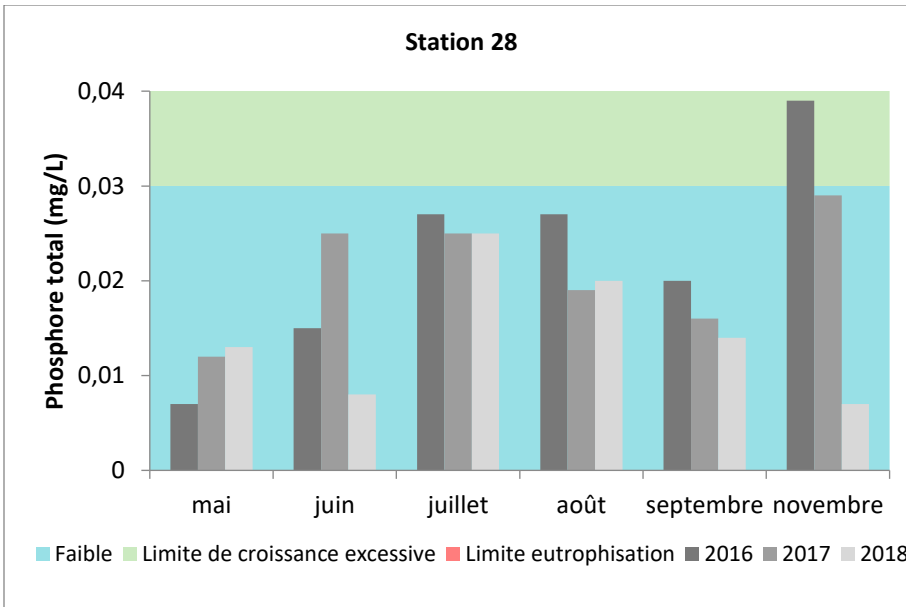




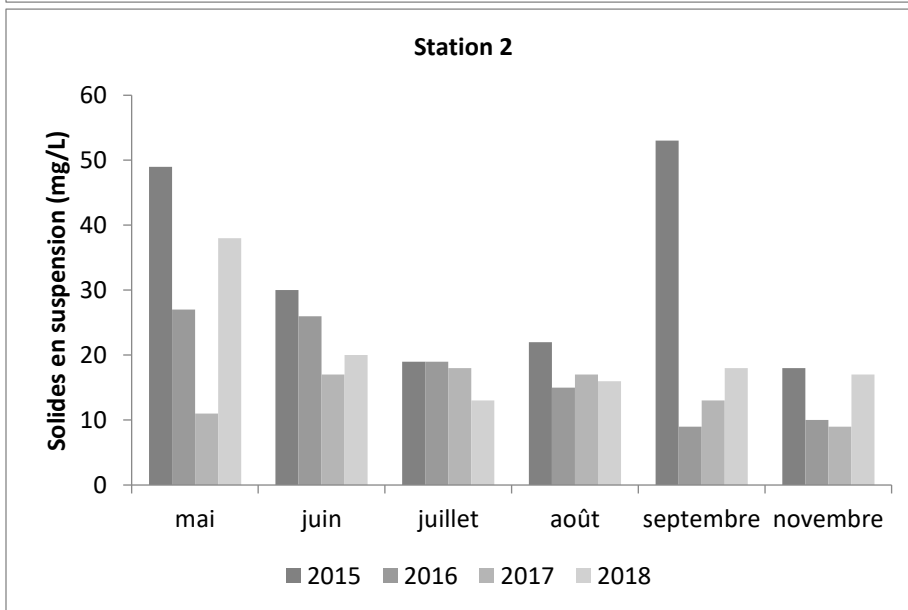
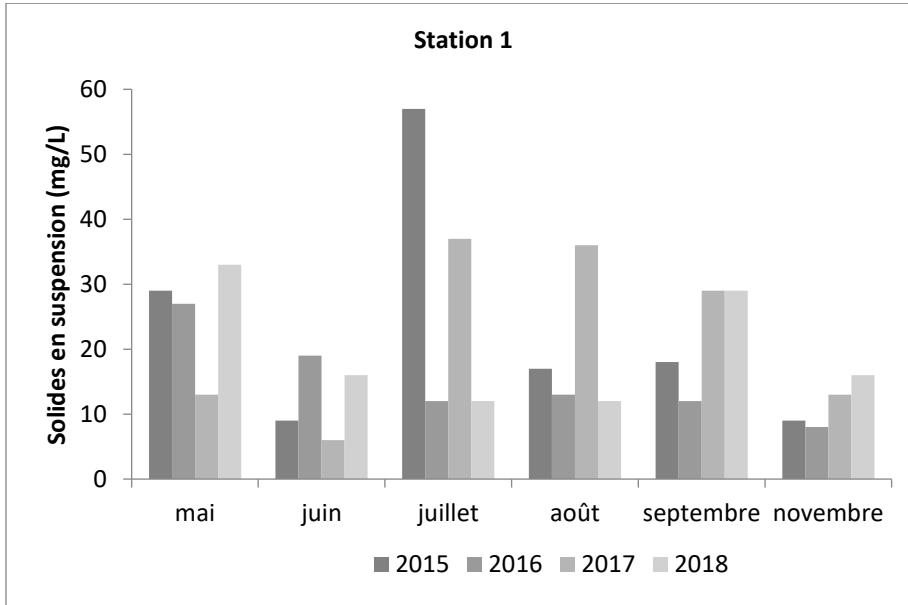
Phosphore total

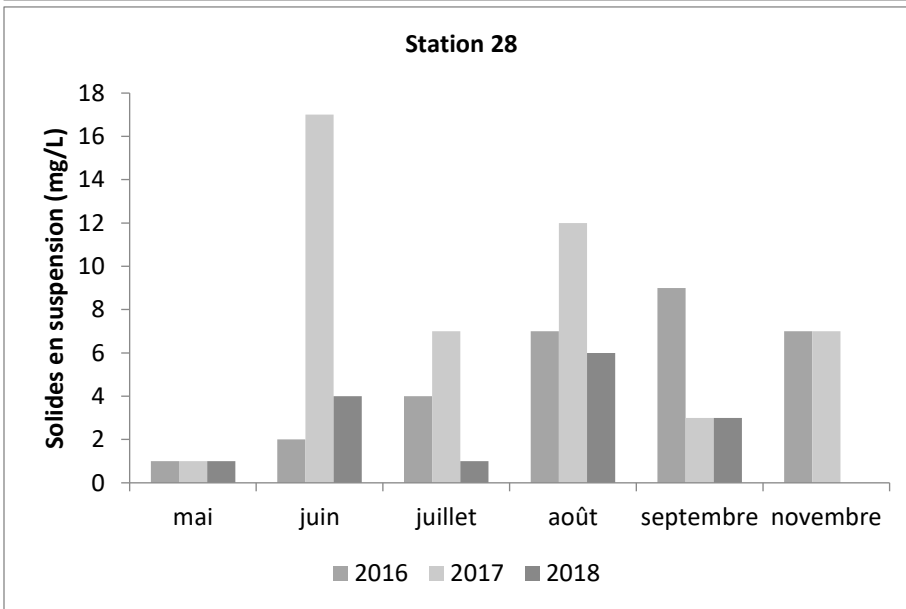
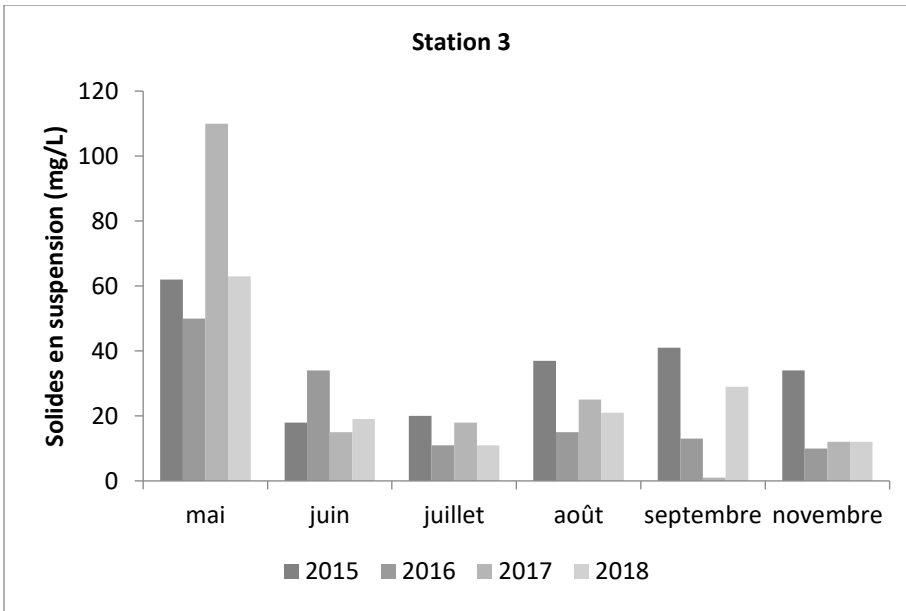


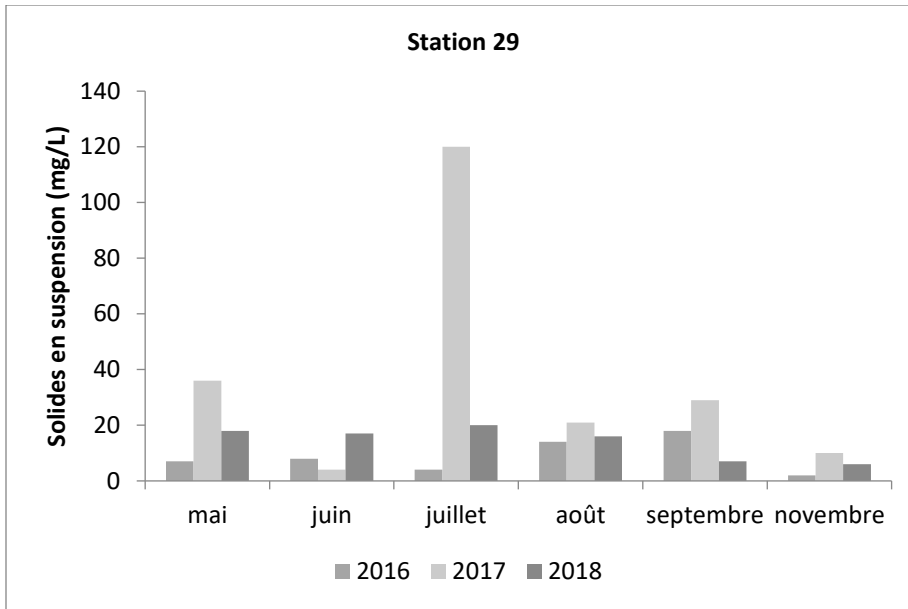




Solides en suspension







Coliformes thermotolérants

