



MASTER SML

SCIENCES DE LA MER ET DU LITTORAL
MENTION
**EXPERTISE ET GESTION DE
L'ENVIRONNEMENT LITTORAL**

Antoine Le Doeuff

Étude globale de l'étang lagunaire du Curnic en vue de renforcer ses capacités épuratoire et d'accueil de la biodiversité remarquable

Investigation du fonctionnement d'un système lagunaire tempéré eutrophisé et premières perspectives de gestion

Mémoire de stage de Master 1

Année Universitaire **2021-2022**

Structure d'accueil : **mairie de Guissény**

Tuteur universitaire : **Serge Suanez**

Maître de stage : **Nicolas Loncle**



AVERTISSEMENT

Ce document a été généré automatiquement depuis le [site](#) dédié au présent rapport de stage.
La mise en page est donc susceptible de présenter des défauts. Notez que les figures interactives n'ont pu être rendues dans ce pdf.

REMERCIEMENTS

En premier lieu, je tiens à remercier Marie Chevalier et Nicolas Loncle pour leur gentillesse, leur disponibilité et leur écoute tout au long de ces cinq mois de stage.

Je remercie l'ensemble des agents des différents services de la mairie de Guissény ainsi que le conseil municipal pour leur accueil.

Je suis reconnaissant à Serge Suanez pour son temps consacré à parcourir le marais à mes côtés malgré la versatilité du signal.

La difficulté de la réalisation d'une méthodologie de modélisation aurait été considérablement majorée sans l'aide précieuse de Frédéric Audard que je remercie vivement.

Merci à Alain Crave pour son temps consacré à la relecture de ce rapport.

Enfin, ma reconnaissance va à Renée Gall pour m'avoir généreusement ouvert les portes du camping municipal.

TABLE DES MATIÈRES

Avertissement.....	2
Remerciements	3
1 Introduction	7
1.1 Contexte de l'étude	7
2 Présentation du site.....	9
2.1 Géographie physique.....	9
2.1.1 Géologie, lithologie et contexte structural	9
2.1.2 Géomorphologie	11
2.1.3 Condition édaphique	12
2.1.4 Climatologie	12
2.1.5 Hydrologie.....	14
2.2 Écologie	20
2.2.1 Habitats	21
2.2.2 Espèces	21
2.3 Géographie humaine	21
2.3.1 Une brève histoire du marais du Curnic	21
2.3.2 Les cadres réglementaires	22
2.3.3 Un territoire à tradition maraîchère	23
2.4 L'étang du Curnic.....	25
2.4.1 Assises théoriques	25
2.4.2 Études antérieures en lien avec l'étang du Curnic	34
2.4.3 Histoire de l'étang du Curnic	35
3 Méthode et outils	37
3.1 Travail bibliographique et état de l'art des connaissances sur l'étang du Curnic	37
3.2 Les protocoles d'acquisition de données	37
3.2.1 Contexte climatique.....	39
3.2.2 Propriété physico-chimique de l'eau	39
3.2.3 Hydrodynamique	43
3.2.4 Contexte physique de l'étang	43
3.2.5 Contexte physique du marais	44
3.2.6 Diagnostic piscicole	44
3.3 Traitement des données.....	44
4 Résultats.....	46
4.1 Les paramètres physico-chimique	46

4.1.1	L'azote.....	46
4.1.2	Phosphore	55
4.1.3	Paramètres physiques de l'eau	59
4.2	Hydrologie et hydrodynamique.....	70
4.2.1	Les variations du niveau d'eau	70
4.2.2	Bilan hydrologique	73
4.2.3	Temps de résidence.....	75
4.2.4	Les débits entrants : l'eau douce	76
4.2.5	Les débits entrants : l'eau de mer	78
4.3	Bilan et flux des nutriments	79
4.3.1	Flux, bilan et abattement de l'azote.....	80
4.3.2	Flux, bilan et abattement du phosphore	82
4.4	Contexte physique de l'étang.....	83
4.4.1	La bathymétrie	83
4.4.2	Topographie des sédiments.....	85
4.4.3	Sédimentologie	86
4.5	Contexte physique du marais	87
4.5.1	Topographie.....	87
4.6	Écologie	87
4.6.1	Diagnostic piscicole	87
5	Discussion.....	90
5.1	Synthèse du fonctionnement de l'étang du Curnic	90
5.1.1	Fonctionnement physique l'étang du Curnic	90
5.1.2	Un abattement important de l'azote non sans conséquence pour les milieux ...	91
5.1.3	La biodiversité	93
5.2	Vers une gestion active de l'eutrophisation ?	93
5.2.1	Le modèle <i>Kervigen</i>	93
5.2.2	Ouverture permanente des clapets	96
5.2.3	Maintien du système	97
6	Limites et perspectives.....	98
6.1	Limites	98
6.2	Perspectives	98
7	Conclusion	100
	Références.....	101
8	Calcul de l'évapotranspiration et de l'évaporation.....	106

9	Modélisation des signaux à la sonde autonome	110
9.1	Méthode.....	110
9.1.1	Les variables explicatives	110
9.1.2	Moyenne mobile	110
9.1.3	<i>Detrend</i>	111
9.1.4	Différenciation du signal.....	112
9.1.5	Modèle Linéaire Généralisé (GLM)	112
9.2	Résultats.....	113
9.2.1	Hauteur d'eau.....	113
9.2.2	Conductivité	115
9.2.3	Température.....	116
9.2.4	Conclusion.....	117
9.2.5	Pistes d'amélioration	117
10	Tableaux des statistiques descriptives élémentaires	118
10.1	Azote.....	118
10.1.1	Azote global.....	118
10.1.2	Azote kjeldahl	118
10.1.3	Nitrate	118
10.2.1	Phosphore total	119
10.2.2	Orthophosphate.....	119
10.3	Paramètres physiques	119
10.3.1	Température.....	119
10.3.2	Température à la sonde autonome	119
10.3.3	Conductivité sonde multiparamètre	120
10.3.4	Conductivité sonde autonome	120
10.4	Hydrologie	120
10.4.1	Hauteur d'eau	120
10.4.2	Débits	120
10.5	Contexte physique de l'étang.....	120
10.5.1	Bathymétrie de l'étang	120
10.5.2	Bathymétrie du canal de l'Alanan	121
10.5.3	Topographie du sédiment	121
10.5.4	Topographie du sédiment dans le canal de l'Alanan	121

1 INTRODUCTION

Dans un contexte européen de recherche du “bon état” des masses d’eau, les systèmes naturels à forte capacité épuratoire, dont la “zone humide” constitue l’allégorie, sont mis en avant par les politiques visant la réduction des apports azotés à la côte. Ainsi, les lagunes et autres écosystèmes d’interfaces terre-mer font l’objet d’un intérêt nouveau ; revirement paradigmique dans la mesure où, jusqu’au 20^e siècle, ces espaces étaient considérés comme insalubres et nuisibles quand ils sont aujourd’hui l’objet, outre d’un intérêt écologique, d’un intérêt sanitaire.

Cette attention nouvelle portée aux zones humides est à mettre en relation avec l’accroissement des connaissances concernant les processus écologiques de ces systèmes ainsi qu’à l’émergence puis la popularisation, à partir des années 70, du concept de « *service écosystémique* ». Ainsi, des milieux naturels qui n’avaient d’attrait que pour les naturalistes et les scientifiques ont fini par gagner une attention particulière de la part des politiques environnementales, y voyant des outils nouveaux et prêts à l’emploi.

En Bretagne, où les marées vertes font débat depuis plus de quarante ans, ces écosystèmes ont rapidement fait l’objet de mesures de gestion dans l’objectif de maximiser leur efficacité épuratoire naturelle. Sur le littoral, la référence dans ce domaine est le marais de Kervigen — en baie de Douarnenez — où un cours d’eau a été dérivé dans la roselière adjacente afin d’accentuer l’abattement d’azote (Piriou *et al.*, 1999). Dans la même étude que celle consacrée au marais de Kervigen, le marais du Curnic a été identifié comme un site à fort pouvoir épurateur. L’ensemble des études effectuées depuis semblent confirmer cette première analyse.

Cette épuration est cependant souvent corrélée avec un syndrome caractéristique des milieux subissant une pression azotée importante ou un dérèglement trophique : leutrophisation. Ce syndrome, régulièrement observé dans les milieux côtiers bretons et responsables des échouages d’ulves a pour aboutissement une perte drastique de la biodiversité associée à une recomposition spécifique du système touché.

Dans ce cadre, les gestionnaires d’espace naturel côtiers bretons sont régulièrement amenés à faire face à ce phénomène. Les outils de gestion restent cependant limités attendu que le remède le plus efficace dans le traitement de ce syndrome est la diminution des apports en nutriments sur les terres du bassin versant, soit, en dehors du champ d’action desdits gestionnaires.

L’étang du Curnic ne fait pas exception, à l’exutoire d’un bassin versant à forte emprise agricole, il enregistre des blooms phytoplanctoniques — symptôme d’un trouble dystrophique — entre le printemps et l’automne.

Dans ce contexte, la thématique centrale du stage est d’adresser la problématique de leutrophisation dans le système lagunaire de l’étang du Curnic en proposant des modalités de gestion appropriées fondées sur une compréhension accrue de son fonctionnement global.

1.1 Contexte de l’étude

Le présent rapport s’inscrit dans le cadre d’un projet intitulé « *étude globale de l’étang lagunaire du Curnic en vue de renforcer ses capacités épuratoire et d'accueil de la biodiversité remarquable* » porté par la mairie de Guissény dans le cadre d’un appel à initiative lancé en

2020 par l'agence de l'eau Loire-Bretagne. L'objectif général présenté dans la note d'intention répondant à cet appel consiste dans « *l'établissement d'un programme d'action pour améliorer la qualité des eaux circulant dans l'étang et dans la favorisation de la biodiversité associée à l'étang* ». Les objectifs spécifiques sont détaillés ci-dessous :

- Mieux comprendre et quantifier le phénomène épuratoire (dénitrification) dans l'étang et les roselières
- Évaluer la faisabilité et l'intérêt d'augmenter cette épuration grâce notamment à une circulation de l'eau au travers d'anciens bassins piscicoles au sein des roselières
- Préciser et chiffrer les aménagements et les modes de gestion favorables aux espèces patrimoniales
- Évaluer les convergences ou divergences entre les différents enjeux et définir des scénarios d'aménagement.

Ce projet est en lien avec les politiques présentes sur le site telles que la politique Natura 2000 concernant prioritairement la biodiversité remarquable et la directive cadre « *stratégie pour le milieu marin* » (DCSMM) visant le bon état écologique et à la préservation des écosystèmes marins. Ainsi, ce projet peut être associé aux objectifs suivants du DOCOB de 2002 :

Objectifs généraux :

- I - Maintenir ou améliorer les surfaces et l'état de conservation des habitats naturels d'intérêt communautaire ainsi que des habitats d'espèces.
- III - Améliorer et gérer le fonctionnement de l'hydrosystème

Objectifs opérationnels :

- B. Vers le maintien des habitats d'espèces d'intérêt communautaire
 - B4 - Maintenir les habitats fonctionnels du Phragmite aquatique
 - B5 - Restaurer les habitats fonctionnels de la Loutre d'Europe pour favoriser son retour
- F. Vers des actions à l'échelle des bassins versants
 - F1 - Restaurer la qualité des eaux douces pénétrant dans l'estran pour enrayer la prolifération des ulves.
 - F2 - Maintenir les zones humides et gérer l'hydrosystème du marais du Curnic
 - F3 - Maintenir la digue du Curnic en bon état

Dans ce cadre, l'objectif du stage se fond dans celui du projet : une compréhension accrue du système lagunaire du Curnic pour une gestion appropriée de la problématique d'eutrophisation.

2 PRÉSENTATION DU SITE

La commune de Guissény (*Gwiseni*) se situe dans le nord Finistère au cœur du pays pagan, sous-pays du léon (fig. 2.1)¹. Elle s'étend sur une superficie de 25 km² pour une population de 1 991 ha en 2019 (INSEE, 2022). Il s'agit d'une commune littorale et rurale.

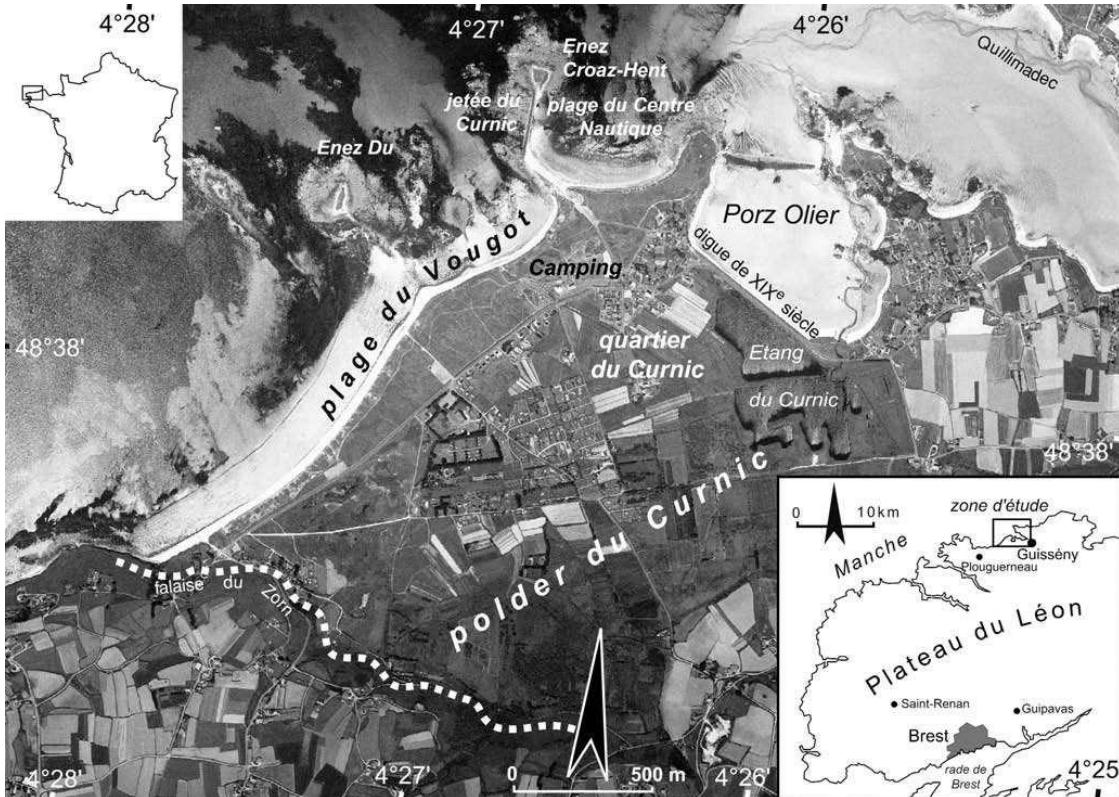


Figure 2.1: Localisation du site d'étude. Suanez et al., 2007

2.1 Géographie physique

2.1.1 Géologie, lithologie et contexte structural

Guissény se situe sur le domaine varisque du pays du léon. L'histoire de ce domaine peut être rapprochée de celle de ses homologues sud-armoricain : un bloc allochtone, correspondant dans notre cas au Léon, serait rentré en contact il y a environ 345 millions d'années (limite Dévonien-Carbonifère), avec l'Armorique le long d'une faille. Retenons que cette juxtaposition a donné lieu à un métamorphisme intense, atteignant l'anatexie² dans certaines zones (SIGES Bretagne, 2022).

¹ Sauf mention contraire, l'ensemble des figures présentées ont été réalisée pour les besoins du rapport.

² L'**anatexie** (terme inventé en 1907 par le pétrologue finlandais Jakob Sederholm, du grec ἀνατήξις, anatēksis, « fusion ») est la fusion partielle des roches dans la croûte terrestre. (wikipedia, cons. 12/04/2022 10:20)

Extrait de la carte géologique de Plouguerneau au 1/50000

Réalisation : Antoine Le Doeuff, Mairie de Guissény – IUEM (2022)
Source : Marcoux et al., 2004 (BRGM)

0 1 km
1 : 25 000

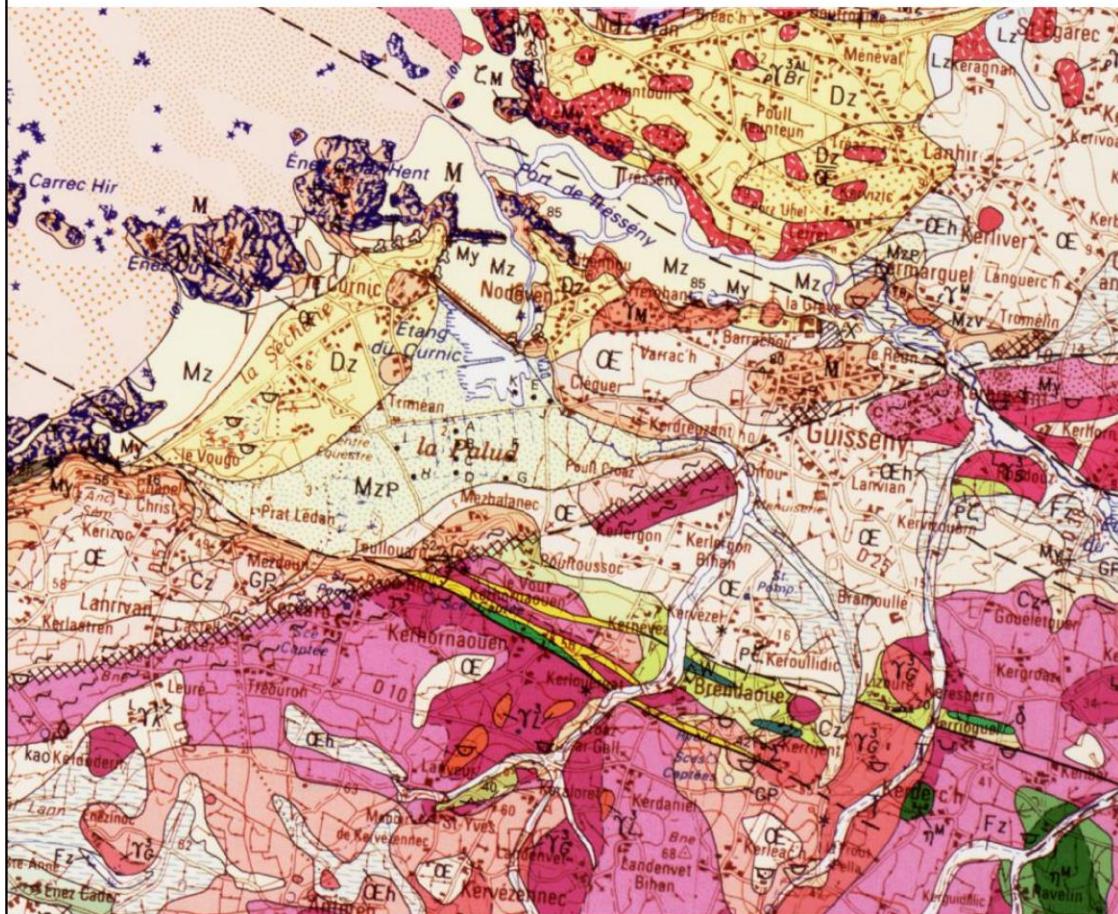


Figure 2.2: Extrait de la carte géologique de Plouguerneau au 1/50000

Les granites appartiennent à la ceinture des granites médio-armoricains ou à la ceinture septentrionale des granites rouges, on les trouve principalement aux alentours de Kerhornaouen ; ces roches possèdent des teintes rosées sur la carte géologique (fig. 2.2). Les migmatiques de Plouguerneau, noté M sur la carte, sont bien visibles à l'exutoire de l'étang. On notera la présence d'imposants filons de quartz (d'une puissance de 12 m à Toulouarn) le long de la faille orientée ONO-ESE qui a contrôlé la mise en place du secteur ouest de la falaise, aujourd'hui soustrait à l'érosion marine. Les formations superficielles, très étendues sur la commune, sont principalement des altérites, des colluvions et des dépôts sédimentaires quaternaire à l'image du cordon dunaire de la sécherie ou des heads qui recouvrent la falaise morte ; ces derniers sont observables quand la falaise devient vive au contact de la plage du Vougot.

Le contexte structural est caractérisé par une grande famille d'accidents sub Est-Ouest, correspondant à l'accident de Porspoder-Plouguerneau, recoupée ou recoupant des failles transverses et obliques (Faillat, 1998). Outre leur rôle dans la constitution des aquifères, ces failles ont une influence sur la genèse des morphologies. Ainsi, la baie de Tressény puis le cours aval du Quillmadec suivent une faille orientée NNO-SSE.

2.1.2 Géomorphologie

À l'instar d'une majeure partie du littoral du Nord-Ouest de la Bretagne, le littoral du pays pagan est caractérisé par la succession, de la terre vers la mer, d'un plateau s'élevant à une hauteur comprise entre 50 et 60 mètres, d'un talus subaérien – correspondant à une falaise morte – au pied duquel s'étend une plateforme à écueil. À proximité du talus, celle-ci est souvent recouverte par des dépôts quaternaires formant une basse plaine côtière d'où émergent les écueils déconnectés des processus marins. Au-delà de la ligne de rivage, la plateforme à écueil, parsemée de tombolos et de queues de comètes, réapparaît et se poursuit jusqu'à un talus subaquatique sensiblement parallèle au talus subaérien dont la rupture de pente sommitale se situe à des isobathes comprises entre -5 et -10 mètres. À Guissény, la distance qui sépare les deux talus est d'environ 7 km (profil C fig. 2.3) (Battistini & Martin, 1956).

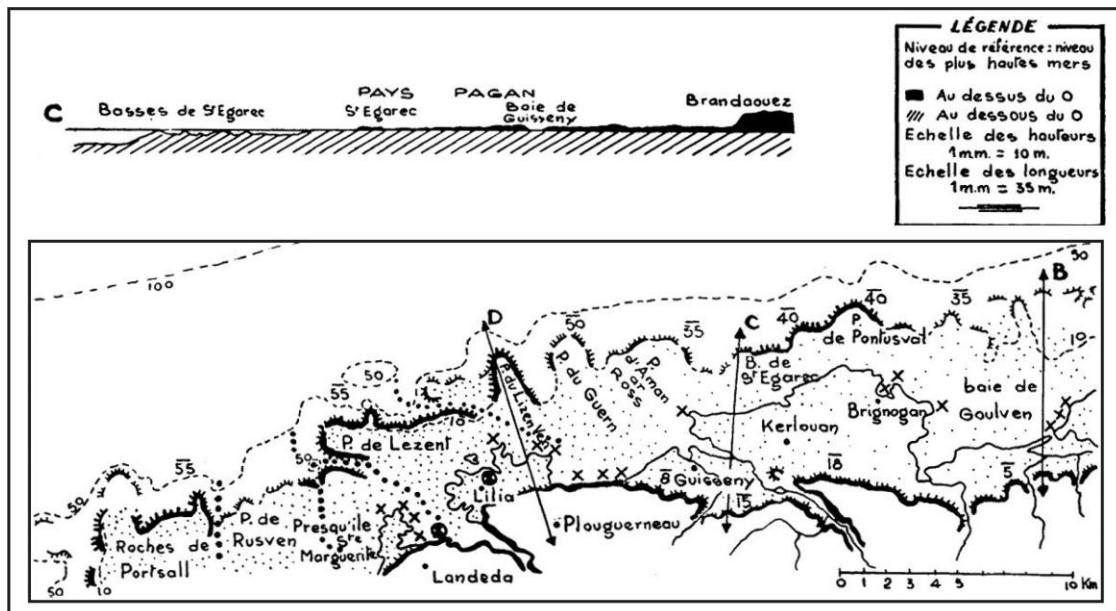


Figure 2.3: La plateforme à accueil du pays du Léon. D'après Battistini et Martin, 1956.

L'intense dynamique de poldérisation ayant eu lieu sur le littoral français au XIX^e siècle, dont l'objectif était de gagner des terres cultivables, a également touché Guissény. Ainsi, jusqu'au début du XIX^e s., le marais du Curnic était une baie sableuse nommée *Tresanaoues* (fig. 2.4). Au total, trois digues ont été construites successivement dont il ne demeure aujourd'hui que la digue du Curnic longeant l'étang du même nom ; les vestiges de la digue qui reliait la pointe du Curnic (*Beig ar Skeiz*) au Dibennou sont toujours observables dans la baie de Porz Olier.

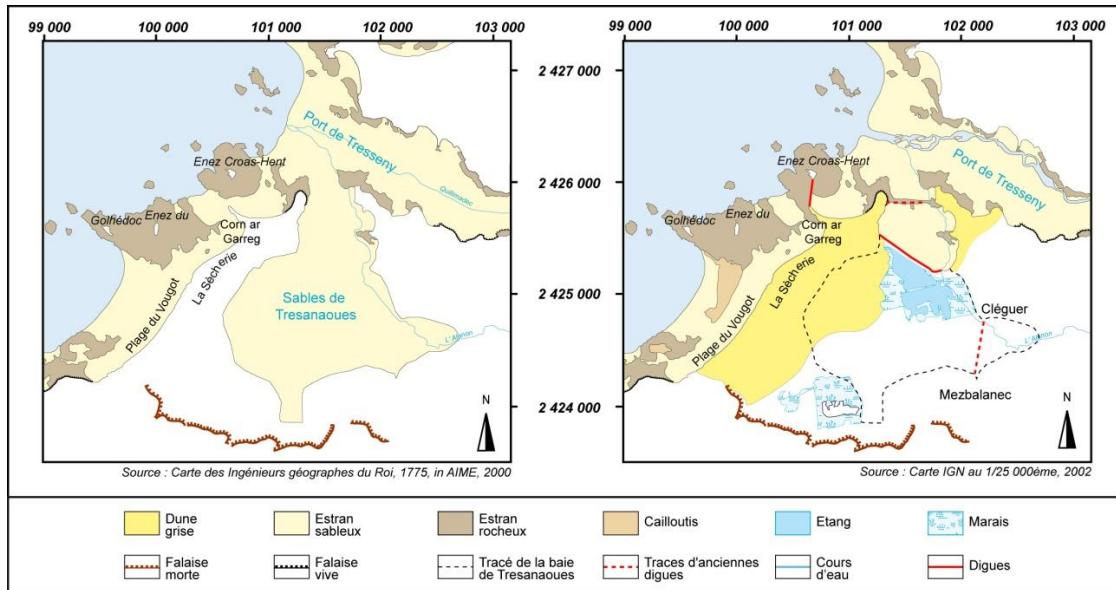


Figure 2.4: Poldérisation de l'anse de Tresanaoues. Le Berre et al., 2012

2.1.3 Condition édaphique

Le référentiel régional pédologique (RRP) identifie deux grands pédopaysages³ sur la commune. La plaine côtière est composée à 75 % de thallassosol (UCS 104) correspondant à des « *sols poldérisés hydromorphes de marais et sols de sable cultivés littoral* ». Deux sous-types de sols sont reconnus : un « *sol profond hydromorphe carbonaté dès la surface d'apports marins ou fluvio-marins* » et un « *sol calcaire sableux hydromorphe dès la surface* ». La falaise morte et le plateau sont composés à 50 % de néoluvisols (UCS 1201) correspondant à des « *sols profonds faiblement argilluviés souvent recalcifiés par des amendements, des plateaux légumiers limoneux ondulés du littoral sur granite* ».

Dans le marais, l'alternance de conditions édaphique basique ou acide offre une mosaïque de biotopes permettant à des espèces végétales basophile et acidophile de se développer dans un même espace.

2.1.4 Climatologie

Le contexte climatique et microclimatique d'un système constitue un forçage majeur pour les processus physiques et écologiques qui le caractérisent.

Le climat d'une zone donnée est défini par :

1. Ses précipitations

³ « Dans le cadre du Référentiel régional pédologique, on ne délimite donc pas des types de sols, mais on identifie des unités appelées pédopaysages regroupant un ou plusieurs types de sol. Ces pédopaysages, également appelés Unités Cartographiques de Sol (UCS), sont les plus petites entités représentables au 1/25 000ème et sont définis comme étant une portion du paysage dans laquelle les facteurs de genèse des sols sont homogènes (morphologie, géologie, climat, et dans certains cas occupation du sol). » ([site](#) du référentiel régional pédologique, cons. 12/07/2022 16:42)

2. Ses températures

Ces deux facteurs interagissent avec le contexte atmosphérique (vent), physique et écologique de la zone étudiée, pouvant produire des rétroactions positives comme négatives. On retiendra notamment le processus d'évapotranspiration, en présence de végétation, ou d'évaporation sur une surface d'eau libre.

L'ensemble des paramètres physiques et écologiques variant dans l'espace et dans le temps, l'acquisition de données précises sur les conditions climatiques d'une zone donnée doit nécessairement se faire sur le lieu même de l'étude.

La mise en place d'une station est cependant coûteuse et son entretien chronophage, il existe donc peu de sites qui disposent de leur propre équipement.

2.1.4.1 Les données climatiques utilisées

Deux sources de données climatologiques ont été utilisées dans cette étude. La première est la station d'épuration de Guissény/Kerlouan (fig. 3.1) construite en 2018 est équipée d'un pluviomètre enregistrant des données à un pas de temps horaire. La deuxième est la base de données météo-france⁴, les stations utilisées sont situées à Brignogan-Plage et à Ploudalmézeau.

Dans la mesure où la série temporelle à la station d'épuration de Guissény/Kerlouan est relativement courte (quatre ans) et que nous ne disposons pas de valeurs de température pour celle-ci, nous utiliserons les données météo-france.

En 2001, Yoni a produit une comparaison entre les données pluviométriques de la station de Brignogan et des mesures *in-situ*. Il ressort que « *si globalement, au cours d'un mois donné, courbe et histogramme ont la même allure, on se rend compte qu'il y a parfois de notables différences ponctuelles (18 au 24 novembre 2000 : précipitations très faibles à Brignogan, assez fortes à Guissény)* » (Yoni, 2001).

2.1.4.2 Précipitations et températures

Dans cette section nous utiliserons, dans un souci de représentativité, les données de la normale climatique (1982-2010) à Brignogan.

Le maximum du cumul mensuel des précipitations est rencontré au mois de décembre avec un total de 133,4 mm, le mois le plus sec étant celui de juin enregistrant 43,1 mm. La moyenne annuelle des précipitations est de 908 mm.

Le mois le plus chaud est août dont la moyenne mensuelle est de 16,9 °C et le plus froid février *ex equo* avec le mois de janvier, tous deux enregistrant 7,9 °C. La moyenne annuelle des températures est de 12 °C et l'amplitude thermique annuelle de 13,6 °C.

⁴ La majeure partie des données météo-france ne sont pas disponibles en accès libre. Le laboratoire LETG (auquel le master EGEL est rattaché) possède un accès à l'ensemble de la base de données.

On peut réunir les données de température et de précipitation pour obtenir un diagramme ombrothermique (fig. 2.5). Sans surprise, son aspect correspond à un climat océanique avec une tendance inverse des précipitations et des températures.

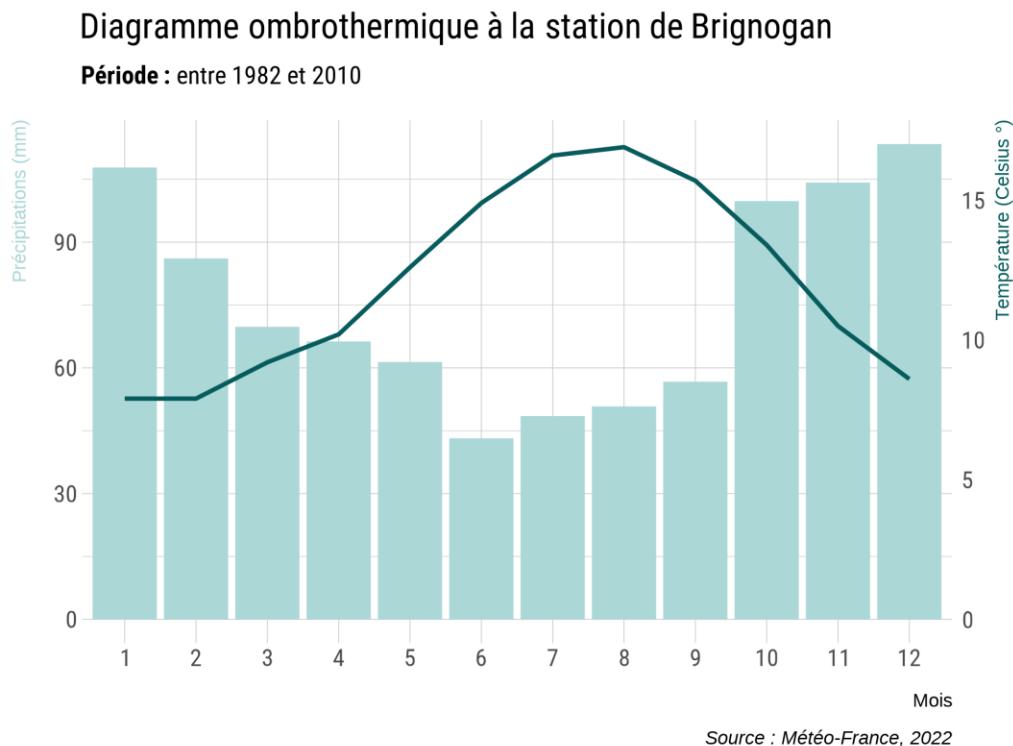


Figure 2.5: Diagramme ombrothermique à la station de Brignogan

Les valeurs de l'évapotranspiration et de l'évaporation nécessaire au calcul des bilans hydriques et hydrologiques ont été calculées par les méthodes de Thornthwaite et de Penman ; la méthodologie et les résultats sont présentés dans l'annexe 8.

Il convient d'ajouter que les zones humides ainsi que les étangs, outre un rôle de régulateur micro-climatique, possèdent un effet "rafraîchissant" à l'échelle locale ; on parle d'îlot de fraîcheur en opposition aux îlots de chaleur des zones urbanisées ([Kuşçu Şimşek & Ödül, 2018](#) ; [Zhang et al, 2022](#)).

2.1.5 Hydrologie

2.1.5.1 Le réseau hydrographique

L'étude menée dans le cadre du projet d'Arrêté de Protection Biotope (APB) par J.P. Faillat en 1998 identifie 3 entités hydrographiques sur le territoire ([Faillat, 1998](#)). La première est une plaine alluviale correspondant au marais du Curnic, la deuxième au bassin versant (BV) de l'Alanan et la troisième aux cours d'eau de la falaise morte situés entre les deux précédentes entités (fig. 2.6). L'ensemble de cette zone représente une superficie d'environ 15,8 km².

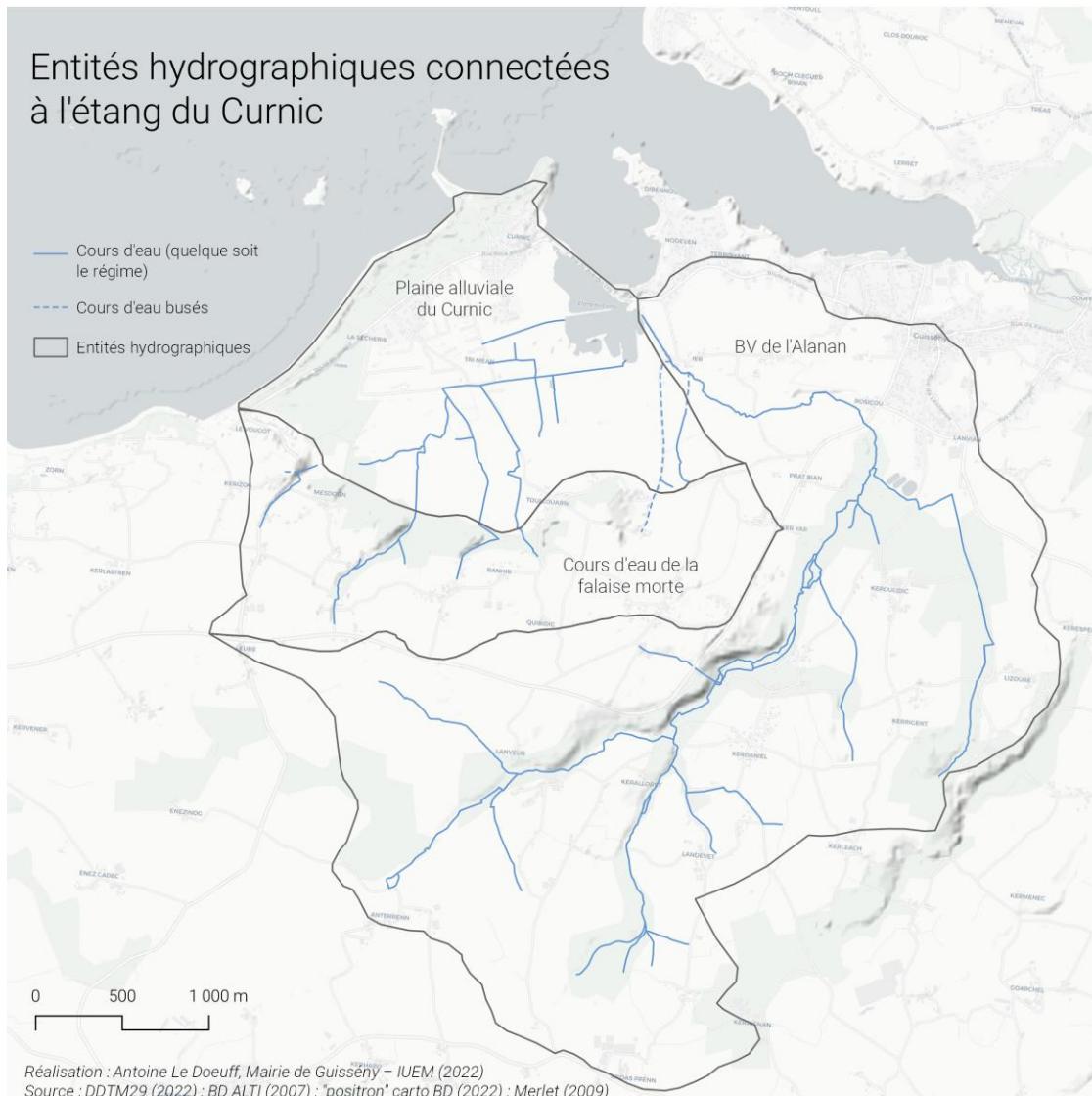


Figure 2.6: Entités hydrologiques connectées à l'étang du Curnic

La plaine alluviale s'étend sur une superficie d'environ 3 km² et est caractérisée par une zone topographiquement basse délimitée au sud par la falaise morte – les altitudes y sont inférieures à 10 m – d'où seuls quelques reliefs émergent, notamment à *Beig ar Skeiz* ou au Manoir du Curnic ; ancienne île du temps de l'anse Tresanaoues. Les faibles dénivellations et le lent écoulement des eaux qui en résulte ont favorisé la mise en place d'une zone humide après la déprise agricole. L'ensemble des cours d'eau qui transittent par le marais débouche dans l'étang du Curnic dont l'exutoire aboutit dans la baie de Porz Ollier. Une cartographie des fossés⁵

⁵ « Il n'existe pas de définition officielle pour distinguer un fossé d'un cours d'eau, mais les critères de la police de l'eau font jurisprudence (Circulaire du ministère de l'Écologie et du Développement durable du 2 mars 2005; Conseil d'État, 6^{ème} et 1^{ère} sous-sections, 334322, Publié au recueil Lebon, 2011) : « un fossé est un élément linéaire artificiel de collecte et d'écoulement des eaux de pluie, des eaux usées, de ruissellements de surface ou de drainage (Dolliger et al., 2014). Un fossé va donc intercepter soit les ruissellements de surface, soit va drainer le milieu en recueillant l'eau présente

présents dans le marais a été réalisée en 2001 par C. Yoni ([Yoni, 2001](#)) puis reprise et augmentée par Chevalier ([2016](#)), elle est présentée dans la figure 2.7.

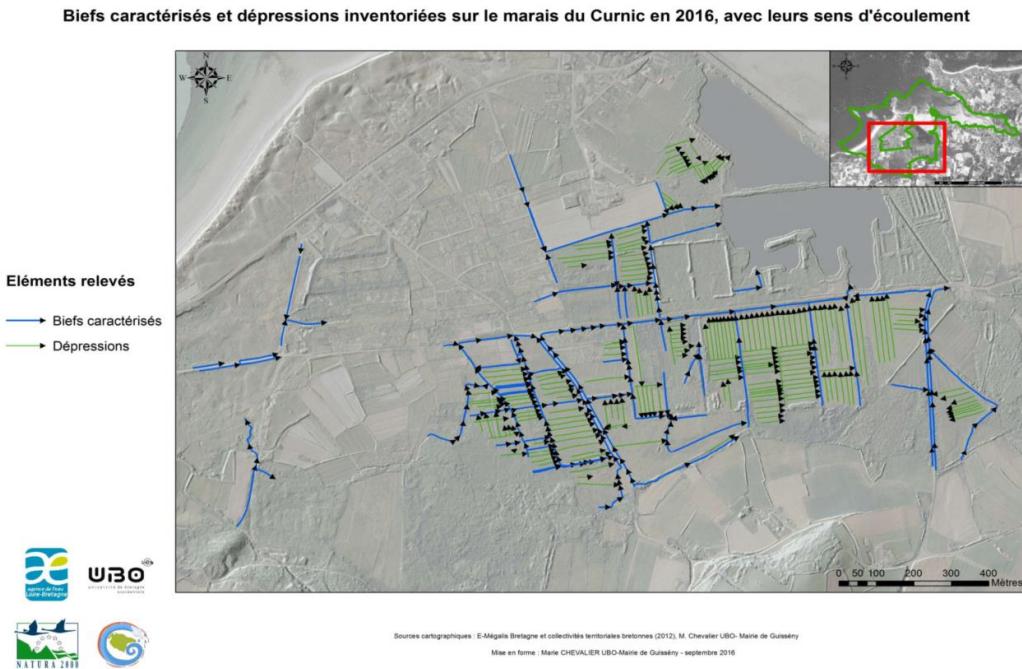


Figure 2.7: Biefs caractérisés et dépressions inventoriées dans le marais du Curnic en 2016, avec leur sens d'écoulement. M. Chevalier, 2016. Cliquer ici pour agrandir l'image

La deuxième entité hydrographique est le **bassin versant de l'Alanan** d'une superficie d'environ 10,2 km² et d'une élévation maximale de 79 m au Leuré. De sa source la plus éloignée à l'étang du Curnic la distance parcourue par l'Alanan est d'environ 6,7 km. À l'exception de sa partie aval, composée principalement d'alluvions, il s'écoule sur un substrat de roches plutoniques (e.g. granites) et métamorphiques (e.g. migmatites) (fig. 2.2). Avant de déboucher dans la partie Est de l'étang, il est canalisé sur une distance d'environ 300 m.

Calculer l'indice de compacité paraît pertinent dans la mesure où celui-ci permet d'estimer la réponse d'un bassin versant à un épisode pluvieux : plus le bassin versant est compact plus le débit de pointe⁶ sera important (toutes choses égales par ailleurs). Cet indice est à mettre en relation avec le temps de concentration⁷. L'indice de *Gravelius* est le plus utilisé, bien qu'il soit

dans le sol et le sous-sol. Les échanges entre la surface et le milieu souterrain peuvent alors être modifiés (Carlier, N. et Gascuel, 2009) » ([Chevalier, 2016](#))

⁶ Le **débit de point** correspond au « *débit maximum pendant une crue* » (wikhydro, cons. 15/07/2022 15:54)

⁷ Le **temps de concentration** est défini comme le « *temps mis par l'eau pour parcourir la distance entre le point le plus éloigné (en temps d'écoulement) de l'exutoire et ce dernier* » (Wikhydro, cons. 15/07/2022 16:00)

critiquable ; il est défini comme le rapport du périmètre du bassin versant au périmètre d'un cercle de même surface ([Benjoudi & Hubert, 2002](#)) (eq. (2.1))

$$K_g = \frac{P}{2 \cdot \sqrt{\pi \cdot A}} \approx 0,28 \cdot \frac{P}{\sqrt{A}}$$

Plus l'indice est supérieur à 1, plus le bassin versant sera de forme allongée. Pour le bassin versant de l'Alanan on obtient un indice de 1,63, sa forme est donc relativement allongée. Le débit de pointe sera donc susceptible d'être important.

La dernière entité hydrographique correspond à l'emprise de l'ensemble des **bassins versants de la falaise morte**. Sa superficie est d'environ 2,6 km² avec un substrat similaire à celui de l'Alanan.

On peut synthétiser l'hydrogéosystème sous la forme du schéma présenté dans la figure 2.8.

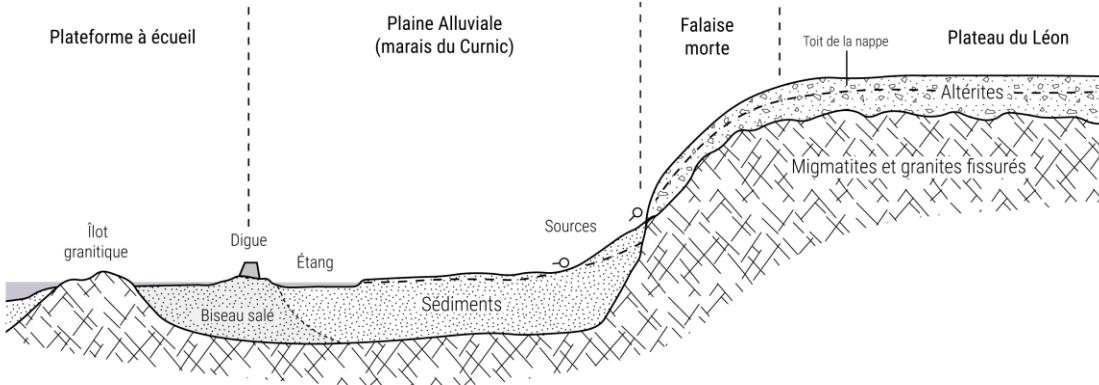


Figure 2.8: Coupe hydrogéologique de la zone d'étude. D'après Faillat, 1998 et Yoni, 2001

2.1.5.2 Les aquifères la nappe phréatique

2.1.5.2.1 Les aquifères en présence

Dans le socle armoricain les aquifères sont circonscrits dans deux milieux : les formations superficielles (altérites, colluvions ou alluvions) et les fissures du substrat (sur le BV de l'Alanan et les BV de la falaise morte, il s'agit majoritairement de granites et de migmatiques comme nous l'avons vu plus haut dans la section 2.1.1) ; on parle d'un système bicouche drain-capacité.

Dans ce système, les altérites ont une fonction capacitive (*i.e.* elles stockent l'eau), leur porosité est intergranulaire et généralement faible. La partie sommitale du substrat est parcourue de fissures polygéniques (*e.g.* contacte entre formations, diaclases, fractures et failles, filons) jouant un rôle transmissif ; on parle de porosité de fissure. La circulation de l'eau serait 10 à 1000 fois supérieure dans la roche fissurée que dans les altérites ([Reagih, 2011](#)).

2.1.5.2.2 Débit de la nappe

Le programme SILURES conduit par le BRGM a mis en évidence en 2008 ([Mougin et al, 2008](#)), pour 70 bassins versants bretons, que l'importance de la contribution de l'écoulement des eaux souterraines aux débits des cours d'eau est fonction des précipitations moyennes annuelles, la pente moyenne sur le bassin versant, le pourcentage de schistes briovérien (corrélation

négative), le pourcentage d'altérites (corrélation négative) et le pourcentage de granite. Une typologie a été émise :

1. bassins versants granitiques et/ou métamorphiques avec altérites, à écoulement souterrain important
2. bassins versants avec plus ou moins de schistes du Primaire sans altérites, à écoulement souterrain important
3. bassins versants schisteux du Briovérien avec plus ou moins d'altérites, à écoulement souterrain faible

Le groupe 1 correspond à un échantillon de bassins versants situés dans le Nord Bretagne : Aber Benoit, Aber Wrac'h, Guiliec, Jaudy etc. Le bassin versant de l'Alanan répond aux mêmes critères. Ainsi, la carte de synthèse « *secteurs où l'exploitation de l'eau souterraine peut être encouragée* » dans Mougin *et al.* (2008) identifie le débit du milieu fissuré utile sur la partie amont du bassin versant de l'Alanan à des valeurs comprises entre 10 et 15 $m^3 \cdot h^{-1}$.

2.1.5.2.3 Contribution aux débits cours d'eau

La contribution des eaux souterraines aux débits des cours d'eau est consubstantielle à ceux-ci et soumise à une forte variabilité temporelle et spatiale. Ainsi, sur les bassins versants finistériens l'apport de la nappe varie de 2 à 70 % principalement en fonction du contexte géologique : les pôles schisteux présentent une "faible"⁸ contribution (35 à 50 %) quand les pôles granitiques en possèdent une "assez bonne" (55 à 60 %). Rappelons qu'il s'agit de valeurs moyennes affectées de variations importantes, notamment en fonction de la saison. Ainsi, en période d'étiage la contribution peut atteindre 100 % et, en cas d'épisode pluvieux intense ou long, elle peut descendre à 5 ou 10 % (Mougin *et al.*, 2008 ; Reagh, 2011).

Notons que les zones humides reçoivent très souvent, de par leur position dans la topographie locale, une part importante d'eau dénitrifiée en provenance des eaux souterraines. Il est fort probable que la part des eaux souterraines dans le bilan hydrique du marais du Curnic et, *a fortiori*, dans celui de l'étang du Curnic soit importante.

2.1.5.3 Bilan hydrique du bassin versant

Sur un bassin versant, le bilan hydrique annuel se définit à l'aide de la pluviométrie P dont une fraction est évaporée ETP , la fraction restante constitue les pluies efficaces (ou surplus S) qui contribuent au ruissellement et à l'infiltration. Les écoulements souterrains permettent le recharge de la Réserve Facilement Utilisable du sol (RFU) puis de la nappe souterraine (Faillat, 1998 ; Reagh, 2011). Le groupement d'intérêt scientifique GIS sol a publié une carte de la Réserve Utile dans les sols à l'échelle du territoire métropolitain ; le bassin versant de l'Alanan comprendrait des sols possédant une RU comprise entre 100 et 150 mm (Sol, 2011). Nous utiliserons la valeur de référence de 100 mm.

⁸ La typologie utilisée est celle du programme SILURES (Mougin *et al.*, 2008)

Il convient de rappeler qu'il s'agit ici d'approximations, le bilan hydrique étant fonction de nombreux paramètres variant spatialement (sol, climat, topographie etc.) et temporellement. Un bilan hydrique poussé devra donc intégrer la composante spatiale qui est, ici, éludée⁹.

Faillat (1998) et Merlet (2009) ont tous deux réalisé un bilan hydrique à partir des données de la station météo-france de Brignogan. La figure 2.9 présente le bilan actualisé à partir des données de la normale climatique à la station de Brignogan entre 1982 et 2010. La formule de l'évapotranspiration utilisée est celle thornwhaite, la zone concernée n'étant pas une surface d'eau libre l'utilisation de la méthode de Penman n'est pas indiquée (*cf.* Annexe A).

Disribution mensuelle des précipitations, des surplus, de l'ETP et de l'ETR

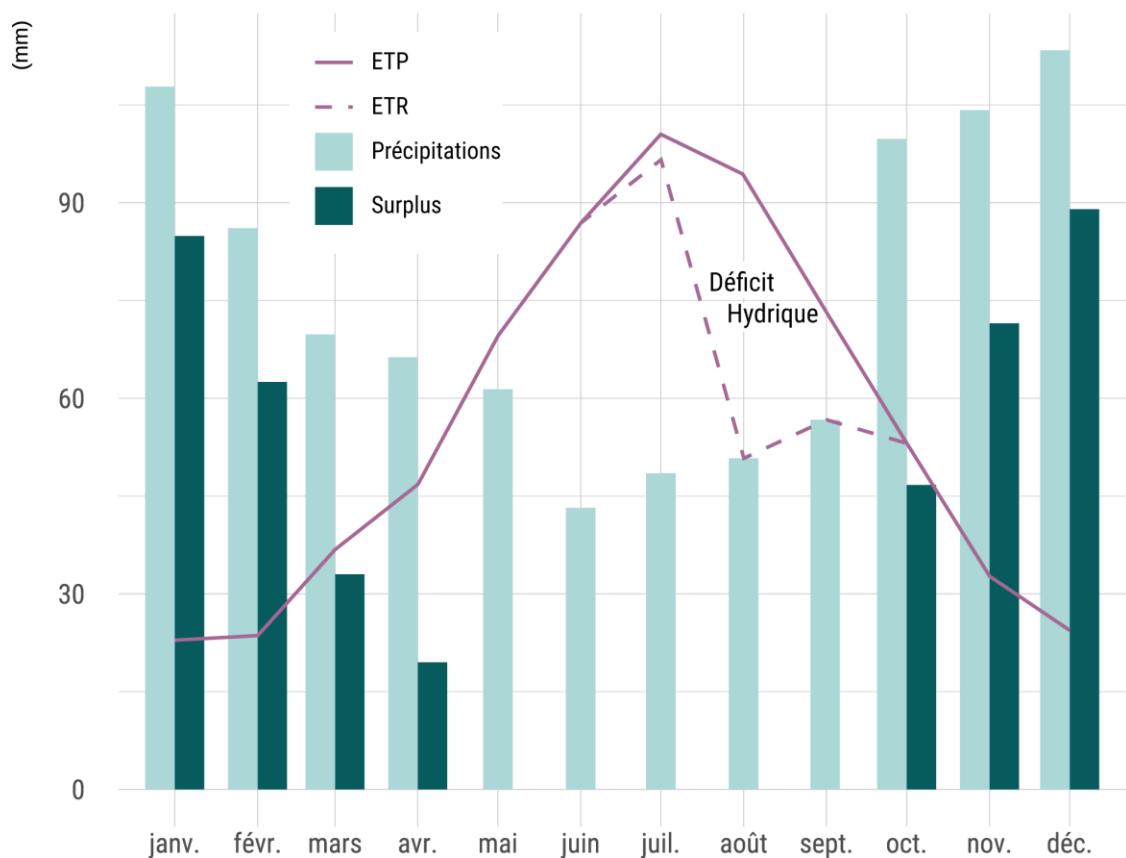


Figure 2.9: Distribution mensuelle des précipitations, de l'ETP et des surplus

Entre octobre et avril, le surplus est positif se répartissant entre le ruissellement et l'infiltration. De mai à septembre, le surplus est nul indiquant que l'ensemble des précipitations est consommé par évapotranspiration ; il s'agit de la période où la nappe soutient majoritairement le débit des cours d'eau (*cf.* section 2.1.5.2.2). Un stress hydrique (évapotranspiration

⁹ Le lecteur intéressé pourra lire les références suivantes : (Zhang *et al.*, 2008 ; Vorobevskii *et al.*, 2020 ; Schmidt-Walter *et al.*, 2020)

réelle < évapotranspiration potentielle) est identifié durant les mois de juillet, août et septembre, concomitamment, la réserve en eau du sol sera nulle avec pour conséquence un stress potentiel affecté à la végétation.

Nous aborderons la question des flux dans la partie résultat.

2.1.5.4 Le débit des cours d'eau dans la littérature

En 1998, Faillat calcule les débits de manière empirique pour la plaine sédimentaire du Curnic. Il estime un surplus d'environ 1 millions de m^3 représentant un débit moyen de $0,033 \text{ } m^3.s^{-1}$ et un débit spécifique de $11 \text{ } l.s^{-1}.km^{-2}$. Il ajoute que les bassins versants indépendants de la falaise morte fourniraient le même volume d'eau. Ainsi, 2 millions de m^3 d'eau circulerait dans le marais, puis dans l'étang du Curnic chaque année. L'Alanan, quant à lui, écoulerait environ 3,6 millions de m^3 , représentant un débit moyen de $0,114 \text{ } m^3$.

Au total, le débit moyen à l'exutoire de l'étang est estimé à $0,18 \text{ } m^3.s^{-1}$. J.P. Faillat extrapole la répartition mensuelle à partir du bassin-versant du Dourduff (Morlaix). Il estime ainsi que le débit moyen d'étiage serait égal à $0,03 \text{ } m^3.s^{-1}$ en septembre ou octobre, les hautes eaux de janvier ou février correspondant à un débit mensuel de l'ordre de $1,1 \text{ } m^3.s^{-1}$.

Outre l'estimation des modules par entité hydrologique, Faillat (1998) a également estimé les débits moyens de certains cours d'eau dans le marais. Le débit moyen du cours d'eau de Kermaro a été estimé à $2 \text{ } l.s^{-1}$ et celui de Milin Ar Raden entre 2 et $3 \text{ } l.s^{-1}$. Sur l'ensemble des cours d'eau, aucun ne possède un débit excédant les $3 \text{ } l.s^{-1}$. Le débit moyen de l'Alanan a quant à lui été évalué à $50 \text{ } l.s^{-1}$. Cette valeur semble sous-estimer le débit au regard d'autres mesures de débit effectuées par la suite sur cette rivière, notamment par la CLCL (CLCL, 2012) qui estime le débit moyen de l'Alanan à $1 \text{ } m^3.s^{-1}$.

Notons qu'aucune méthode n'est mentionnée quant à l'estimation de ces valeurs, il faut ainsi rester prudent dans leur utilisation.

Yoni (2001) a également effectué des mesures de débit dans le marais entre novembre 2000 et mai 2001, le débit moyen annuel ne peut donc être calculé sur la base de ces données. Les mesures effectuées à l'exutoire du drain principal du marais, au sud de l'étang, qui collectent les 2/3 au 3/4 des drains du marais (au niveau du point 2 dans notre étude, cf. partie 3), possèdent des valeurs comprises entre $0,04$ et $0,41 \text{ } m^3.s^{-1}$ avec une moyenne de $0,23 \text{ } m^3.s^{-1}$. L'histogramme suit la dynamique des précipitations.

À l'exutoire de l'étang, dans la baie de Porsolier, les valeurs sont comprises entre $0,45$ et $1,49 \text{ } m^3.s^{-1}$, la moyenne est de $1,05 \text{ } m^3.s^{-1}$. L'histogramme est similaire au précédent à l'exception du mois de décembre où les débits sont « anormalement élevés » probablement dû à une précipitation directe importante dans l'étang.

Le rapport ne présente, là encore, ni méthode ni outil.

2.2 Écologie

Les modalités de la genèse du marais du Curnic ont favorisé la mise en place d'une mosaïque de milieux humides et mésophiles associés à la juxtaposition de conditions acides et basiques,

conférant à cet espace une richesse spécifique très importante. Le site est renommé pour son intérêt botanique et ornithologique.

Dans la suite de cette section, nous utiliserons la terminologie Natura 2000 pour décrire les habitats et espèces présents au sein du site.

2.2.1 Habitats

Bien que d'une faible superficie (612 ha), le site abrite 24 habitats d'intérêt communautaire¹⁰ (terrestre et marins confondus) dont 2 prioritaires listés ci-dessous :

- Dunes fixées à végétation herbacées
- Tourbières acides à sphaignes et *Drosera rotundifolia*

La cartographie des habitats est en cours de mise à jour.

Initialement, l'étang du Curnic était classé en habitat d'intérêt prioritaire, il a été déclassé en 2009 en raison de l'absence d'une espèce végétale caractéristique de cet habitat : la Ruppie maritime.

2.2.2 Espèces

À l'origine, le site possédait 3 espèces d'intérêt communautaire (Liparis de Loesel, Agrion de Mercure et Damier de la Succise) auxquelles se sont ajoutés la Loutre d'Europe et le Phragmite aquatique. Ces deux espèces ont fait l'objet d'études ; le Groupe Mammalogique Breton s'est intéressé à la loutre et Bretagne Vivante ainsi que la DREAL au phragmite ([Hemery, 2014](#)).

Environ 190 espèces d'oiseaux fréquentent le site plus ou moins régulièrement, nombre représentant plus du tiers des espèces observées en Bretagne.

2.3 Géographie humaine

2.3.1 Une brève histoire du marais du Curnic

Le site du Curnic, à l'image de l'ensemble de la commune de Guissény, a été occupé par l'Homme depuis le néolithique si ce n'est depuis le paléolithique comme le laissent penser certaines traces datées aux alentours de 300 000 av. J.-C.. Jusqu'au XIX^e siècle, la mer s'étend dans une baie sableuse en lieu et place de l'actuel marais du Curnic (fig. 2.4). Il faut attendre 1831 et la construction d'une digue entre la pointe du Curnic et le Dibennou pour assister à la naissance du polder. Cette digue sera brisée par les flots deux ans plus tard conduisant à la construction,

¹⁰ Habitats listés dans l'annexe I de la Directive Habitats, ils :

- sont en danger de disparition dans leur aire de répartition naturelle
- présentent une aire de répartition réduite du fait de leur régression ou de caractéristiques intrinsèques
- présentent des caractéristiques remarquables;

Les habitats présentant un état de conservation très préoccupant sont appelés prioritaires.

La cartographie des habitats du site Natura 2000 est actuellement en cours de mise à jour.

en 1834, d'un nouvel ouvrage édifié en amont du premier ; il s'agit de l'actuelle digue du Curnic. L'assèchement du marais semble avoir opposé des difficultés aux exploitants du polder. Dans les années qui ont suivi, un mur fut construit à l'ouest de l'exutoire afin de faire obstacle à la dynamique sédimentaire qui conduisait à l'ensablement récurrent de l'exutoire. Concomitamment, des accumulations sableuses se sont édifiées aux extrémités de l'ouvrage.

Le polder est cultivé jusqu'à ce que la déprise agricole touche le marais dans les années 1980, seules quelques parcelles demeurent exploitées. L'urbanisation, ayant débuté dans les années 1960, continue de s'étendre au Nord-Ouest du marais. L'intérêt écologique se développe dans les années 1990 conduisant à la mise en place de protections réglementaires et foncières.

2.3.2 Les cadres réglementaires

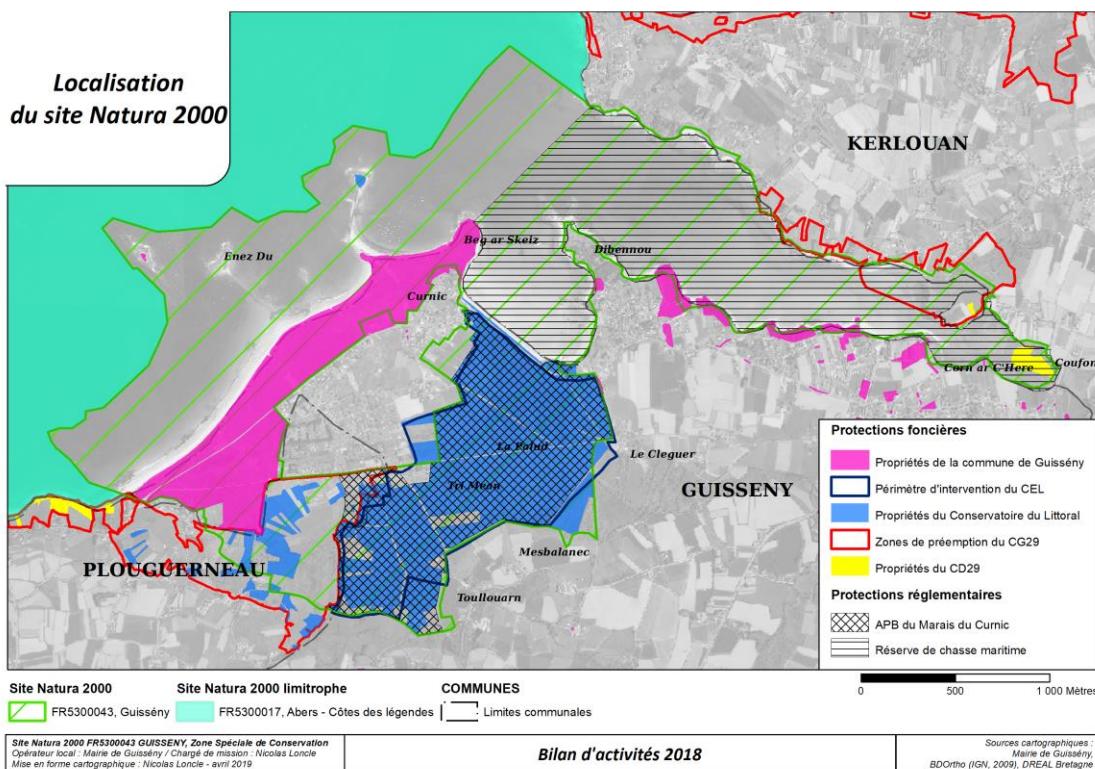


Figure 2.10: Protections réglementaires et foncières sur le site. Nicolas Loncle, 2019 (mettre la référence c'est bilan d'activité 2018)

Depuis 1973 et la création d'une réserve de chasse maritime appelée "Anse de Curnic", en baie de Tresseny et de Porz Olier, de nombreux outils de protection de l'environnement ont été mis en place.

Un Arrêté Préfectoral de Protection du Biotope (APPB) est pris le 8 juillet 1997 pour un espace de 112 ha à l'intérieur du marais du Curnic en vue de « protéger la libellule Coenagrion mercuriale (Agrion de Mercure) ainsi qu'une quarantaine d'espèces d'oiseaux protégés pour lesquels les marais du Curnic constituent un site de reproduction, d'hivernage ou d'étape migratoire; d'espèces végétales protégées dont l'orchidée Liparis loeselii L.C.M. Richard (Liparis de Loesel), Drosera rotundifolia, Drosera intermedia. Cet ensemble présente un caractère de biodiversité floristique et faunistique exceptionnel » (extrait de l'arrêté).

Le site Natura 2000 a été créé en 2000 et le DOCOB validé en janvier 2002 par la Sous-Préfecture de Brest. Il couvre 612 ha dont 40 % de surface terrestre et 60 % de surface maritime. Nous avons d'ores et déjà discuté, dans la section 2.2, des habitats et espèces d'intérêt prioritaire et communautaire ayant suscité la mise en place de cette protection.

En février 2007, un Plan de Prévention des Risques de Submersion Marines (PPRSM) pour la commune de Guissény et de nombreuses communes littorales du Léon a été approuvé par arrêté préfectoral. Les zones concernées par l'aléa de submersion marine se situent sur le pourtour de l'étang du Curnic, les enjeux sont concentrés à l'ouest dudit étang.

En 2021, la candidature du site a été acceptée pour qu'il soit classé réserve naturelle régionale en 2023. Le processus de classement avec la définition du périmètre, la concertation avec les propriétaires privés et les usagers du site, ainsi que la rédaction de documents administratifs et scientifiques débutera en septembre 2022.

2.3.3 Un territoire à tradition maraîchère

Les sols léonards doivent leur fertilité à la présence de lœss¹¹ périglaciaire ainsi qu'à la douceur d'un climat aux hivers bénins pour les cultures. Ce contexte physique a favorisé l'émergence d'un territoire à tradition maraîchère — on parle de la Ceinture dorée pour faire référence aux territoires du Nord de la Bretagne à fort ancrage agricole.

Bien que les pratiques culturales aient évolué, le plateau du Léon demeure aujourd'hui fortement exploité avec pour conséquence une détérioration de la qualité de l'eau des bassins versants tant sur le plan bactériologique (*e.g. Escherichia coli*) que celui des nutriments (*e.g. nitrate, phosphore*) (Merlet, 2009 ; Chevalier, 2016).

Cette forte emprise agricole est perceptible dans l'occupation du sol (fig. fig:map-occ-sol)¹².

¹¹ Les **löess** sont des dépôts de limon issus de la déflation éolienne ; on les trouve souvent sous forme de ceintures périglaciaire ou péri désertique.

¹² Théia-Land utilise des « séries d'images optiques multi-temporelles à haute résolution spatiale (de type Sentinel-2, mais aussi dans le futur SPOT-6/7, voire Pléiades) et des données auxiliaires de référence pour l'étalonnage des méthodes et la validation des produits » (theia-land.fr — cons. 25/07/2022 11:41). Il s'agit donc d'une modélisation et non d'une ortho-interprétation, expliquant les valeurs aberrantes qui peuvent apparaître sur ce type de jeu de donnée (*e.g.* vignes sur le cordon dunaire de la sécherie).

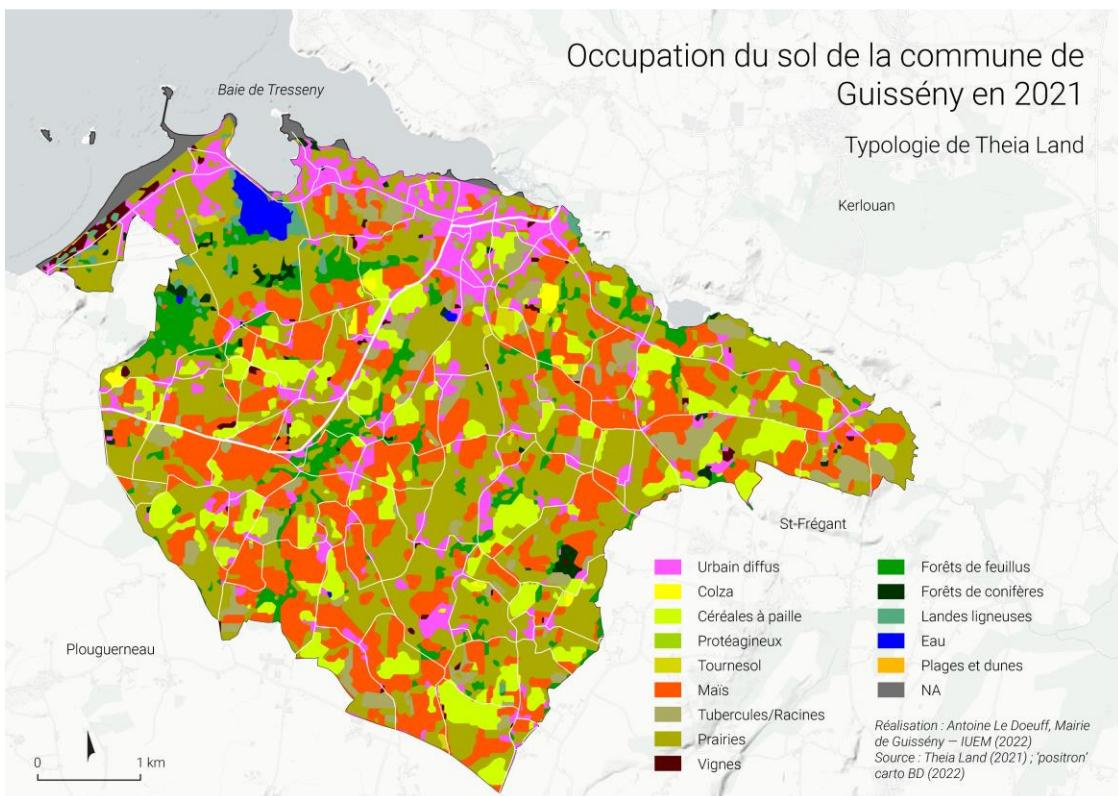


Figure 2.11: Occupation du sol sur la commune de Guissény en 2021, typologie Theia-Land.

En utilisant la typologie Theia-Land on obtient une aire totale dédiée à l'agriculture de 1 104 ha (43 % de la superficie communale), chiffre sous-estimé dans la mesure où le recensement agricole (RA), conduit par l'Agreste en 2020, identifie une Superficie Agricole Utile (SAU)¹³, quelles que soient les exploitations, de 1 385 ha (55 % de la superficie communale). On note par ailleurs que Guissény compte exclusivement des exploitations de classe de taille économique moyenne et grande¹⁴.

La spécialisation de la production agricole est tournée vers la polyculture et le polyélevage (Agreste). Le Registre Parcellaire Graphique (RPG), correspondant aux zones de cultures

¹³ La **superficie agricole utile** (SAU) est une notion normalisée dans la statistique agricole européenne. Elle comprend les terres arables (y compris pâturages temporaires, jachères, cultures sous abri, jardins familiaux...), les surfaces toujours en herbe et les cultures permanentes (vignes, vergers...). (insee, 2020)

¹⁴ La typologie des classes de taille est spécifiée ci-dessous :

1. Micro exploitations : PBS inférieure à 25 000 euros
2. Petites exploitations : PBS comprise entre 25 000 et inférieure 100 000 euros
3. Moyennes exploitations : PBS comprise entre 100 000 et inférieure à 250 000 euros
4. Grandes exploitations : PBS supérieure ou égale à 250 000 euros

(Agreste -Recensements agricoles (RA))

déclarées par les exploitants permet d'accéder à des informations plus précises ; ces données sont libres d'accès et visualisables sur le géoportail.

2.4 L'étang du Curnic

2.4.1 Assises théoriques

D'un point de vue définitionnel l'étang du Curnic, bien qu'anthropogène, correspond à une lagune côtière dans l'acception de Kjerfve (1994)¹⁵ :

« Une masse d'eau intérieure, généralement orientée parallèlement à la côte, séparée de l'océan par une barrière et reliée à celui-ci par un ou plusieurs bras de mer restreints, et dont la profondeur dépasse rarement quelques mètres. Une lagune peut être soumise ou non au brassage des marées, et sa salinité peut varier de celle d'un lac côtier d'eau douce à celle d'une lagune hypersaline, selon l'équilibre hydrologique. »

Perthuisot & Guelorget (1992) considère ce milieu comme une sous-entités du domaine paralique (de παρα et, αλς que l'on peut traduire par « à côté du sel », le sel faisant référence à la mer) dont la particularité est la fonction de "zone tampon" inhérente à sa situation géographique d'interface entre le milieu continental et le milieu marin (De Wit et al., 2001).

En France, la littérature scientifique concernant les lagunes est principalement tournée vers le littoral méditerranéen, en comparaison les lagunes atlantiques demeurent peu étudiées.

2.4.1.1 Fonctionnement physique d'une lagune

Globalement, le fonctionnement physique d'une lagune est déterminé par :

- Les apports en eau douce : débits des cours d'eau, infiltration des eaux souterraines et précipitations ;
- Le taux d'évaporation ;
- La marée (type de marée, marnage etc.) ;
- Le vent ;
- La géométrie et la dynamique des exutoires (ou de l'exutoire) ;
- La topographie du fond et la bathymétrie — la profondeur moyenne est généralement faible dans une lagune.

D'un point de vue hydrodynamique, l'interaction entre l'ensemble de ces facteurs engendre un ou des schémas de circulation définis — dans la mesure où le forçage est à la fois continu et local. De manière générale, les courants de marée dominent près de l'exutoire, le vent étant le principal responsable du maintien de la circulation à l'intérieur de la lagune. Les courants nets et résiduels qui se produisent au cours des cycles de marées sont importants du fait de la faible

¹⁵ Dans un *review article*, Tagliapietra et al., 2009 discute des termes et des définitions utilisés pour classer les estuaires, les lagunes et les environnements associés.

profondeur de la colonne d'eau (Smith, 1994). Ainsi, au sein d'une lagune, les verticales sont souvent homogènes et la stratification temporaire.

Les bilans hydriques, salins ou encore thermiques dépendent intimement de cette circulation dans la mesure où celle-ci contrôle les processus d'advection¹⁶.

2.4.1.2 Production primaire et biodiversité

Les lagunes côtières possèdent une production primaire intense allant de 18 à 232 Mol C m⁻² y⁻¹ (Gattuso *et al.*, 1998). Cette production n'est pas homogène sur l'ensemble de la lagune et le brassage des eaux ne conduit pas à une distribution verticale évidente comme dans les milieux marins. Les producteurs primaires en présence sont les microalgues, les macroalgues ou les phanérogames marines. Le métabolisme net des systèmes lagunaires¹⁷ résulte en grande partie de la production primaire et des processus microbiens (Viaroli *et al.*, 2005).

Comme dans la majorité des écosystèmes d'interfaces (écotones) entre le milieu marin et le milieu continental, la biodiversité est très importante dans les lagunes ainsi qu'à leur voisinage proche. Ces milieux font office de frayères pour les poissons et les invertébrés marins et offrent des aires de repos pour les oiseaux migrateurs.

Si les conditions photiques le permettent — en cas de faible turbidité —, les macroalgues et les phanérogames marines peuvent se développer sur l'ensemble du bassin. Ces communautés faisant à leur tour office d'habitat.

La communauté microbienne est composée des taxons hétérotrophes communs dans les eaux naturelles, leur rôle est la décomposition et la reminéralisation de la matière organique. Le phytoplancton est principalement composé de diatomés, de dinoflagellés, de chlorophytes, de cryptophytes et autres microflagellés. Une grande partie des réseaux trophiques s'appuient sur ceux-ci.

Le zooplancton est caractérisé par des organismes hétérotrophes en suspension dans la colonne d'eau tels que les protistes et la microfaune (cladocères, copépodes et ostracodes). Ils sont consommés par les poissons et les macroinvertébrés.

Le benthos comprend l'ensemble des organismes sessile et mobile qui vivent sur le fond d'un milieu aquatique. Il permet le "recyclage" de la matière organique facilitant l'activité des bactéries. Des producteurs primaires inféodés aux substrats. Le zoobenthos, correspondant aux

¹⁶ L'advection est le transport d'une quantité (scalaire ou vectorielle) d'un élément donné (tel que la chaleur, l'énergie interne, un élément chimique, des charges électriques) par le mouvement (et donc la vitesse) du milieu environnant. (wikipedia, cons. 26/07/2022)

¹⁷ Le **métabolisme d'un écosystème** désigne l'énergie totale transformée par tous les organismes individuels qui composent un écosystème. Pour simplifier, les nombreux processus métaboliques qui transforment l'énergie dans les organismes ou les écosystèmes peuvent être regroupés en deux catégories : la production et la respiration (Encyclopedia of Earth Science, 2005).

macroinvertébrés vivants sur ou dans la zone benthique, est composé de larves, de vers plats, d'annélides, de mollusques et de crustacés.

Les poissons constituent la majeure partie du nekton (*i.e.* les organismes qui ont la capacité de se déplacer dans la colonne d'eau en opposition au plancton). Les espèces en présence seront fonctions de la salinité et de l'aire géographique à laquelle appartient la lagune.

Celles-ci sont également des habitats idéals pour les oiseaux aquatiques, les amphibiens et certains mammifères (*e.g.* Loutre d'Europe, Ragondins) (Garrido *et al.*, 2011).

Dans la colonne d'eau, le principal facteur qui conditionne la structure et les assemblages de communautés est la salinité et son gradient.

2.4.1.3 *Les cycles biogéochimiques*

Pichot *et al.* (1994) définit le cycle biogéochimique dans les milieux aquatiques comme une « *notion théorique partant du constat que les quantités totales d'éléments chimiques, telle par exemple la quantité d'azote présente dans la nature, sont quasiment constantes et que ces éléments reviennent à leur état préexistant après avoir transité sous diverses formes chimiques au cours de leurs cycles* » ; la notion a pour but de schématiser le comportement des éléments nutritifs dans un système. Les échanges peuvent se faire par une voie biologique ou géochimique.

Une fraction de la matière organique (MO) synthétisée par la production primaire dans la colonne d'eau est minéralisée sur place et exportée hors du système ou sédimente. Dans ce dernier cas, les particules déposées font l'objet de nombreux processus biogéochimiques se traduisant par une dégradation bactérienne de la MO ; on parle de diagenèse précoce. Le paramètre déterminant dans ces processus est la disponibilité en oxygène, premier oxydant de la MO, qui déterminera les voies d'oxydo-réduction. Des réactions secondaires s'appliqueront au produit de ces réactions.

L'importante déposition de la MO à la surface du sédiment inhérente aux lagunes implique une forte demande biologique en lien avec le processus de minéralisation. L'oxygène est vite limité et des conditions anoxiques se mettent en place rapidement, le sédiment est alors composé d'un étage superficiel oxique en-dessous duquel des conditions anoxiques se développent (Deborde, 2007).

Notons que, dans les lagunes les sédiments sont fortement susceptibles d'être remis en suspension par un brassage important de la colonne d'eau induisant une recomposition chimique locale ou globale du système lagunaire.

Il existe autant de cycle que d'éléments chimiques ; ceux du phosphore et de l'azote étant déterminant dans le fonctionnement biogéochimique des lagunes nous les commenterons brièvement ; les concentrations et le rapport de ces deux nutriments jouent également un rôle majeur dans les processus d'eutrophisation dont nous parlerons plus loin.

Les facteurs qui contrôlent majoritairement la concentration en azote dans lagunes sont le débit des cours d'eau et les échanges à l'interface eau-sédiment. Les trois principales formes inorganiques dissoutes de l'azote sont présentes dans les lagunes : le nitrate (NO_3^-), issu en

grande partie du lessivage des sols cultivés¹⁸; l'ammonium (NH_4^+) provenant des zones d'élevage et des stations d'épurations et le nitrite (NO_2^-), correspondant à une forme intermédiaire de l'oxydation de l'ammonium en nitrate. Le phytoplancton (cyanophycées) fixe en priorité le nitrate, car son assimilation nécessite une faible quantité d'énergie. La matière organique morte est exportée par l'effet des marées ou sédimentée. La dénitritification est réalisée par des bactéries dénitritifiantes (e.g. *Pseudomonas*) en milieu anaérobie (cf. section 2.4.1.5). Le phosphore est l'un des éléments chimiques limitants les plus importants dans les écosystèmes. Quand il est d'origine anthropique, le phosphore provient de trois sources : l'industrie, les rejets domestiques et l'élevage. Dans l'eau, il est présent majoritairement sous sa forme inorganique dissoute : le phosphate (PO_4^{3-}). On notera que le cycle du phosphore a tendance à suivre les voies de sédimentation et de remise en suspension [Pichot *et al.*, 1994; Mitsch & Gosselink, 2015; Daniel, 2020].

La figure 2.12 synthétise le fonctionnement global d'une lagune.

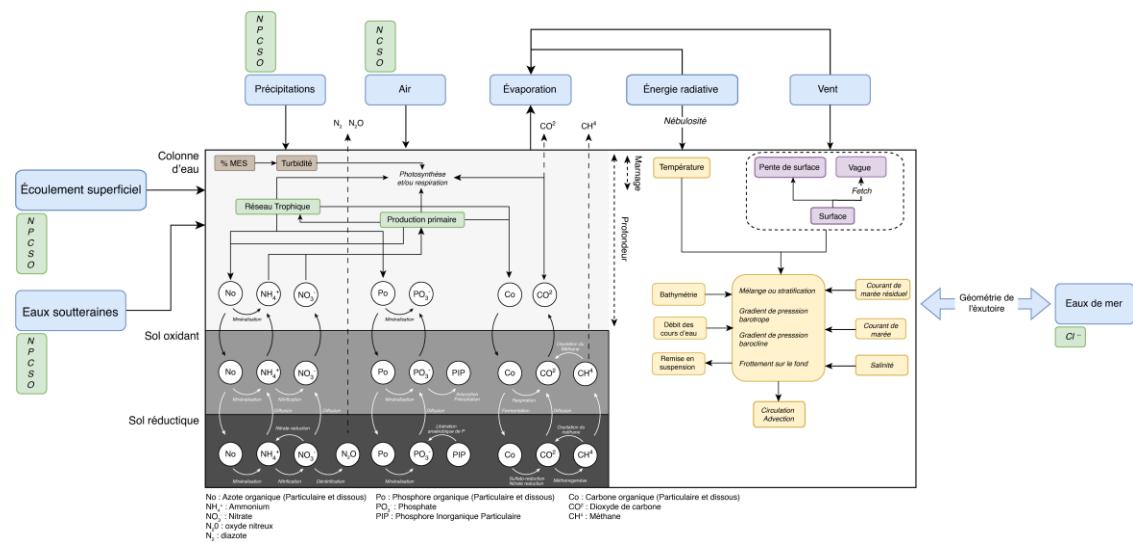


Figure 2.12: Schématisation du fonctionnement global d'une lagune. Cliquer ici pour agrandir l'image

La variabilité temporelle des éléments nutritifs dans les eaux côtières en lien avec la biomasse est, dans un système fonctionnel, saisonnière. En hiver, le débit des cours d'eau est maximum et les eaux de surfaces enrichies, l'ensoleillement et les températures sont insuffisants pour permettre le développement du phytoplancton : le en nutriment est alors maximal. Au printemps, les températures augmentent ainsi que l'ensoleillement avec pour conséquence un bloom phytoplanctonique important qui épouse très rapidement la réserve en nutriment. Les autres efflorescences sont à mettre en lien avec la reminéralisation de la matière organique permettant un rechargeement du stock (fig. 2.13).

¹⁸ En Bretagne, par exemple, le CEVA (Centre d'Étude et de valorisation des Algues) indique que « 95 à 98 % des nitrates dans l'eau des bassins versants [...] sont d'origine agricole » (Delcros, 2021).

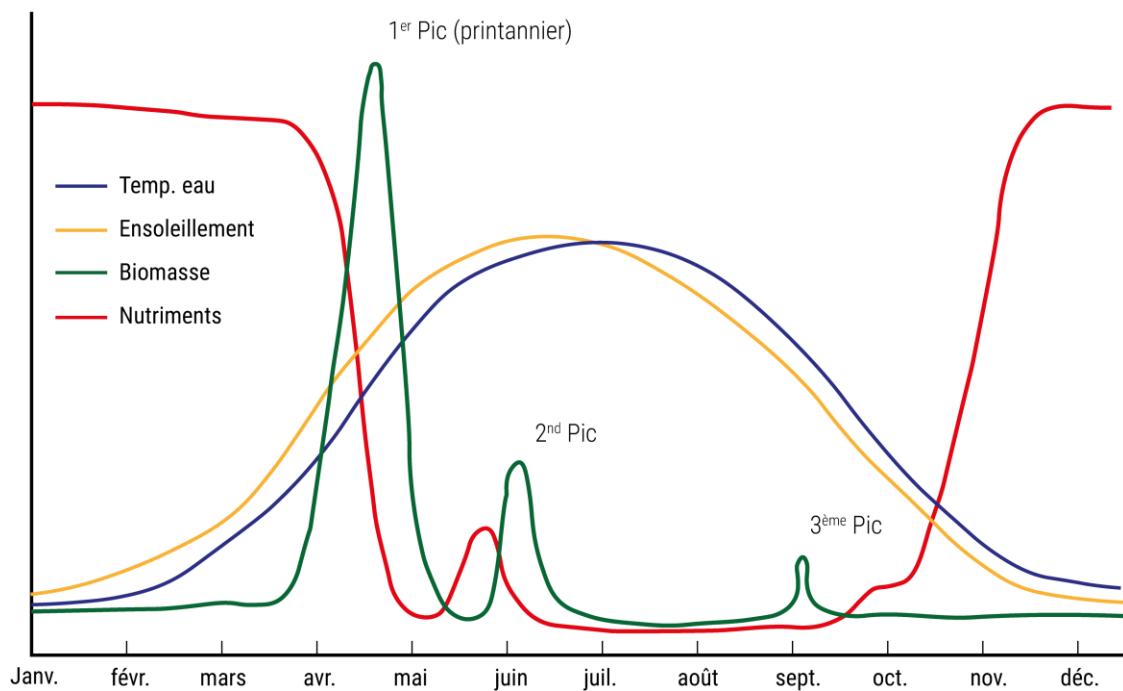


Figure 2.13: Schéma conceptuel de l'évolution saisonnière des concentrations en nutriments et de la biomasse phytoplanctonique en fonction de la température de l'eau et de l'ensoleillement dans les zones côtières non soumises à eutrophisation. D'après Daniel, 2020.

Dans les lagunes, les nutriments sont rarement des éléments limitants pour la production primaire ; ils sont importés dans le système tout au long de l'année et peuvent devenir les vecteurs d'une modification délétère de l'écosystème : l'eutrophisation.

2.4.1.4 Le phénomène d'eutrophisation

L'usage actuel du concept d'eutrophisation est très large et recouvre différents champs d'application ; il représente à la fois une problématique de gestion, un concept scientifique et un objet médiatique (Pinay *et al.*, 2017). En 2017, Pinay et *al.* ont collecté un total de 170 définitions pour le concept d'eutrophisation, dont 118 dans la littérature scientifique et 52 sur des sites internet et des rapports techniques. Après analyse, deux définitions sont proposées en fonction de l'échelle temporelle considérée, géologique ("naturelle") ou anthropique. Nous retiendrons la dernière :

« *Syndrome d'un écosystème aquatique associé à la surproduction de matières organiques induit par des apports anthropiques en phosphore et en azote* »

Une eutrophisation est susceptible de se produire lors de la conjonction des facteurs suivants : un apport de nutriment (azote et phosphore) considéré excessif, un temps de résidence des eaux élevé dans le milieu, un ensoleillement suffisant et une température favorable.

Le premier compartiment écologique affecté sera celui des producteurs primaires avec une augmentation de leur productivité et une modification des communautés entraînant une réaction en chaîne sur l'ensemble de l'écosystème.

Dans une lagune, l'eutrophisation se traduira préférentiellement par des blooms phytoplanctoniques mais également par la prolifération de macroalgues telles que *Ulva sp.*. D'un point de vue physico-chimique, les conséquences de l'eutrophisation se manifestent par une diminution des concentrations en oxygène — parfois drastique — pouvant conduire à des situations anoxiques avec production de sulfure d'hydrogène (H_2S). Dans le cas d'une eutrophisation importante, une mortalité élevée des espèces présentes au sein du milieu peut être observée (fig. 2.14).

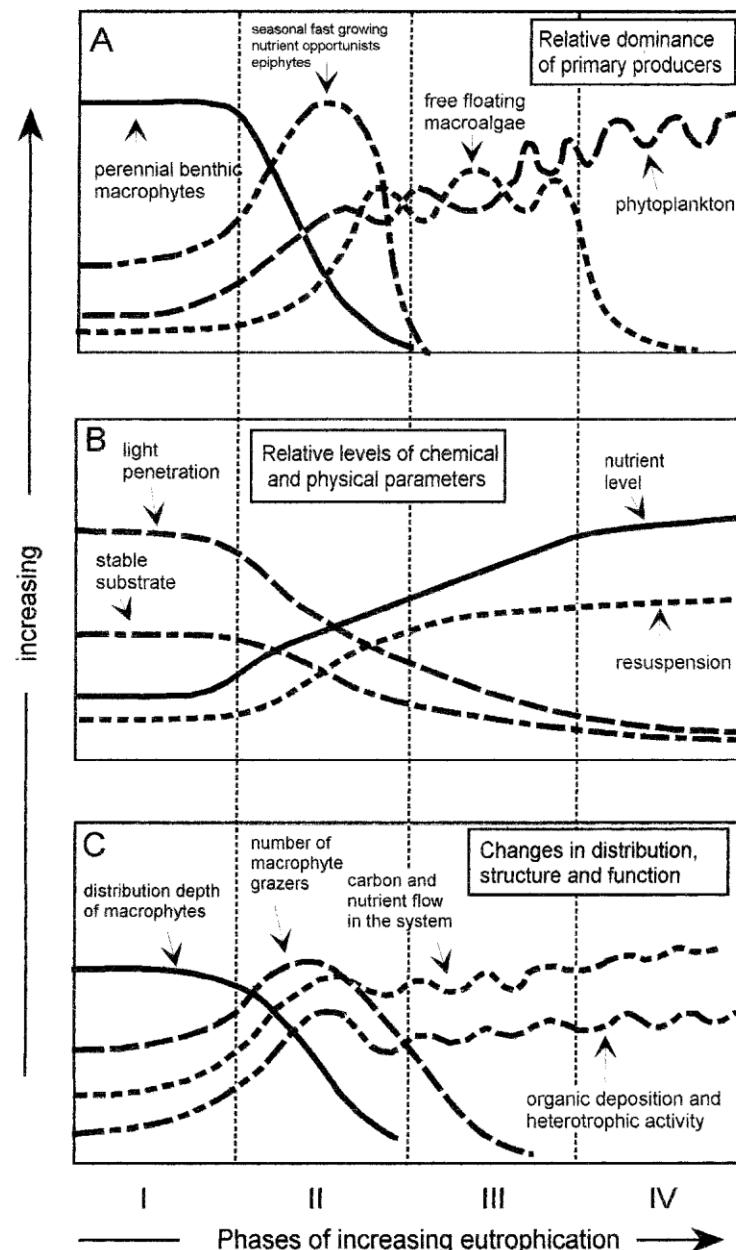


Figure 2.14: changements typiques de la dominance des producteurs primaires et de certains paramètres structurels et fonctionnels connexes pendant les phases d'eutrophisation croissante. Shramm 1999.

De nombreux indicateurs ont été développés pour quantifier le phénomène et suivre son évolution (Ferreira *et al.*, 2011). Les principaux éléments suivis sont : la chlorophylle-a, l'oxygène dissous, l'azote inorganique dissous et le phosphore inorganique dissous.

2.4.1.4.1 Bretagne, marées vertes et politiques

En Bretagne, le phénomène d'eutrophisation côtière dont les "marées vertes" polarisent l'attention des médias est observé dans l'ensemble des baies dont les bassins versants sont caractérisés par une activité agricole intense (*e.g.* baie de Douarnenez, baie de Saint-Brieux). *A fortiori*, les milieux d'interface entre le domaine marin et continental présent sur ces territoires affichent souvent le syndrome d'une eutrophisation.

Les conséquences sanitaires, financières, représentationnelles et environnementales des marées vertes ont conduit l'État et les collectivités territoriales à s'emparer du sujet à partir des années 1990 avec la mise en place de programmes tels que Bretagne Eau Pure (BEP) en 1994 ou Prolittoral en 2002. L'établissement de ces politiques publiques sont concomitantes avec l'instauration de directives européennes concernant la qualité de l'eau tel que la Directive « nitrate »¹⁹ (1991), la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, 2000) et la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM, 2008).

Un Plan de Lutte contre les Algues Vertes (Plav) est déployé en 2010, visant à « *renforcer la sécurité sanitaire des personnes et la salubrité du littoral, en améliorant le ramassage et l'évacuation des algues vertes, d'une part, et à prévenir et réduire les fuites d'azote agricole, à l'origine des concentrations en nitrates des cours d'eau [...] d'autre part* » (Cours des Comptes, 2021). Huit bassins versants bretons ainsi que leurs baies respectives sont concernées par cette politique, représentant 7,3 % de la SAU et 10,5 % des exploitations agricoles bretonnes. Le second Plav est mis en place en 2017 et se conclura en 2021 (Cours des Comptes, 2021). Ces deux plans aboutiront à des résultats mitigés — à l'image des programmes antérieurs — et feront l'objet de nombreuses critiques révélant une situation complexe où la recherche du consensus ne semble pas être partagée par l'ensemble des parties (Aquilina *et al.*, 2013 ; Delcros, 2021 ; Cours des Comptes, 2021).

On notera tout de même une diminution moyenne de 42 % des concentrations de nitrates dans les cours d'eau des huit baies concernées par les Plav depuis 2000, une sensibilisation des agriculteurs à la problématique des nitrates et une évolution des pratiques agricoles plus ou moins importantes en fonction des territoires.

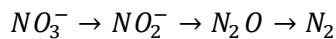
Les bassins versants de l'Alanan et du Quillimadec sont compris dans les Plav sous l'appellation "baie de Quillimadec". À Guissény, l'ensemble des plages et des baies en contact avec la baie de Tresseny sont touchées par l'échouage d'algues vertes ; seule la plage du Vougot, "protégée" par la digue du port, demeure préservée d'échouages importants. Bien que les dépôts sur le littoral guissénien soient inférieures à la moyenne des baies concernées par les Plav, la tendance décroissante générale n'y est pas observée ; on constate plutôt une « *certaine stabilité des échouages* » autour des 80 ha d'ulves échouées par ans (Cours des Comptes, 2021).

¹⁹ Il s'agit de la directive concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir des sources agricoles (Directive 91/676/CEE du Conseil du 12 décembre 1991).

2.4.1.5 Capacité épuratoire des lagunes

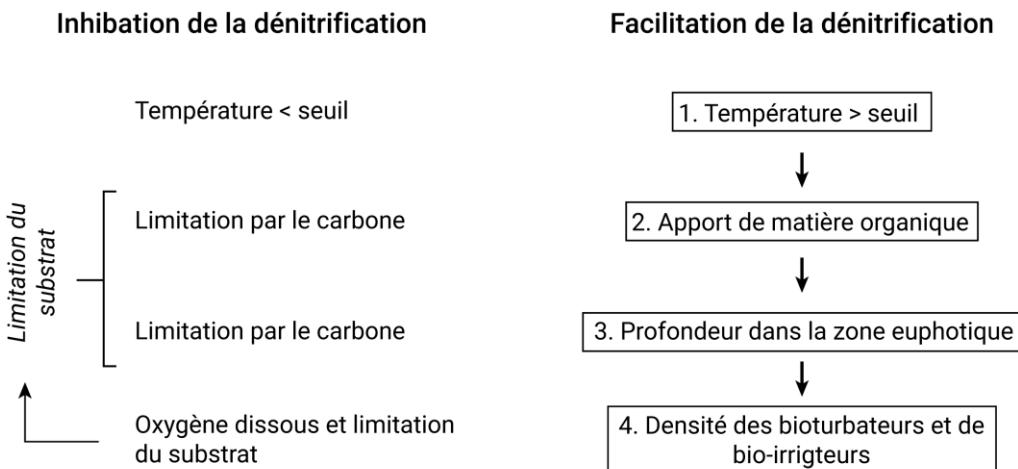
Les lagunes possèdent un important potentiel d'épuration des apports en nutriment en lien avec les processus biogéochimiques et la forte production primaire qui la caractérisent. Preuve en est que la technique s'est inspirée de ces milieux pour concevoir des systèmes dits de lagunage dont l'objectif est l'épuration des eaux usées.

Dans la mesure où le nitrate est un des principaux facteurs contrôlant le phénomène d'eutrophisation, le processus de dénitrification fait l'objet d'une attention particulière dans les études visant à réduire les apports azotés. Il s'agit d'un processus dissimilatoire dont le résultat est la libération de diazote (N_2) et de protoxyde d'azote (N_2O) dans l'atmosphère par la réduction du nitrate suite à l'activité de bactéries hétérotrophes — principalement du genre *Pseudomonas* — en milieu anaérobie (*i.e.* dans la partie réductrice du sédiment). Par conséquent, la quantité d'azote disponible pour la production primaire s'en trouve limitée. L'équation ci-dessous présente le chemin des intermédiaires dans le processus de dénitrification (Tiedje, 1988).



Un autre processus dissimilatoire dans le cycle de l'azote est la réduction dissimilative du nitrate en ammonium (*Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium* (DNRA)) aussi appelé ammonification du nitrate ou du nitrite. Ce processus est moins efficace dans la régulation de l'eutrophisation car l'ammonium ainsi produit est utilisable par les producteurs primaires.

La dénitrification dans les lagunes tempérées serait contrôlée hiérarchiquement par les facteurs suivants : la température, la disponibilité en matière organique, la profondeur de la colonne d'eau et la bioturbation (fig. 2.15) (Crawshaw *et al.*, 2019).



Notes

1. Le seuil est compris entre 8,6 et 12 °C
2. La concentration en matière organique
3. Le microphytobenthos – qualité de la matière organique
4. Surmonter les contraintes de diffusivité dans le sédiment

Figure 2.15: Hiérarchie des facteurs contrôlant la dénitrification dans les lagunes tempérées ouvertes et closes par intermittence étudiées dans Crawshaw *et al.*, 2019. Ce modèle conceptuel suppose que l'apport en nitrate pour les bactéries dénitrifiantes ne limite pas le taux de dénitrification. D'après Crawshaw *et al.*, 2019.

Les taux de dénitrification, dont la variabilité spatiale inter et intra-sites est importante, peuvent posséder des valeurs élevées. Seitzinger (1988) estime le taux dénitrification dans les sédiments estuariens et côtiers dans une gamme de valeur allant de 50 à 250 $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Le tableau ci-dessous présente quelques valeurs de taux de dénitrification dans différentes lagunes et milieux estuariens (Herbert, 1999).

Site	Taux de dénitrification ($\text{mg N m}^{-2} \text{day}^{-1}$)	Référence
Étang du Prévost (France)	1-153	(Rysgaard <i>et al.</i> , 1996)
Randers Fjord (Norvège)	20-141	(Sørensen, 1978)
Kysing Fjord	3-1109	(Sørensen, 1978)
Baie d'Archachon	1-153	(Rysgaard <i>et al.</i> , 1996)

Il convient de noter que les producteurs primaires entrent en compétition avec les bactéries dénitrifiantes pour la consommation des apports en nitrate et, souvent, seule une faible partie de ces apports est diffusée jusque dans les sédiments où la dénitrification se produit. Ainsi, ce processus pourrait s'avérer être un puits d'azote limité quand il n'est pas considéré comme négligeable (McGlathery *et al.*, 2007 ; Crawshaw *et al.*, 2019).

2.4.2 Études antérieures en lien avec l'étang du Curnic

Aucune étude antérieure concernant le marais du Curnic ne s'est intéressée spécifiquement à l'étang, cependant beaucoup d'entre elles y ont fait référence. Les données concernant le fonctionnement hydrologique et physico-chimique de l'étang acquises durant les études antérieures sont toujours inférieures à un an, ne permettant pas d'obtenir de résultats réellement significatifs pour caractériser le fonctionnement du site sur le long terme, comme le souligne Faillat (1998) « *il est clair que pour trancher, un suivi climatologique et hydrodynamique dans le bassin versant de l'Alanan, pendant ou moins deux cycles hydrologiques, serait nécessaire pour assurer des corrélations correctes* ».

Le déclassement de l'étang du Curnic en tant qu'habitat communautaire en 2009 à la suite de la disparition de la Ruppie maritime a conduit, une année plus tard, la mairie à réaliser une série d'analyse d'eau afin de quantifier les apports en nutriment dans le marais.

Le tableau ci-dessous récapitule les études et articles faisant référence à l'étang ainsi que les thématiques abordées en lien avec celui-ci.

Référence	Thématiques abordées
(Faillat, 1998)	<ul style="list-style-type: none">• Salinité (conductivité)• Bilan hydrique• Débits entrants / sortants
(Piriou <i>et al.</i> , 1999)	<ul style="list-style-type: none">• Abattement d'azote
(Yoni, 2001)	<ul style="list-style-type: none">• Bathymétrie• Débits (drains)• Salinité (conductivité)
(Merlet, 2009 ; Chevalier, 2016)	<ul style="list-style-type: none">• Qualité de l'eau
Groupe Ornithologique Breton, 2009	<ul style="list-style-type: none">• Diagnostic avifaune
(Hemery, 2014)	<ul style="list-style-type: none">• Diagnostic Phragmite
Groupe Mammalogique Breton, 2021	<ul style="list-style-type: none">• Diagnostic Loutre

2.4.3 Histoire de l'étang du Curnic

Évolution de l'étang du Curnic entre 1952 et 2021

Réalisation : Antoine Le Doeuff, Mairie de Guissény – IUEM (2022)
 Sources : IGN

1952



1982



0
200 m

1977



2021



Figure 2.16: Évolution de l'étang du Curnic entre 1952 et 2021

Depuis la poldérisation jusqu'aux années 70's l'étang possède une superficie d'environ 6 ha correspondant approximativement à la partie nord de l'étang actuel, le cours l'Alanan est d'ores et déjà canalisé et s'écoule directement vers l'écluse sans transiter par l'étang dont l'alimentation en eau douce est principalement assurée par la nappe (Merlet, 2009) (fig. 2.16).

Vers la fin des années 70, un projet de pisciculture est lancé aux abords de l'étang avec la construction de bassins dans sa partie Est. Le projet aurait avorté après quatre ou cinq années d'activité suite à des oppositions locales²⁰. Concomitamment, l'étang se voit approfondi et

²⁰ Les informations présentées sont susceptibles de ne pas être exactes. Un travail d'enquête auprès des anciens acteurs serait nécessaire pour acquérir des données fiables.

étendu par des extractions massives de sable, il atteint sa superficie actuelle de 16 ha en 1980 — les levés que l'on observe aux abords de l'étang, aujourd'hui colonisées par la végétation, sont les vestiges de ces extractions. Le sable a principalement été utilisé pour la reconstruction de Brest.

Jusqu'à aujourd'hui, l'emprise de l'étang n'a pas évolué. L'embouchure du canal de l'Alanan s'est comblée au cours du temps conduisant le cours d'eau à transiter par l'étang.

3 MÉTHODE ET OUTILS

Le travail s'est organisé en trois axes : un premier, bibliographique, constitué d'un état de l'art des connaissances actuelles du fonctionnement de l'étang du Curnic et du fonctionnement global des systèmes lagunaires et des problématiques dystrophiques qui leur sont associées ; un deuxième constitué d'analyses statistiques et, en filigrane des deux axes précédents, un travail d'acquisition de données sur le terrain.

3.1 Travail bibliographique et état de l'art des connaissances sur l'étang du Curnic

Un premier travail bibliographique a porté sur la connaissance des systèmes lagunaires dans leur globalité. Ainsi des recherches ont été conduites sur les aspects hydrodynamiques, écologiques, biologiques, physico-chimiques, biogéochimiques et de gestion des lagunes. L'outil de recherche bibliographique [Scopus](#) a été utilisé.

Un état de l'art des connaissances concernant l'étang du Curnic a également été mené.

3.2 Les protocoles d'acquisition de données

Le comité de pilotage (COPIL) du site Natura 2000 du 9 mai 2022 a permis de rappeler les questionnements spécifiques de l'étude, nous les reproduisons ci-dessous :

- Doit-on modifier des franchissements en faveur de la Loutre d'Europe ?
- De quelles espèces est constituée la population piscicole ? Et dans quel état est-elle ?
- La tourbière et les prairies humides ont-elles un rôle épuratoire vis-à-vis du bassin versant ?
- L'Alanan est-il l'apport majeur des nitrates vers l'étang ?
- L'étang joue-t-il vraiment un rôle épuratoire conséquent ?
- Quel volume d'eau l'étang peut-il accueillir ?
- La roselière peut-elle permettre un reméandrage de l'Alanan ? Cela permettra-t-il de renforcer le processus épuratoire ?
- Comment fluctuent la température et la conductivité dans l'étang ? Existe-t-il un fonctionnement par secteurs ?
- Comment circulent les eaux (eau douce et eau de mer) dans l'étang ?

Afin de répondre à ces questionnements, des protocoles ont été mis en place et des études ont été conduites. Pour certaines problématiques, il a été décidé de faire appel à un bureau d'étude ou à des collaborateurs.

Le tableau ci-dessous récapitule les protocoles, outils et études pour chaque thématique abordée dans le cadre de ce projet ainsi que les indicateurs associés.

Thématiques	Outils	Indicateurs
Propriétés physico-chimique de l'eau	<ul style="list-style-type: none"> • Sonde autonome • Sonde multiparamètre mobile • Analyse en laboratoire • Bandelette nitrate 	<ul style="list-style-type: none"> • Azote global • Azote organique et ammoniacale • Concentration en nitrates • Concentration en nitrites • Concentration en orthophosphate • Phosphore global • Salinité • Conductivité (et résistivité) • Température de l'eau • TDS (<i>Total Dissolved Solid</i>) • Pression
Hydrodynamique	<ul style="list-style-type: none"> • Sonde autonome • Vélocimètre 	<ul style="list-style-type: none"> • Niveau d'eau • Débit
Contexte physique de l'étang	<ul style="list-style-type: none"> • Scop AQUABIO 	<ul style="list-style-type: none"> • Bathymétrie • Topographie des sédiments
Contexte physique du marais	<ul style="list-style-type: none"> • Collaboration avec le laboratoire LETG 	<ul style="list-style-type: none"> • Topographie
Contexte climatique	<ul style="list-style-type: none"> • Pluviomètre à la station d'épuration de Guissény / Kerlouan 	<ul style="list-style-type: none"> • Pluviométrie
Diagnostic piscicole	<ul style="list-style-type: none"> • Scop AQUABIO 	<ul style="list-style-type: none"> • Espèces en présence • État de santé de la population

La figure 3.1 présente l'ensemble des points de mesures/prélèvement par protocoles.

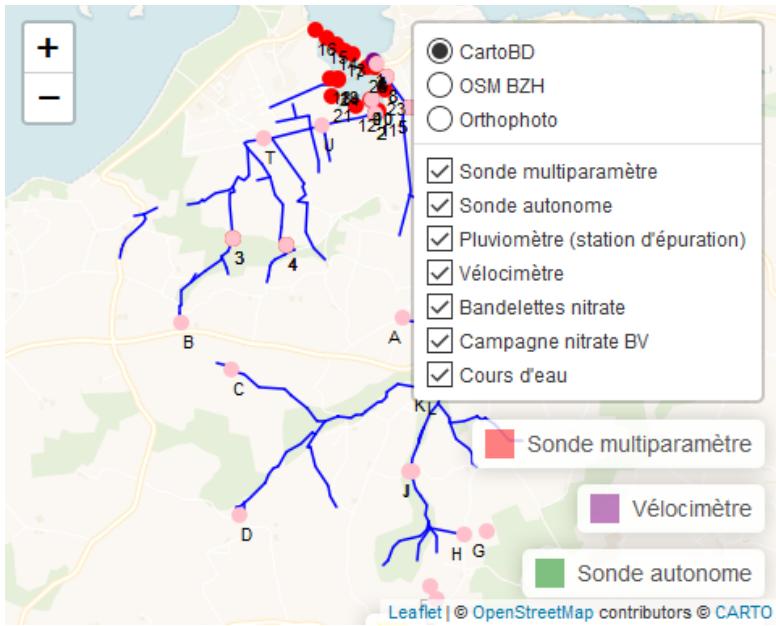


Figure 3.1: Localisation de l'ensemble des points de mesures-prélèvement. Il s'agit d'une carte interactive, vous pouvez choisir le fond de carte de votre choix et décocher les couches que vous souhaitez; il est possible de cliquer sur les points, une infobulle s'affichera

3.2.1 Contexte climatique

Nous avons présenté les données utilisées dans la section 2.1.4.

3.2.2 Propriété physico-chimique de l'eau

L'objectif est d'évaluer la qualité de l'eau et l'évolution des concentrations/flux en nutriments entre le bassin versant, le réseau du marais et l'étang au cours d'une année ; caractériser l'évolution des températures et de la salinité selon les conditions de marées et les saisons et mieux comprendre les éléments biotiques et abiotiques qui influencent ces fluctuations physico-chimiques.

Concernant la qualité de l'eau, deux méthodes d'acquisition de données sont utilisées : l'analyse en laboratoire et les bandelettes nitrate.

3.2.2.1 Analyse d'eau par laboratoire

Afin d'évaluer les teneurs de différentes formes de l'azote et du phosphore, des prélèvements d'eau sont réalisés à l'embouchure du drain principal du marais dans l'étang (point 2) et à l'exutoire de ce dernier (point 1) (fig. 3.2).

Dans la mesure du possible, les prélèvements sont réalisés le même jour afin de parer au biais engendré par les variations temporelles des concentrations. L'heure est quant à elle sélectionnée en fonction de la marée de telle sorte à prélever dans des conditions similaires. Les lendemains de fortes précipitations sont également évités afin de ne pas obtenir de valeurs extrêmes. Les échantillons sont ensuite transmis au laboratoire Laboceau où les éléments suivants sont mesurés : azote total, nitrates, nitrites, l'azote kjeldahl, orthophosphates et phosphore total.

Dans le cadre du suivi de la qualité de l'eau réalisé par le Syndicat Mixte du Bas-Léon, le service environnement de la mairie de Guissény a produit une demande, en passant par la Communauté Lesneven Côte des Légendes (CLCL), pour accorder le nombre de prélèvements, la rythmicité et les éléments analysés qu'il réalise au lieu-dit Cléguer (point 5) avec ceux réalisés dans le cadre de cette étude.

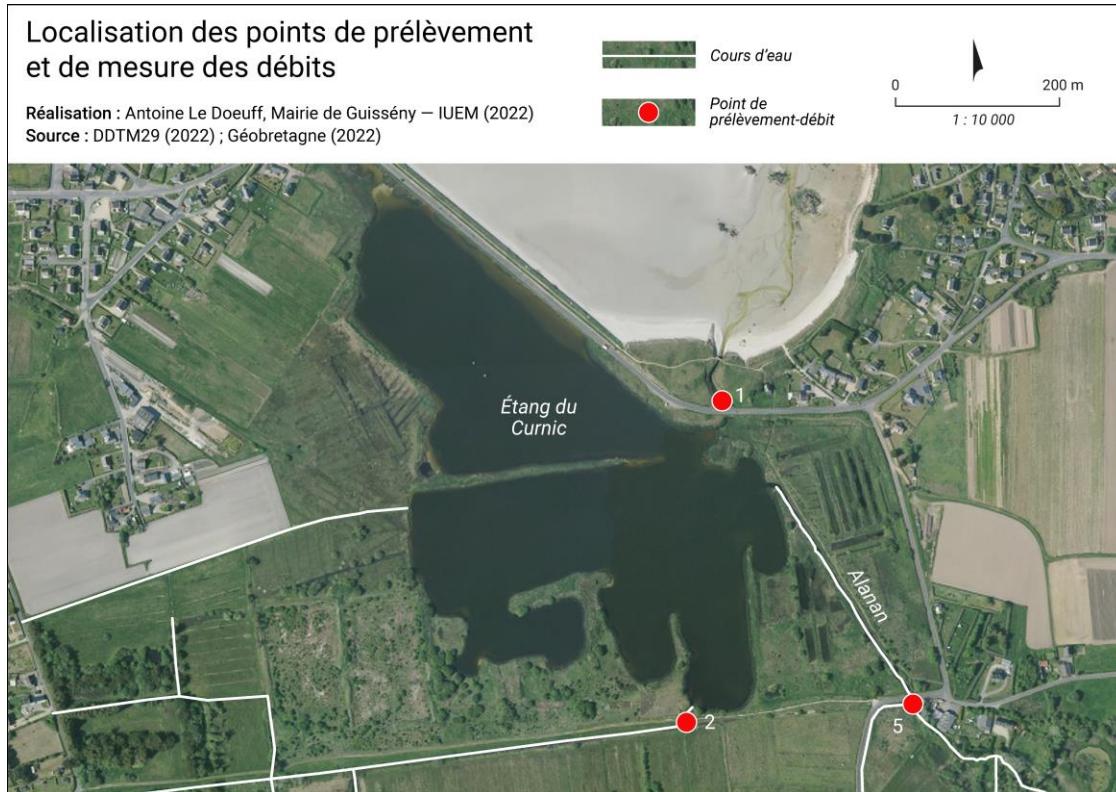


Figure 3.2: Localisation des points de prélèvement et de mesure

3.2.2.2 Bandelette nitrates

Pour compléter la connaissance des flux en nitrate, des bandelettes nitrate sont utilisées pour les points 1, 2, 3, 4 et 5 (fig. 3.3).

Le système utilisé est celui de la marque *Deltares* médiatisée par l'application *Nitrate app*. L'incertitude calculée est de 8 % (laboratoire géosciences de Rennes).

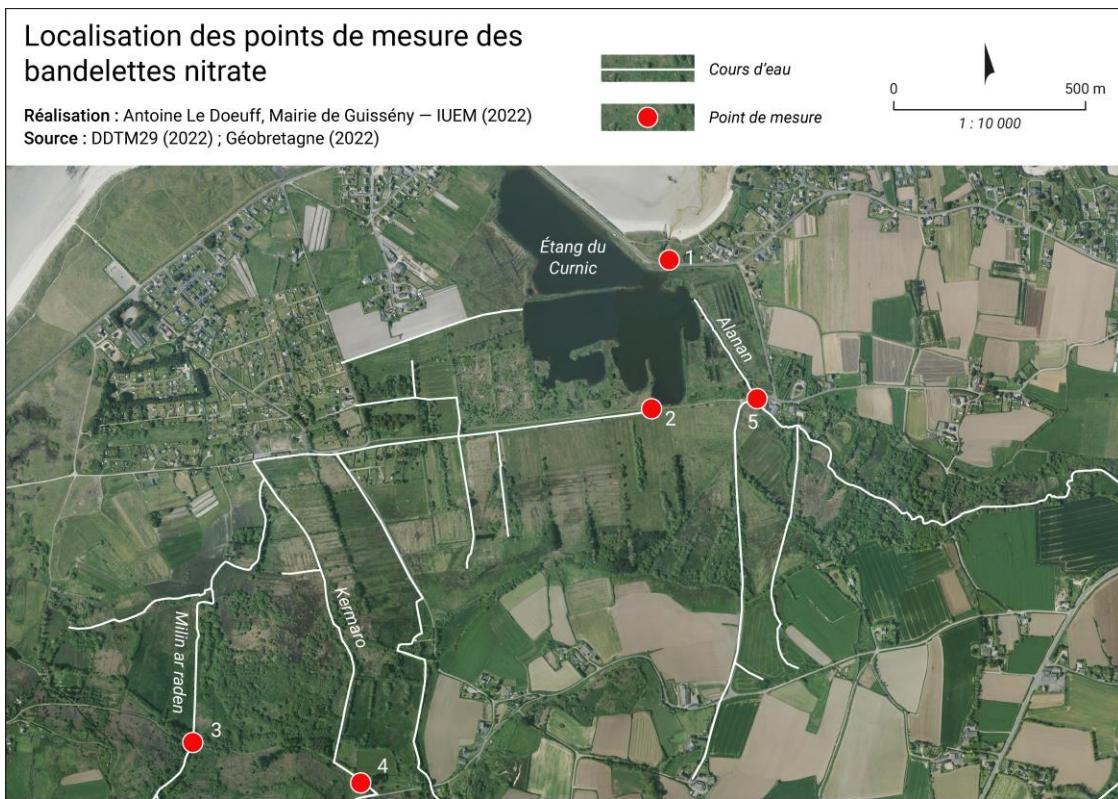


Figure 3.3: Localisation des points de mesure des bandelettes nitrate

Deux campagnes (04/07/2022 et 04/08/2022) sur l'ensemble du bassin versant ont également été effectuées afin de posséder une première image des concentrations en nitrates sur celui-ci (fig. 3.1).

3.2.2.3 Sonde multiparamètre

La sonde multiparamètre permet d'acquérir des données de conductivité (et conductivité absolue), de salinité, de pression dans l'eau et dans l'air, de TDS (*Total Dissolved Solid*) ainsi que de température. La sonde utilisée est le modèle HI98199 de la marque *Hanna Instruments*. Les points mesurés sont situés à la fois dans l'étang et dans le marais (fig. 3.4).

L'objectif est de caractériser le gradient de salinité horizontale dans l'étang afin d'identifier l'ampleur de l'influence de la marée et du coin salé dans le système.

Les mesures ont été effectuées une fois par mois depuis le 14 octobre 2021.

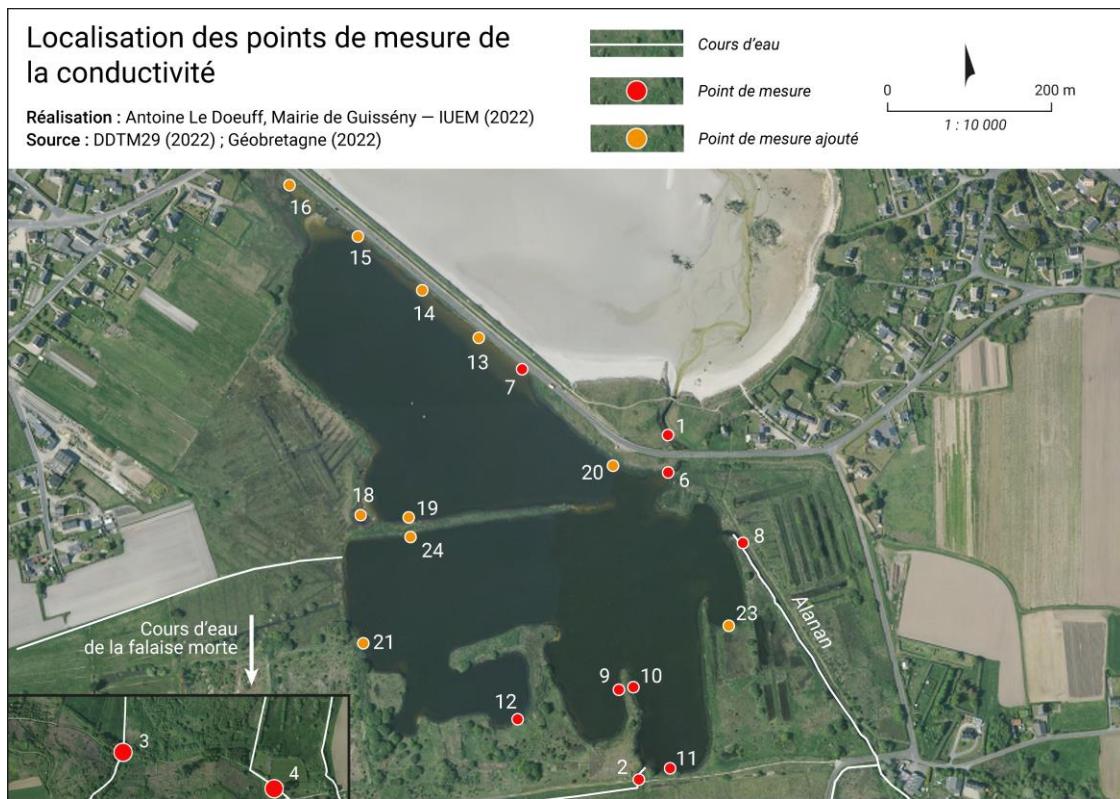


Figure 3.4: Localisation des points de mesure de la conductivité

Un protocole a été ajouté au cours de l'étude afin de caractériser plus finement l'influence de la marée. Dix points ont été ajoutés aux initiaux, ils sont cartographiés dans la figure (3.4). Un échantillonnage stratifié²¹ a été utilisé. Au total, quatre sessions ont été effectuées pour des contextes de marées basses et hautes par coefficient de mortes-eaux et de vives-eaux.

3.2.2.4 La sonde autonome

Une sonde autonome a été placée le 1 juin 2021 à l'exutoire de l'étang (point 6, fig. 3.4). Le modèle utilisé est le *CTD* de la marque *OTT*. Elle mesure le niveau d'eau, la conductivité, la salinité, les TDS et la température tous les quarts d'heure et moyenne les résultats toutes les demi-heures. Les mesures sont enregistrées à une hauteur comprise entre 15 et 20 cm au-dessus de la surface du sédiment.

L'objectif est de quantifier l'ensemble des influences à la fois marines et continentales sur les indicateurs mesurés à l'exutoire dans l'objectif de modéliser son fonctionnement hydrodynamique et physico-chimique.

La sonde a été déplacée le 28 juillet 2022 au point 12, au sud de l'étang (fig. 3.4).

²¹ « L'échantillonnage stratifié consiste à prélever à des moments privilégiés. » (Raymond, 2011).

3.2.3 Hydrodynamique

3.2.3.1 Vélocimètre

Les mesures de débit ont été réalisées au vélocimètre. Le modèle utilisé est le *FW01* de la marque *COMETEC*, la sensibilité théorique minimum de l'instrument est de $0,1 \text{ m.s}^{-1}$.

Les données de débits permettront de calculer le bilan hydrique de l'étang et de déterminer les flux en éléments chimiques.

Trois sections sont mesurées, une à l'exutoire (point 1), une à l'exutoire du drain principal du marais, au sud de l'étang (point 2) et une au lieu-dit "Cléguer" avant son passage sous la route (fig. 3.2).

Le protocole utilisé est celui de l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques ([Le Coz et al., 2011](#)) (fig. 3.5). Les débits ont été calculés à l'aide de la méthode de la section médiane.

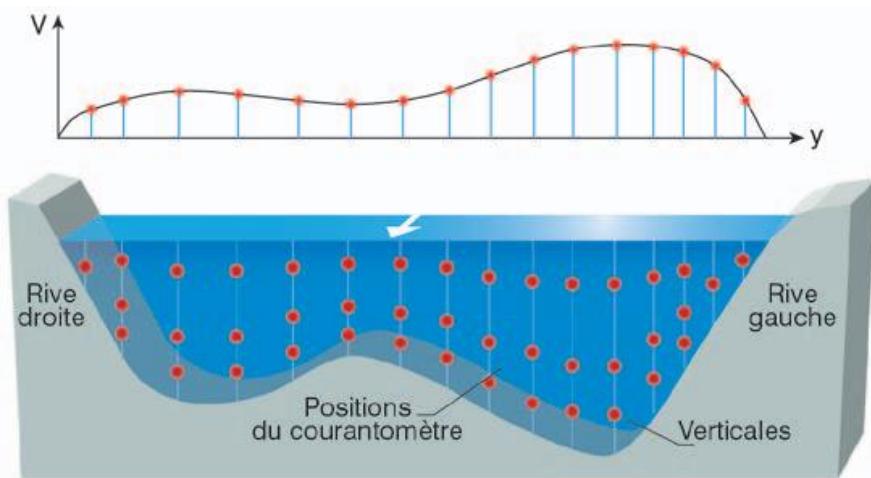


Figure 3.5: Exemple de répartition des points de mesure dans la section de jaugeage pour une section large. **ONEMA, 2011**

Les débits sont mesurés une fois par mois en hiver et deux fois par mois au printemps et en été. Les débits (Q) sont exprimés en $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$.

3.2.3.2 Sonde autonome

La sonde autonome calcule la variation du niveau d'eau à l'exutoire de l'étang. L'outil est présenté dans la section 3.2.2.4.

3.2.4 Contexte physique de l'étang

3.2.4.1 Bathymétrie et topographie des sédiments

L'objectif est de connaître le volume d'eau accueilli ainsi que la répartition des sédiments dans l'étang. Le volume d'eau permettra de calculer le bilan hydrique de l'étang et le temps de résidence des eaux dans le système.

Un levé bathymétrique a été réalisé par la Scop AQUABIO le jeudi 31 mars 2022. L'ensemble de l'étang ainsi que le canal de l'Alanan ont été levés.

Le relevé consiste à circuler sur le plan d'eau à l'aide d'une embarcation, munie d'un sondeur couplé à un GPS, qui permet d'enregistrer des points pour lesquels sont alors connues les coordonnées GPS et la profondeur ([Le Ruyet, 2022](#)).

La topographie du fond a également été mesurée « *à l'aide d'une perche graduée équipée d'un système coulissant en fonction de la hauteur de sédiments* » ([Le Ruyet, 2022](#)).

À l'issue de l'étude, un rapport et deux MTN ont été fournis, un concernant la bathymétrie et un pour la topographie des sédiments.

3.2.5 Contexte physique du marais

3.2.5.1 La topographie

Le levé topographique concerne la zone, en bordure du canal de l'Alanan, où ont été creusés les bassins de pisciculture dans les années 70 ; la zone représente environ 6 ha. Il s'agit d'un protocole prospectif dont la finalité est d'approximer les volumes nécessaires à exporter — et les coûts associés — dans l'hypothèse d'un détournement de l'Alanan dans la roselière afin de favoriser l'abattement de l'azote.

La réalisation de ce levé est à envisager hors période de nidification des oiseaux d'eau et de roselière. La fin de l'hiver ou bien l'automne est donc à privilégier.

Les levés sont réalisés avec la collaboration du laboratoire LETG, IUEM (interlocuteur, Serge Suanez).

3.2.6 Diagnostic piscicole

L'objectif du diagnostic piscicole est d'établir un état des lieux de la population piscicole de l'étang. L'ichtyofaune²² est l'un des indicateurs biologiques requis par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) pour évaluer l'état écologique des masses d'eau.

La Scop AQUABIO a réalisé ce diagnostic entre le 13 et le 14 juin 2022.

L'étang du Curnic étant saumâtre, l'emploi d'engins passifs est indispensable. Le prestataire a utilisé des verveux doubles sur quatre stations réparties en différents points de l'étang.

3.3 Traitement des données

Dans un premier temps, un travail de gestion de données a été effectué. Les données préexistantes ont été normalisées et stockées dans un *drive*²³ et enrichies par celles acquises au cours du stage. Ces données ont été importées directement dans l'environnement *RStudio* à l'aide *package googlesheets4* ([Bryan & RStudio, 2021](#)). Les scripts ont été rédigés de telle sorte à ce que leurs sorties soient mises à jour en fonction de la base de données ; ainsi, les membres

²² L'ichtyofaune est la partie de la faune rassemblant les poissons. (wikipedia, cons. 05/08/2022 12:09)

²³ Un *drive* est un dossier sur le site [googledrive](#) partageable à des tiers.

du service environnement pourront les réutiliser sans avoir à les modifier si la base continue à être alimentée.

Le travail statistique proprement dit a commencé par une analyse descriptive (univariée, bivariée et multivariée) des données issues des protocoles présentés plus hauts. Dans un second temps, des modélisations stochastiques²⁴ de séries temporelles²⁵ ont été réalisées sur les signaux enregistrés par la sonde autonome.

En parallèle de cette analyse statistique, les débits, le bilan hydrologique, le temps de résidence, les flux, les bilans et les valeurs de l'abattement ont été calculés. Dans un souci de lisibilité, les méthodologies propres à chaque résultat seront présentées en amont de chacun d'entre eux.

L'ensemble des traitements ont été effectués sous les logiciels *Microsoft Excel*, *RStudio* et *QGIS*.

²⁴ La notion de stochasticité fait référence à l'aléatoire dans un système donné ; les effets "imprévisibles". La modélisation stochastique s'oppose à la modélisation déterministe qui n'admet pas d'effet aléatoire.

²⁵ Une série temporelle, ou série chronologique, est une suite de valeurs numériques représentant l'évolution d'une quantité spécifique au cours du temps. (wikipedia, cons. 06/08/2022 12:03)

4 RÉSULTATS

4.1 Les paramètres physico-chimique

4.1.1 L'azote

Les concentrations mesurées contenant de l'azote sont :

- La concentration en azote global
- La concentration azote ammoniacal et organique (azote kjeldahl)
- La concentration en nitrate
- La concentration en nitrite

L'ensemble de ces données sont disponibles pour les points 1, 2 et 5 ; les points 3 et 4 faisant uniquement l'objet de mesure par bandelette nitrate (*cf. chapitre 3*) (fig. 3.1).

Le tableau ci-dessous présente les classes d'état telles que définies dans le code de l'environnement pour ces deux éléments. Aucun seuil n'est émis pour l'azote global et kjeldahl (l'astérisque indique que « *les connaissances actuelles ne permettent pas de fixer des seuils fiables pour cette limite* »).

4.1.1.1 Azote global

L'azote global représente la somme des quatre formes suivantes : azote organique, azote ammoniacal, azote nitrique, azote nitreux.

Les mesures de l'azote global sont réalisées en laboratoire. Depuis le début des échantillonnages, 44 mesures de l'azote global ont été enregistrées, tous points confondus. Le premier résultat enregistré date du 07 juin 2021 et le dernier du 21 juillet 2022.

Concentration en azote global aux points de prélèvement

Période : entre juin 2021 et juillet 2022
Méthode : analyse en laboratoire

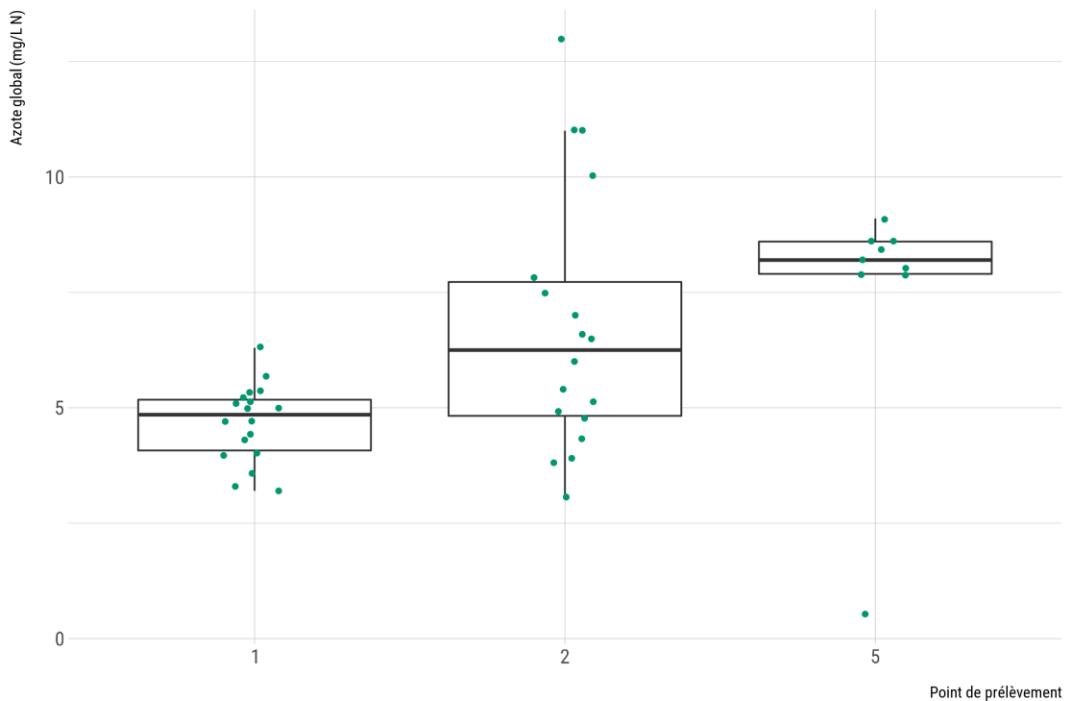


Figure 4.1: Boîtes à moustache de l'azote global aux points de mesure

La figure 4.1 indique une valeur aberrante au point 5, elle sera éludée dans la suite de l'analyse. Le nombre de valeurs reste limité, notamment pour le point 5, il faut donc rester prudent dans l'interprétation des données²⁶. Les points 1 et 5 montrent une faible variabilité de la concentration en azote global — dans la mesure où la valeur extrême du point 5 est considérée comme aberrante. Le point 2, en revanche, présente une variabilité plus élevée (écart-type = 2.83) et enregistre les maximums recueillis sur la période d'échantillonnage. Le point 1 possède les plus faibles concentrations (*cf.* Annexe 10, section 10.1.1).

La figure 4.2 représente l'évolution de la concentration en azote global aux points de prélèvement. Au point 5, les concentrations sont stables et ne présentent pas de variations importantes comme le montre la figure 4.1. De la même façon, le temps ne semble pas expliquer de manière évidente les variations de la concentration en azote global à l'exutoire de l'étang (point 1). Le point 2, quant à lui, semble posséder des concentrations plus fortes durant la saison estivale qu'hivernale ; la chute des valeurs à partir du mois de mai pourrait s'expliquer par la remontée des eaux de l'étang jusqu'au point d'échantillonnage dans le cours d'eau en provenance du marais.

²⁶ Les données mesurées par le Syndicat Mixte des Eaux du Bas Léon après décembre 2021 ne nous ont pas été transmises.

Évolution de la concentration en azote global aux points de prélèvement

Période : entre juin 2021 et juillet 2022

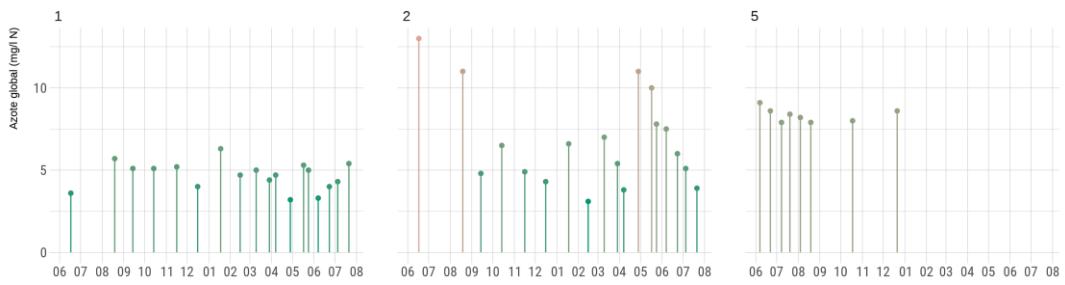


Figure 4.2: Évolution de la concentration en azote global aux points de mesure

4.1.1.2 Azote kjeldahl

« L'azote kjeldahl représente l'ensemble des formes réduites de l'azote contenues dans les eaux, c'est-à-dire la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal (ce qui exclut les nitrites et les nitrates) » (*wikihydro*)

Entre le 07 juin 2021 et 21 juillet 2022, 44 valeurs de concentration en azote kjeldahl ont été mesurées.

Concentration en azote kjeldahl aux points de prélèvement

Période : entre juin 2021 et juillet 2022

Méthode : analyse en laboratoire

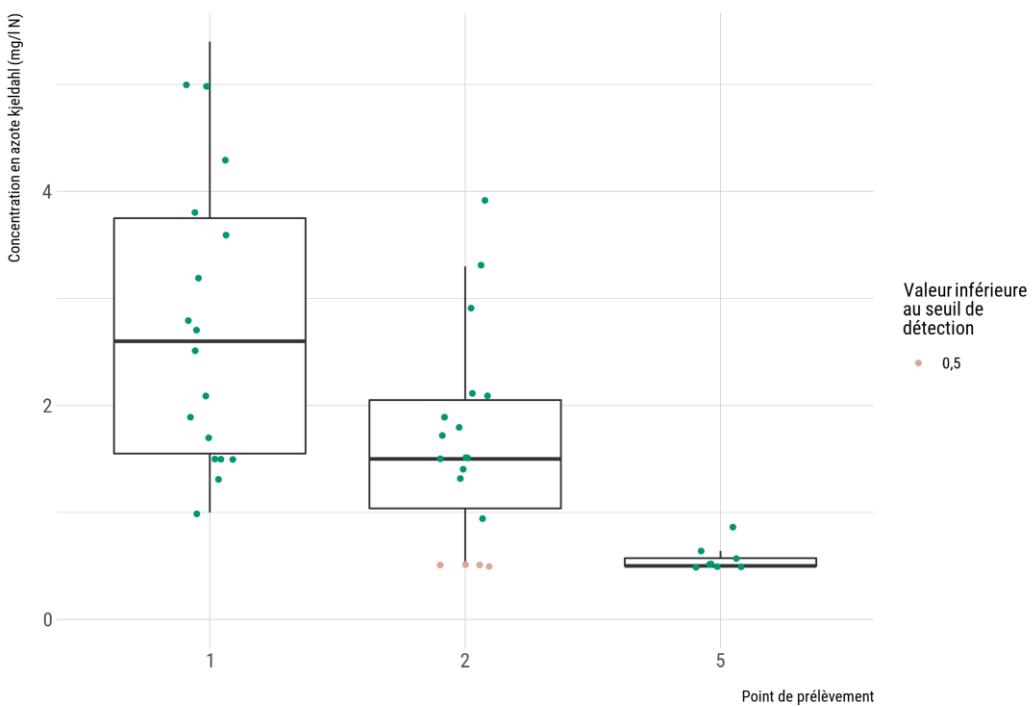


Figure 4.3: Boîtes à moustache de l'azote kjeldahl aux points de mesure

Le point 1 (exutoire de l'étang) présente la plus forte concentration d'azote kjeldahl moyenne et possède une variabilité importante comparée aux autres points. Au point 5, la concentration est faible et stable (exception faite de la valeur extrême). Les valeurs au point 2 se trouvent entre ces deux extrêmes (fig. 4.3 & cf. Annexe 10, section 10.1.2).

Dans la suite de l'analyse la valeur extrême au point 5 sera éconduite et les valeurs inférieures au seuil de détection seront manifestées à ce seuil même.

On trouve ci-dessous la description statistique des concentrations en azote kjeldahl en chaque point échantillonné.

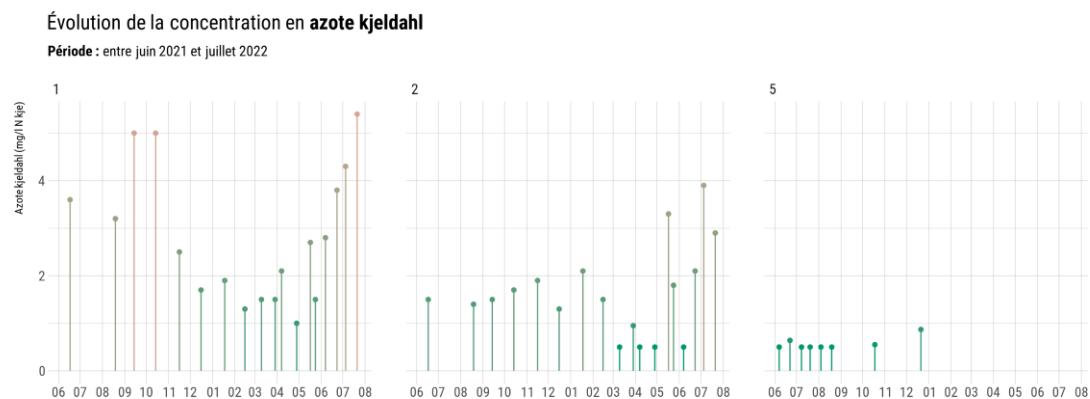


Figure 4.4: Évolution de la concentration en azote kjeldahl aux points de mesure

La figure 4.4 présente l'évolution des concentrations en azote kjeldahl au cours de la période d'échantillonnage. Ainsi que nous l'avons décrit plus haut, le point 5 présente peu de variations. Les concentrations augmentent de manière significative au point 1 en été sous l'impulsion des efflorescences phytoplanctoniques et diminuent dès l'entrée dans l'hiver. Les valeurs élevées enregistrées aux mois de septembre et d'octobre pourraient être en lien avec le processus d'ammonification, un bloom tardif ou encore la remise en suspension des sédiments par les coups de vent automnaux.

L'augmentation des valeurs au point 2 en été 2022 peut s'expliquer de la même façon que la baisse concomitante en azote global sur la même période (cf. section 4.1.1.1).

4.1.1.3 Nitrate

Le nitrate est la forme minérale oxydée de l'azote (NO_3^-). Très solubles dans l'eau, les nitrates constituent la forme de l'azote la plus commune, la plus stable et la plus biodisponible dans les milieux aquatiques bien oxygénés (wikihydro, cons. 07/08/2022).

Les données concernant le nitrate sont acquises de deux manières : par analyse en laboratoire et par bandelettes nitrates (cf. section 3.2).

Des données historiques sont également disponibles pour le point 5. Les premières données remontent à 1996 (IFREMER) et deviennent régulières (environ un prélèvement par mois) à partir de 2011.

4.1.1.3.1 Comparaison entre les deux méthodes

Certaines mesures de bandelettes nitrate sont concomitantes avec les prélèvements (point 1 et 2), il est donc possible d'évaluer la fiabilité des résultats obtenus par les bandelettes. On effectue une régression linéaire entre les données acquises par prélèvement et celles acquises avec les bandelettes nitrate (fig. 4.5).

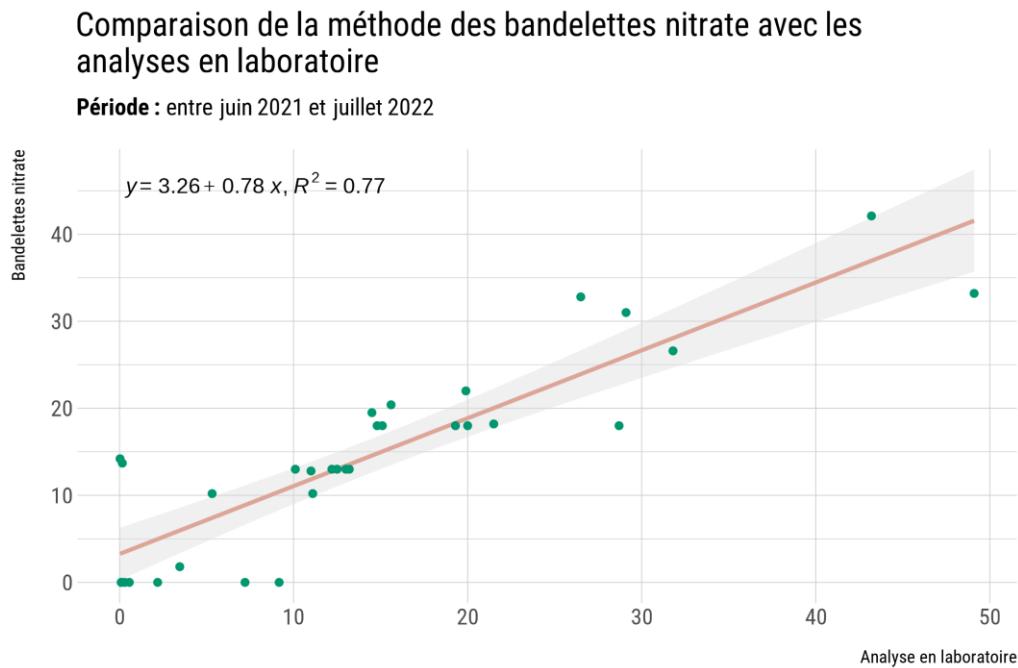


Figure 4.5: Comparaison de la méthode des bandelettes nitrate avec les analyses en laboratoire

Les valeurs semblent bien corrélées entre 10 et 25 mg/l NO₃, au-dessus et en-dessous de ce seuil les variations sont plus importantes. Le R^2 est correct.

4.1.1.3.2 Résultats

La figure 4.6 décrit la variation des concentrations en nitrate sur l'ensemble des points. On constate que les points 3 et 4 (fig. 3.1) enregistrent les valeurs les plus importantes. Ces points sont échantillonnés sur les cours d'eau de la falaise morte, avant qu'ils ne pénètrent dans le marais. Le point 2 correspond à l'exutoire du drain principal du marais, on observe une nette diminution des concentrations en lien avec un abattement important de l'azote par les milieux humides en amont. Le point 1, correspondant à l'exutoire de l'étang, enregistre les plus faibles concentrations. Le point 5 représente les concentrations en nitrate de l'Alanan au lieu-dit Cléguer, celles-ci sont en moyenne plus élevées qu'au point 2 mais demeurent inférieures à celles des points 3 et 4. Les variations sont importantes pour l'ensemble des points (*cf.* Annexe 10, section 10.1.3).

Concentration en nitrate aux points de prélèvement

Période : entre juin 2021 et août 2022

Méthode : analyse en laboratoire et bandelettes nitrate

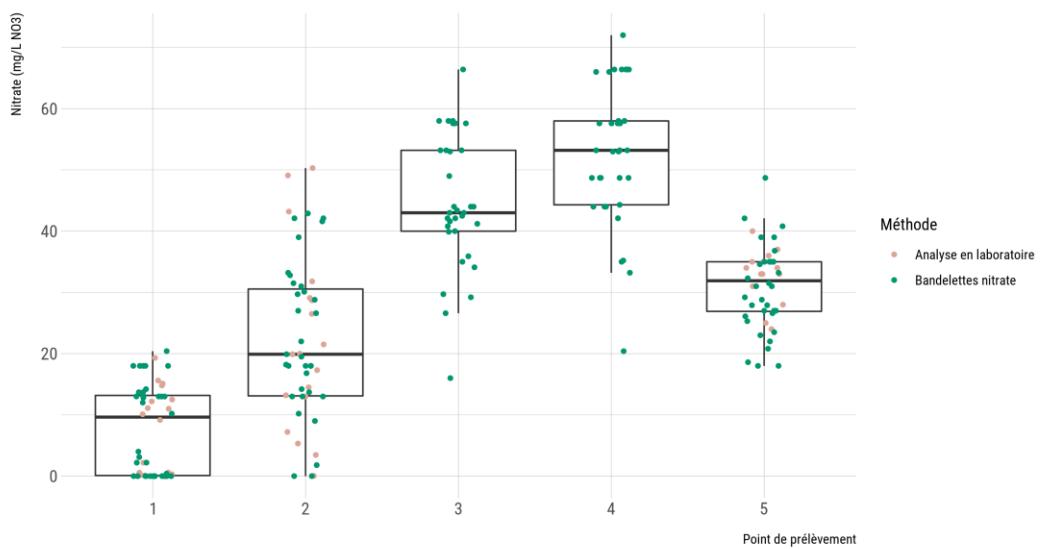


Figure 4.6: Boîtes à moustache du nitrate aux points de mesure

Entre le point 4 et le point 2 l'abattement moyen du nitrate est de 58 %, l'étang (point 1) abattant 28 % de la concentration initiale ; 86 % du nitrate est abattu en moyenne entre le point 4 et le point 1. Ces valeurs sont sensiblement inférieures entre le point 3 et le point 1. Entre le point 5 et le point 1 l'abattement moyen est de 75 %.

Le nombre de données étant plus important que pour les concentrations en azote kjeldhal et global, on moyenne les valeurs par mois pour former des séries temporelles en chaque point (fig. 4.7).

La dynamique des concentrations aux points 3 et 4 est globalement similaire (excepté pour juin 2022). On observe également quelques similitudes entre la dynamique des points 2 et 5 notamment entre les mois de septembre 2021 et avril 2022. Les dernières valeurs concernant le point 2 peuvent être biaisées dans la mesure où le déficit hydrique a engendré un assèchement du drain et une remontée des eaux de l'étang jusqu'au point d'échantillonnage. À l'exutoire de l'étang (point 1), on observe une augmentation des concentrations pendant l'hiver et une diminution en été, dynamique classique des milieux côtiers (*cf. section 2.4.1.3*).

Évolution de la concentration en nitrate aux points de prélèvement

Période : entre juin 2021 et juillet 2022

Méthode : analyse en laboratoire et bandelettes nitrate

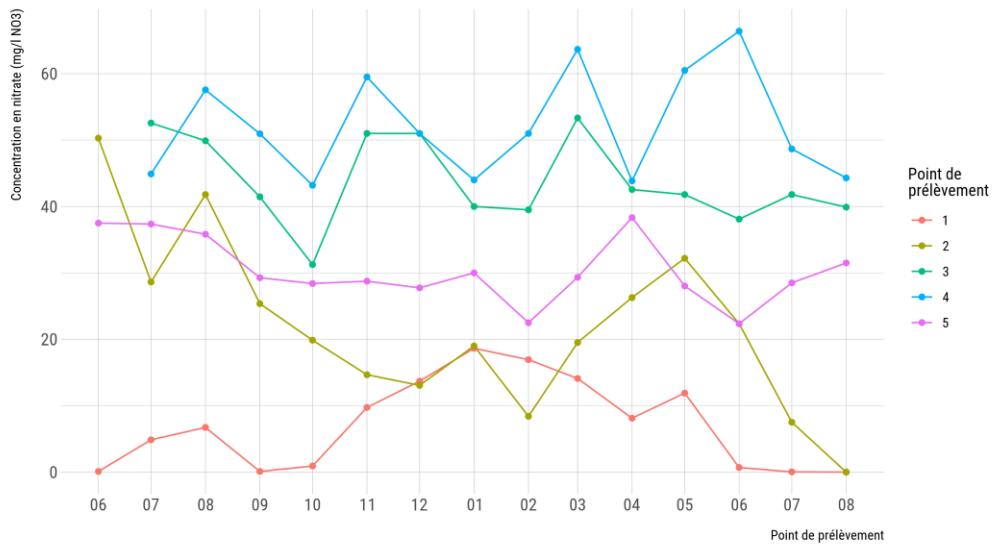


Figure 4.7: Évolution de la concentration en nitrate aux points de prélèvement

Le point 5 est échantillonné tous les mois depuis 2011 par le Syndicat Mixte des Eaux du Bas Léon (fig. 4.8). Sur la période considérée, on observe une saisonnalité caractérisée par des concentrations en nitrate globalement plus élevées en été qu'en hiver. Cette observation souffre de nombreuses exceptions. L'échantillon ne semble pas présenter de tendance ni à la hausse ni à la baisse.

Évolution de la concentration en nitrate au point 5

Période : entre 2011 et 2022

Méthode : analyse en laboratoire et bandelettes nitrate

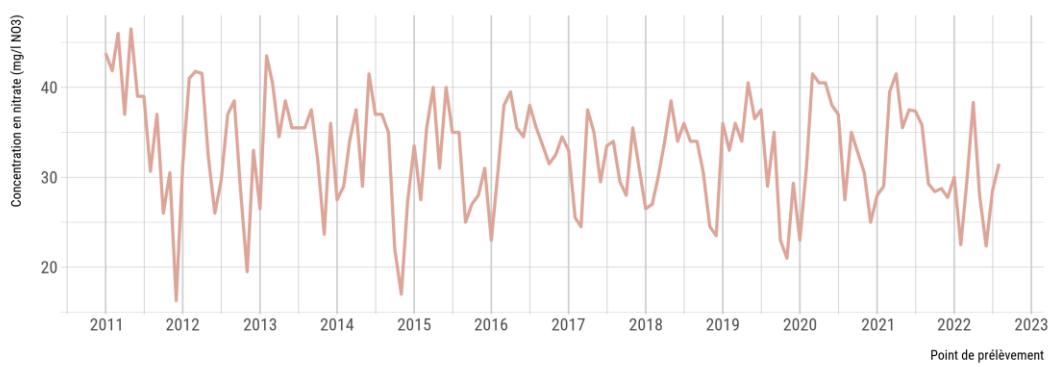


Figure 4.8: Évolution de la concentration en nitrate au point 5

4.1.1.3.3 Campagne sur le bassin versant

Une campagne d'acquisition des concentrations en nitrate par bandelettes nitrate sur le bassin versant de l'Alanan et le marais du Curnic a été réalisée le 4 juillet et le 4 août 2022 (fig. 4.9). Insistons sur le fait qu'il s'agit d'une première image, le nombre de données étant limité. Ces campagnes devront être poursuivies pour confirmer les hypothèses que nous formulerais ici. Notons que l'important déficit hydrique qui sévit durant cet été 2022 a induit une absence d'écoulement dans certains cours d'eau qui n'ont donc pas pu être mesurés.

De manière générale, les sources possèdent des concentrations en nitrate plus élevées que la partie aval des cours d'eau mettant ainsi en évidence les concentrations élevées de la nappe. La question de l'abattement du nitrate dans l'Alanan à l'entrée dans le marais reste entière dans la mesure où l'abattement entre le point S et le point 5 est de 26 % le 4 août et bien moindre le 4 juillet (11 %). On relève également que l'abattement semble négligeable dans le canal (en bordure de l'étang).

Dans le marais, on observe une diminution progressive des concentrations depuis la falaise morte jusqu'à l'étang, conformément au suivi régulier des points 3, 4 et 2.

Une analyse comparée de ces valeurs avec l'occupation du sol semble s'imposer pour la suite de ce travail.

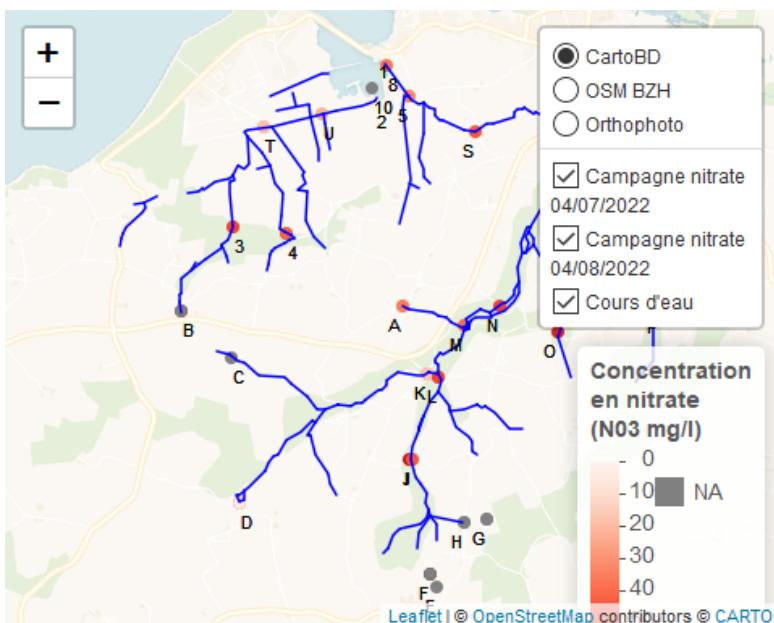


Figure 4.9: Concentration en nitrate ($\text{NO}_3 \text{ mg/l}$) sur le bassin versant de l'Alanan et dans le marais du Curnic le 4 juillet et le 4 août 2022. Il s'agit d'une carte interactive, vous pouvez choisir le fond de carte de votre choix et décocher les couches que vous souhaitez ; il est possible de cliquer sur les points, une infobulle s'affichera

En se référant aux seuils formulés par le code de l'environnement, les concentrations en nitrate sont préoccupantes sur le bassin-versant. À l'exutoire, celles-ci sont considérablement amoindries par l'important abattement fourni par le marais et l'étang.

4.1.1.4 Nitrite

Forme oxydée stable de l'azote, de formule NO_2^- . Les nitrites sont souvent présents dans des rejets traités mais comme la nitrification (qui transforme les nitrites en nitrates) est plus rapide que la nitritation, on trouve rarement des nitrites à des concentrations appréciables dans les milieux récepteurs. (wikihydro cons. 08/08/2022 14:09)

La figure 4.10 montre une faible concentration en nitrite en tous les points de prélèvement. On identifie un pic de concentration le 7 avril 2022 pour les points 1 et 2.

Aucune bandelette nitrate n'a identifié de nitrite sur l'ensemble de la période d'échantillonnage.

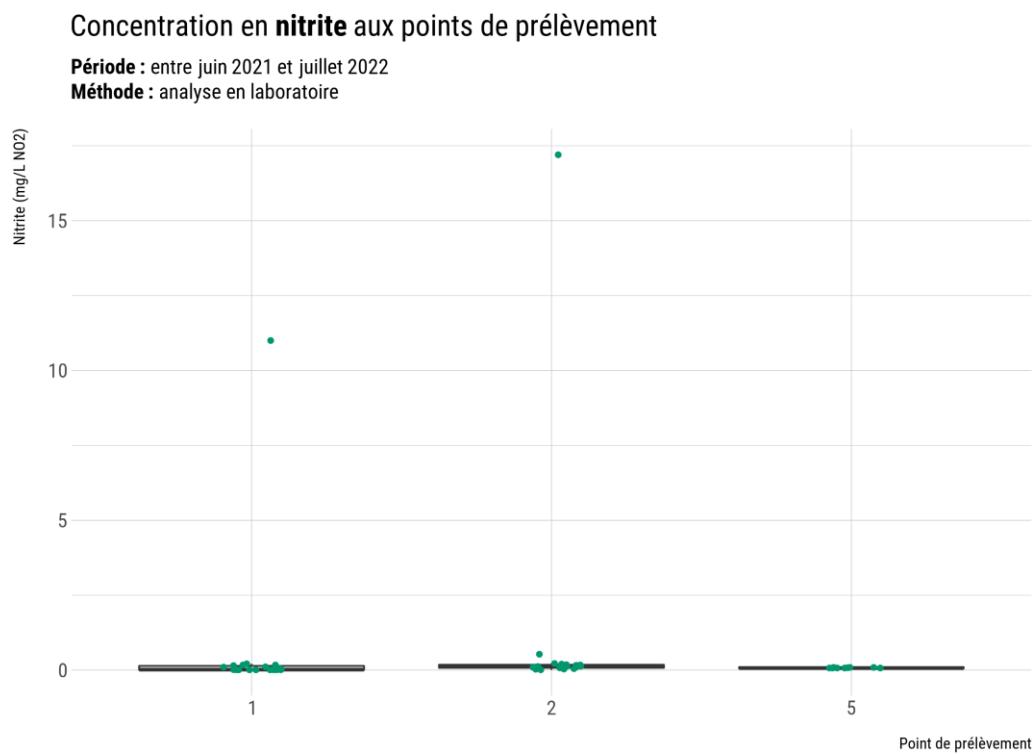


Figure 4.10: Boîtes à moustache du nitrite aux points de mesure.

L'échantillon ne présente pas de variabilité temporelle marquée ; les maxima figurent des pollutions ponctuelles (fig. 4.11 & cf. Annexe 10, section 10.1.4).

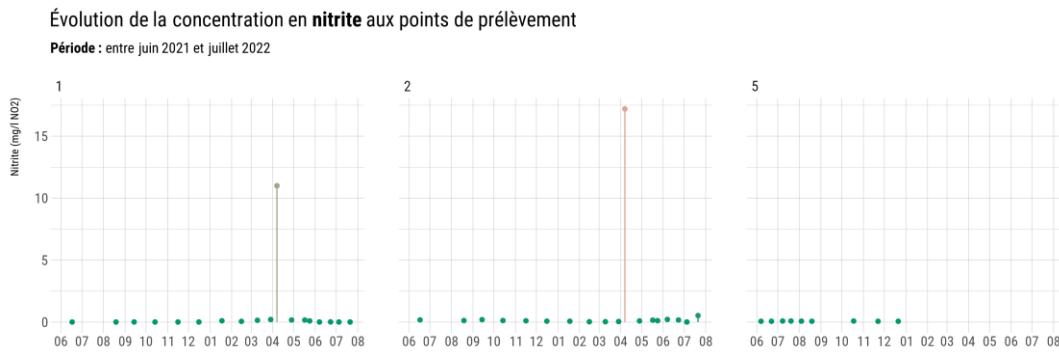


Figure 4.11: Évolution de la concentration en nitrite aux points de mesure

4.1.2 Phosphore

Les concentrations mesurées contenant du phosphore sont :

- La concentration en phosphore total P
 - La concentration en orthophosphate PO_4^{3-}

Le tableau ci-dessous présente les classes d'état telles que définies dans le code de l'environnement pour ces deux éléments.

4.1.2.1 Phosphore total

Somme de toutes les formes du phosphore, présentes dans un milieu. (*wikihydro*
cons. 08/08/2022 14:17)

De la même façon que pour les mesures de concentration en nitrate qui sont mesurées régulièrement depuis 2011, le phosphore total est calculé de manière régulière au point 5 depuis 2014 par le Syndicat Mixte du Bas-Léon.

Entre juin 2021 et août 2022, la moyenne de la concentration en phosphore total pour l'ensemble des points est comprise entre 0,2 et 0,1 mg/l P, il n'y a pas de différence significative entre la moyenne respective des trois points (*cf.* Annexe 10, section 10.2.1).

Concentration en phosphore global aux points de prélèvement

Période : entre juin 2021 et juillet 2022

Méthode : analyse en laboratoire

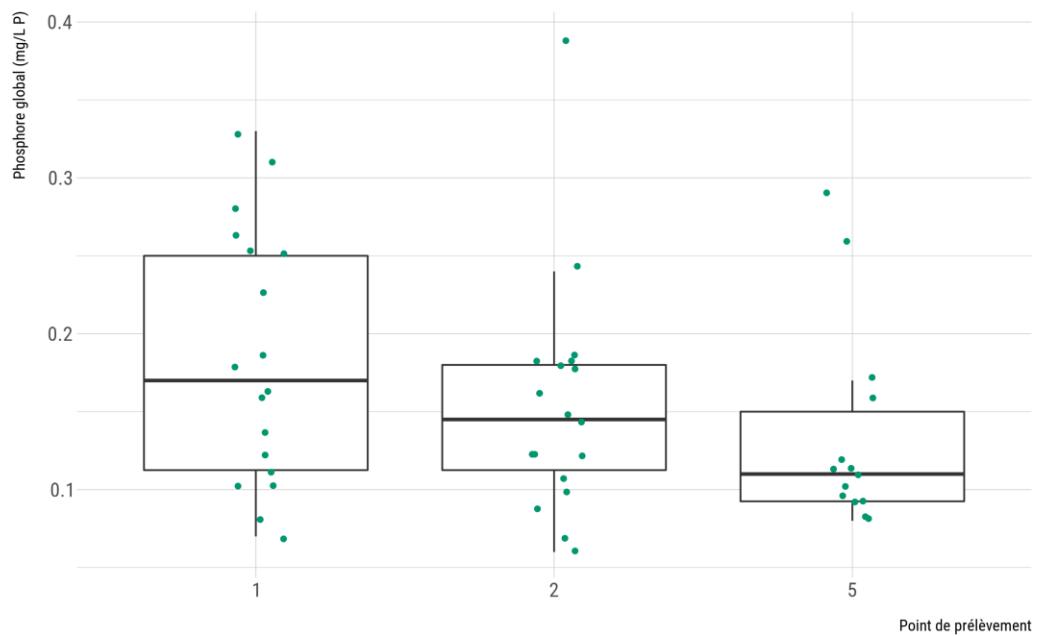


Figure 4.12: Boîtes à moustache du phosphore global aux points de mesure.

Au regard de la figure 4.13, la dynamique des concentrations au point 1 et 2 présente des similitudes. On observe une augmentation des valeurs à l'entrée en hiver et une diminution à partir du mois de décembre ; les valeurs augmentent de nouveau à partir de juin.



Figure 4.13: Évolution de la concentration en phosphore global aux points de mesure. Période d'échantillonnage partagée entre les différents points.

Entre 2014 et 2022, au point 5, la tendance des concentrations en phosphore total est globalement à la baisse avec une moyenne des valeurs située légèrement au-dessus des 0,1 mg/l P en 2021. La saisonnalité est peu marquée dans ce signal (fig. 4.14).

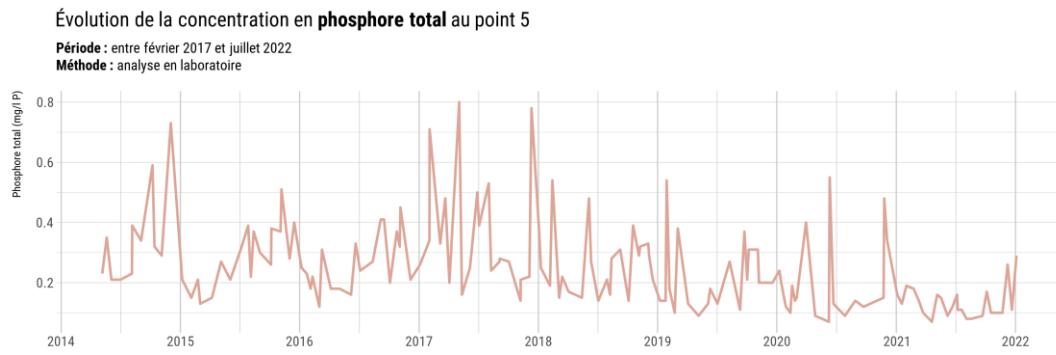


Figure 4.14: Évolution de la concentration en phosphore global au point 5

Le code de l'environnement établit un seuil de 0,2 mg/l P pour l'état "bon/moyen". Dans ce cadre législatif, la situation est peu préoccupante concernant cet élément.

4.1.2.2 Orthophosphate

Forme minérale oxydée du phosphore correspondant à l'anion PO_4^{3-} . Les orthophosphates sont très solubles dans l'eau et facilement assimilables par la végétation. Les orthophosphates constituent la forme la plus fréquente des phosphates dans l'environnement. Ils sont également utilisés comme engrains (wikihydro cons. 08/08/2022 15:56).

Entre juin 2021 et août 2022, le point 5 enregistre la concentration moyenne en orthophosphate la plus élevée et le point 1, la plus faible avec un écart type très faible. Le point 2 possède quant-à-lui une moyenne intermédiaire et la plus forte variation des trois points (fig. 4.15 & cf. Annexe 10, section 10.2.2).

Concentration en orthophosphate aux points de prélèvement

Période : entre juin 2021 et juillet 2022

Méthode : analyse en laboratoire

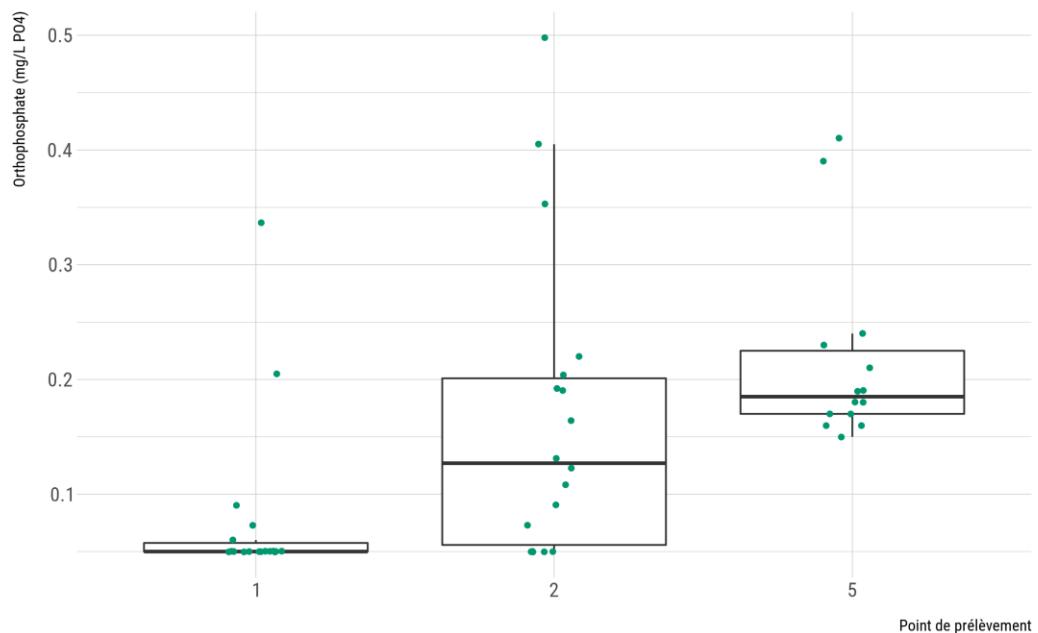


Figure 4.15: Boîtes à moustache de l'orthophosphate aux points de mesure

À l'exutoire de l'étang (point 1), la majorité des valeurs se trouve en dessous du seuil de détection en été (0,05 mg/l PO₄), les plus fortes valeurs sont enregistrées en hiver. Au point 2, les concentrations semblent également plus importantes en hiver qu'au printemps, c'est également le cas pour le point 5.

Évolution de la concentration en orthophosphate aux points de prélèvement

Période : entre juin 2021 et juillet 2022

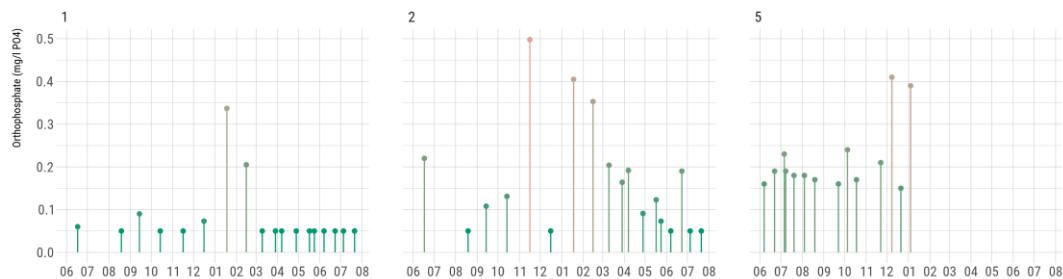


Figure 4.16: Évolution de la concentration en orthophosphate aux points de mesure. Période d'échantillonnage partagée entre les différents points.

De la même façon que pour le phosphore total, la concentration en orthophosphate possède une tendance à la baisse depuis 2014 et une diminution des valeurs extrêmes durant ces trois

dernières années. Une saisonnalité est également difficile à identifier de manière évidente (fig. 4.15).

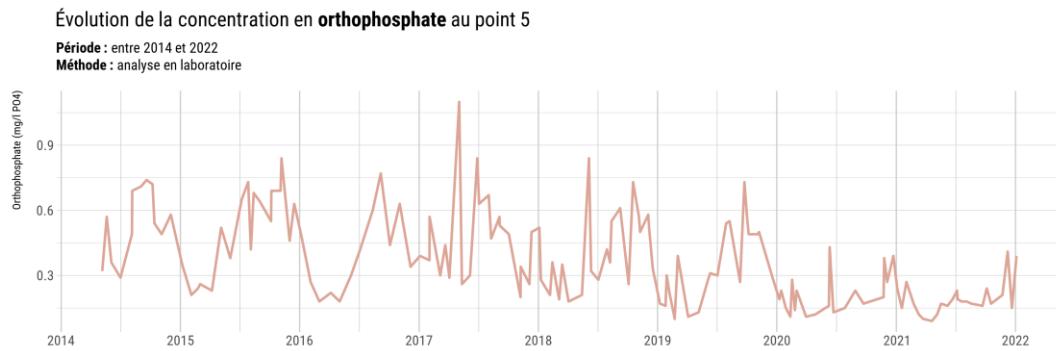


Figure 4.17: Évolution de la concentration en orthophosphate au point 5

En se référant à la réglementation du code de l'environnement, les points 2 et 5 se situent dans la classe "Bon/moyen" et le point 1 pourrait se situer — le seuil de détection nous empêchant de conclure — dans la classe "Très bon/bon".

4.1.3 Paramètres physiques de l'eau

Les deux principaux facteurs physiques permettant de caractériser un milieu aquatique sont la température d'une part et la salinité d'autre part. Les variations spatiales de ces paramètres donnent lieu à des gradients plus ou moins marqués permettant de mettre en évidence une stratification ou, à l'inverse, une homogénéité de la colonne d'eau.

4.1.3.1 La température de l'eau

La température de l'eau est mesurée à l'occasion de plusieurs mesures (sonde multiparamètre, sonde autonome et analyse d'eau au point 5). On trouvera la localisation de ces points dans le chapitre 3 (fig. 3.1).

L'ensemble des données enregistrées ne sont pas présentées dans la figure 4.18, nous avons sélectionné uniquement les valeurs qui ont fait l'objet d'un prélèvement continu entre octobre 2021 et juin 2022 (le point 7 n'ayant pas été mesuré durant 2 campagnes nous l'avons supprimé).

On observe une quasi-similarité des valeurs aux points 1, 6, 9, 10 et 11 ; il s'agit des points placés sur les berges de l'étang. Leur variation est très élevée, elle l'est moins pour les points mesurés dans les cours d'eau (*cf.* Annexe 10, section 10.3.1). On note que la médiane est globalement similaire pour l'ensemble des points.

Température de l'eau aux points de prélèvement

Période : entre octobre 2021 et mai 2022

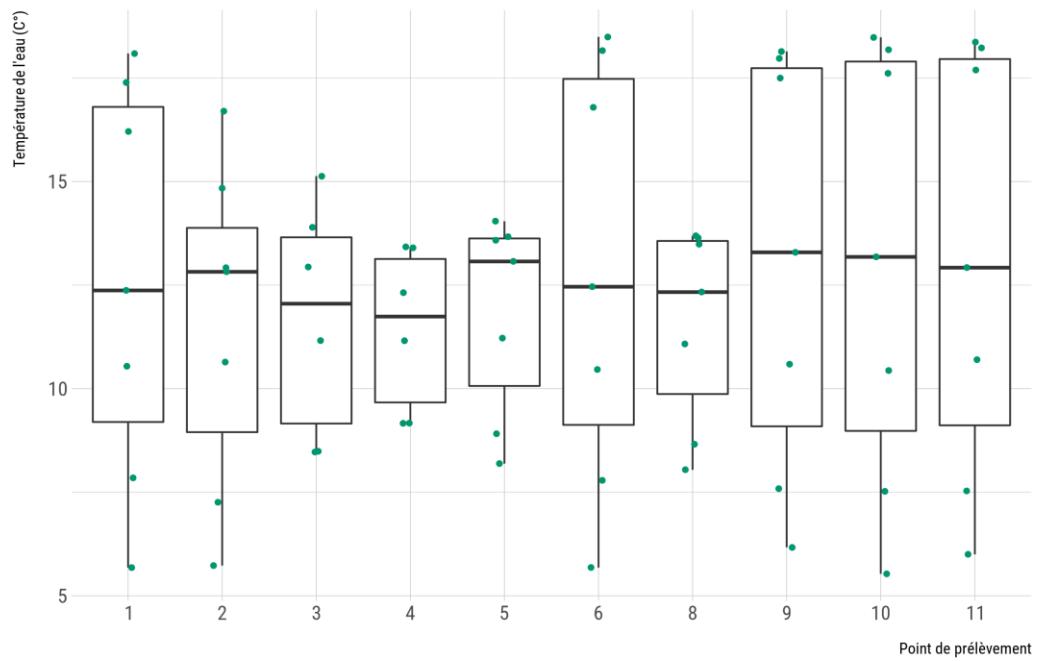


Figure 4.18: Boîtes à moustache des températures aux points de mesure

La figure 4.19 montre que les valeurs mesurées en chaque point varient de manière globalement similaire au cours du temps jusqu'à la première campagne de mesure effectuée au mois de mai 2022. Deux groupes s'individualisent, un correspondant à l'étang et un autre aux cours d'eau ; le point 2 semble osciller entre les deux situations. La différence de température maximale entre deux points, pour un même jour de mesure, sur la durée d'une campagne de mesure (*i.e.* environ 1h30), est de ~ 8 °C, la moyenne de cet écart étant de ~ 3.5 °C. On note cependant que la température maximale des cours d'eau demeure limitée (3, 4 et 5, mois de mai) comparé à la température de l'eau dans l'étang qui voit ses températures augmenter de manière plus conséquente en été.

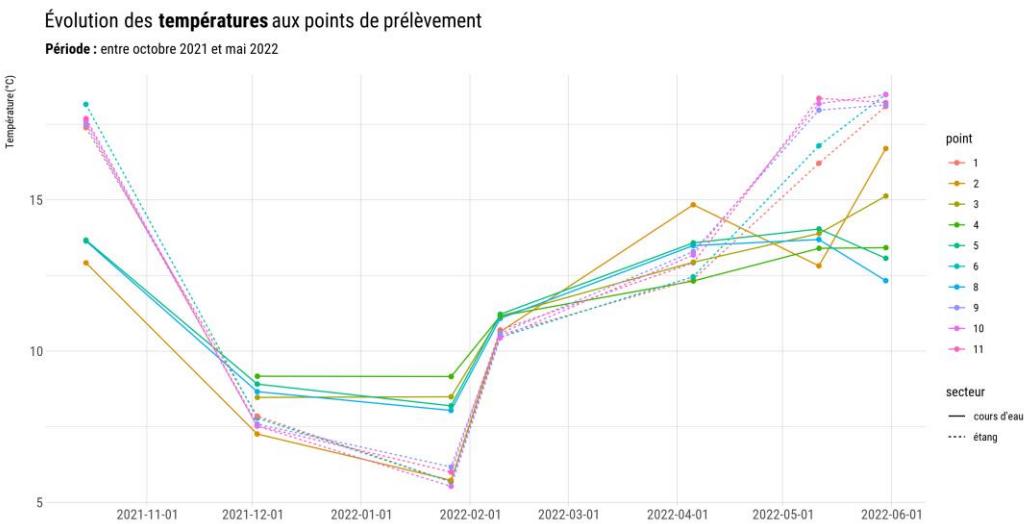


Figure 4.19: Évolution de la température aux points de mesure entre octobre 2021 et mai 2022

L'analyse des données hautes fréquences (30 minutes) enregistrées par la sonde autonome nous permettra d'accéder à une analyse plus fine des températures dans l'étang.

4.1.3.1.1 Température de l'eau à la sonde autonome

Rappelons que la sonde autonome se situe à l'exutoire de l'étang, et subit l'influence de la marée (fig. 3.1).

La figure 4.20 représente le signal brut des températures mesurées à la sonde autonome. On observe une tendance générale qui correspond à la variation saisonnière. En été, les températures varient autour des 20 °C, avec des variations quotidiennes pouvant aller jusqu'à 10 °C. En hiver, les températures tombent autour des 10 °C, les variations semblent moins régulières et importantes qu'en été. La tendance est à la hausse à partir de la mi-mars (cf. Annexe 10, section 10.3.2).

La valeur minimale observée sur la période considérée est de 4,52 °C le 26 janvier 2022 à 10h30. La valeur maximale enregistrée est de 27.55 °C, le 19 juillet 2021 à 14h00. Le plan d'eau présente ainsi une importante amplitude thermique tant à l'échelle annuelle que journalière, comme nous le verrons plus loin.

Température de l'eau à la sonde autonome



Figure 4.20: Évolution de la température de l'eau à la sonde autonome. Figure interactive, il est possible de zoomer et d'étirer la figure en x et y ; une liste d'utilitaires apparaît en haut à droite au passage de la souris.

L'évolution des températures moyennes de l'eau à la sonde suit un schéma saisonnier classique (fig. 4.21). Sur la période considérée, le mois où la température moyenne de l'eau est la plus chaude est juillet et la plus fraîche, janvier.

Température moyenne de l'eau à la sonde autonome par mois

Période : entre juin 2021 et juin 2022

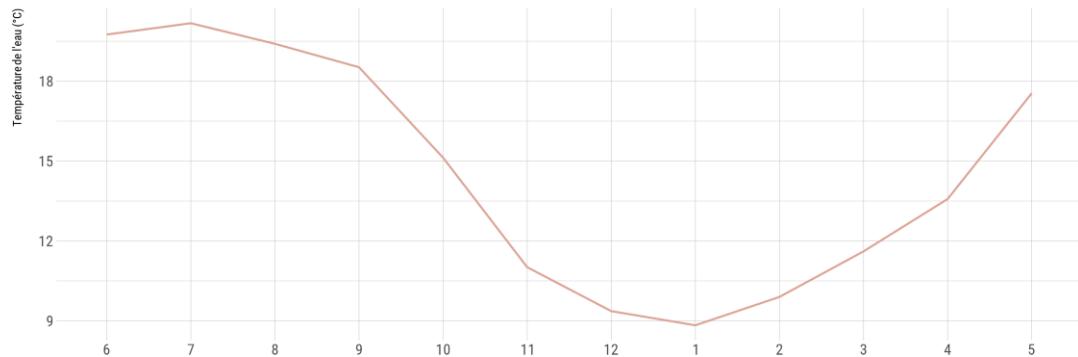


Figure 4.21: Température moyenne de l'eau à la sonde autonome par mois. Notez la période de mesure

4.1.3.1.1.1 Modélisation du signal de température à la sonde autonome

Il est possible de décomposer une série temporelle²⁷ en composantes saisonnières, de tendance et de bruit. Le modèle utilisé est le STL (*Seasonal and Trend decomposition using Loess*). On trouve dans la figure 4.22 une représentation graphique de la sortie de ce modèle.

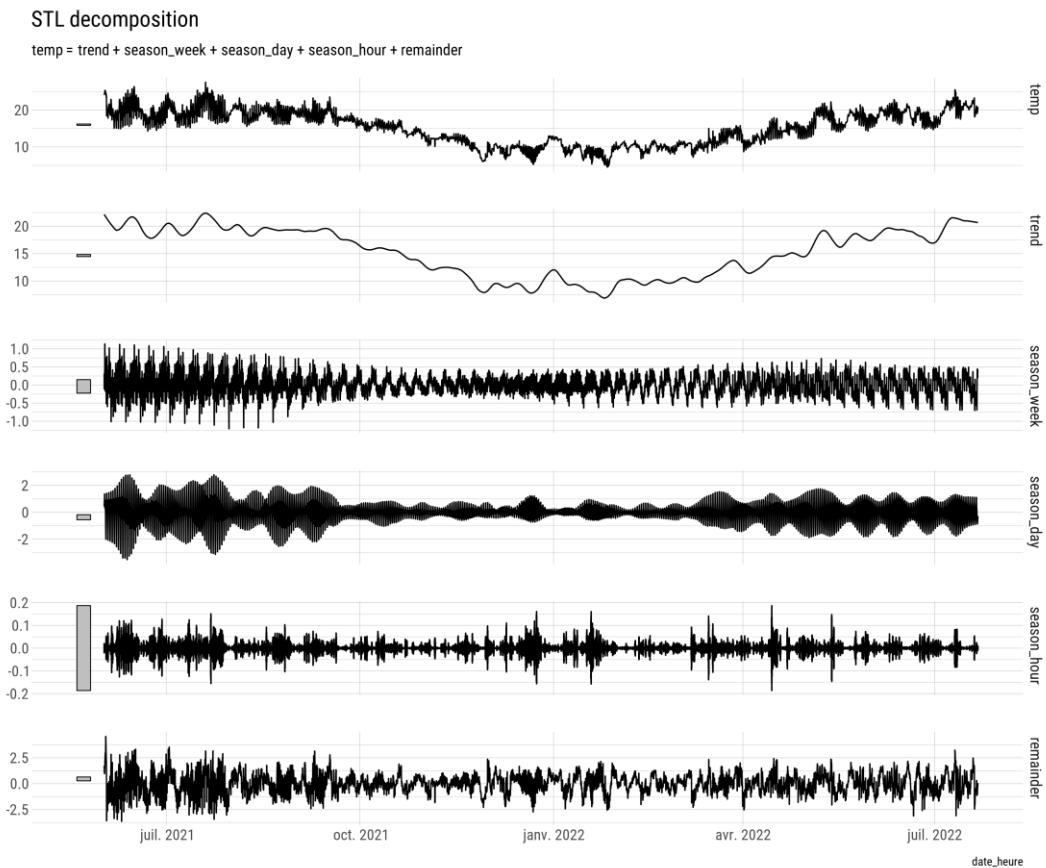


Figure 4.22: Décomposition du signal de température à la sonde autonome

Trois “saisons” sont identifiées par le modèle, une à l’échelle de la semaine, une autre à l’échelle du jour et une dernière à l’échelle de l’heure. La composante *trend* correspond à la tendance et la composante *remainder* correspond au “bruit” (*i.e.* part non-expliquée par le modèle). Les rectangles gris en début de courbe font office d’échelle, chacun des rectangles étant de même taille, relativement à l’axe des ordonnées.

La tendance indique le caractère saisonnier annuel : des températures plus chaudes en été qu’en hiver. On peut interpréter la composante *season_week* de la même façon que la tendance. À l’échelle du jour, on observe la conjugaison de trois signaux, un premier, purement quotidien,

²⁷ **Une série temporelle**, ou série chronologique, est une suite de valeurs numériques représentant l’évolution d’une quantité spécifique au cours du temps. (*wikipedia - cons. 18/05/2022*)

exprime la variation entre les températures les plus élevées et les plus faibles. Le deuxième signal quotidien devrait être celui de la marée, il n'est cependant pas identifié de manière claire en raison de son interaction avec le signal jour/nuit. Le troisième signal suit globalement un cycle de deux semaines, il correspond aux variations des pleines et mortes mers de vives-eaux. Les variations à l'échelle de l'heure sont erratiques et ne peuvent être interprétées. Le bruit demeure important — une grande partie des variations du signal n'est pas interprétée par le modèle. Nous verrons plus loin qu'il est néanmoins possible d'expliquer certaines de ces variations par des forçages externes connus.

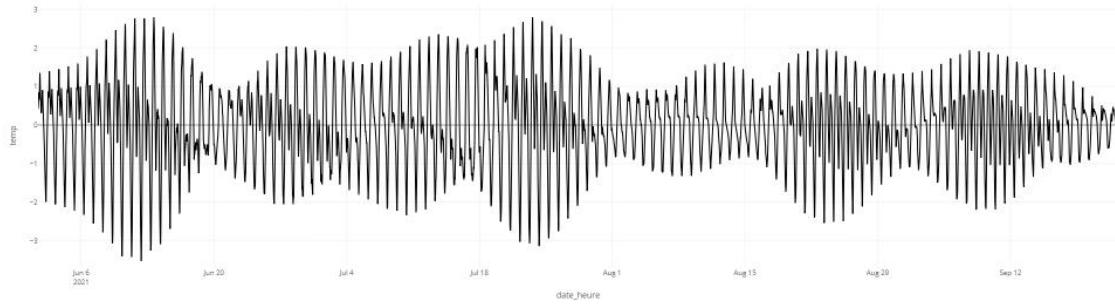


Figure 4.23: Zoom sur le signal *season_day* de la décomposition du signal de température de l'eau

4.1.3.2 Conductivité

La conductivité est mesurée par la sonde autonome et par la sonde multiparamètre, les deux instruments déduisent la salinité et le TDS (*Total Dissolved Solid*) de cette mesure. Les valeurs sont exprimées en mS/cm pour la conductivité.

4.1.3.2.1 Conductivité mesurée à l'aide de la sonde multiparamètre

La figure 4.24 présente la variabilité des valeurs de conductivité aux points de mesure. Afin de comparer les données, seules celles ayant été recueillies à chaque campagne entre octobre 2021 et juillet 2022 sont représentées dans la figure 4.24 et 4.25 (exception faite des points 3, 4 et 5 que l'on suppose peu variables). On observe deux groupes distincts, d'une part les points dont la conductivité indique une eau douce et d'autre part les points caractérisés par des eaux saumâtres. Le point 2 possède un comportement hybride.

La médiane de la conductivité dans l'étang est comprise entre 11 et 13 mS/cm . Les points 9, 10 et 11 ont des propriétés similaires, ils sont tous trois situés dans la partie sud de l'étang. Il existe également une similitude entre les valeurs des points 1 et 6, situés à l'exutoire de l'étang. L'écart-type (*Std.Dev*) met en évidence le caractère variable de la conductivité dans l'étang, contrairement aux cours d'eau où celle-ci est stable (absence d'apport d'eau salée) (cf. Annexe 10, section 10.3.3).

Conductivité aux points de prélèvement

Période : entre octobre 2021 et juillet 2022

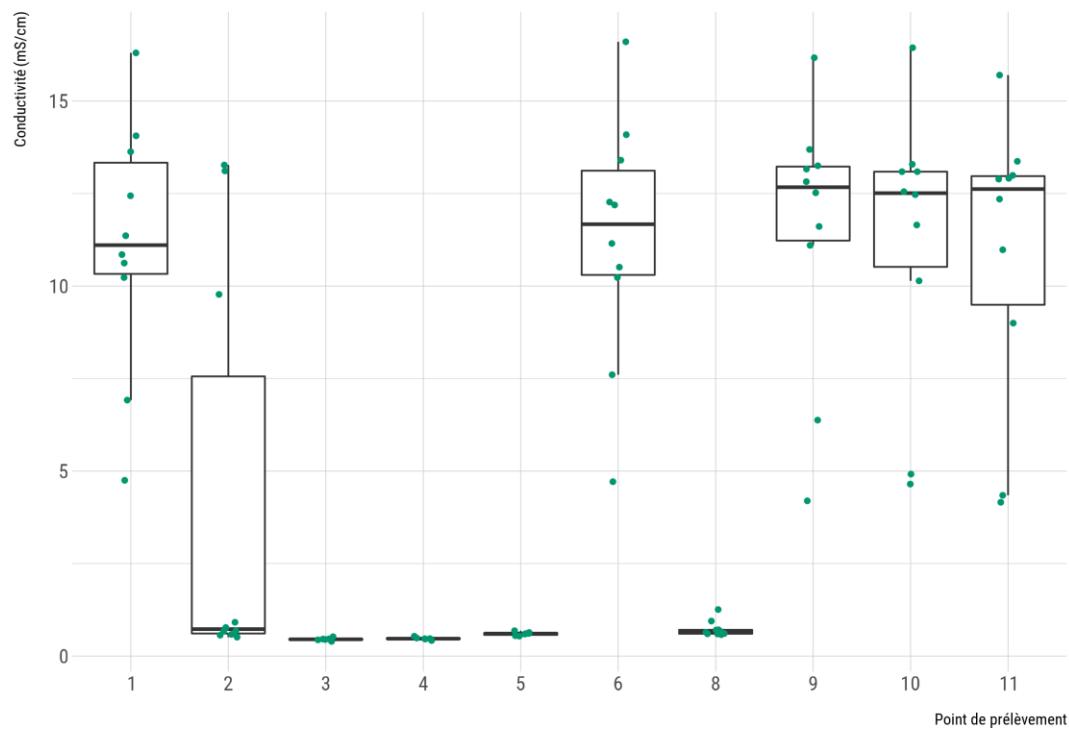


Figure 4.24: Boîtes à moustaches de la conductivité aux points de mesure

Au regard de la figure 4.25, on observe une variation temporelle de la conductivité similaire entre les points situés au sud de l'étang (9, 10, 11), il en va de même pour les points situés au nord (1, 6). La différence entre les valeurs des points au Sud et au Nord est probablement due à l'influence de la marée sur les deuxièmes.

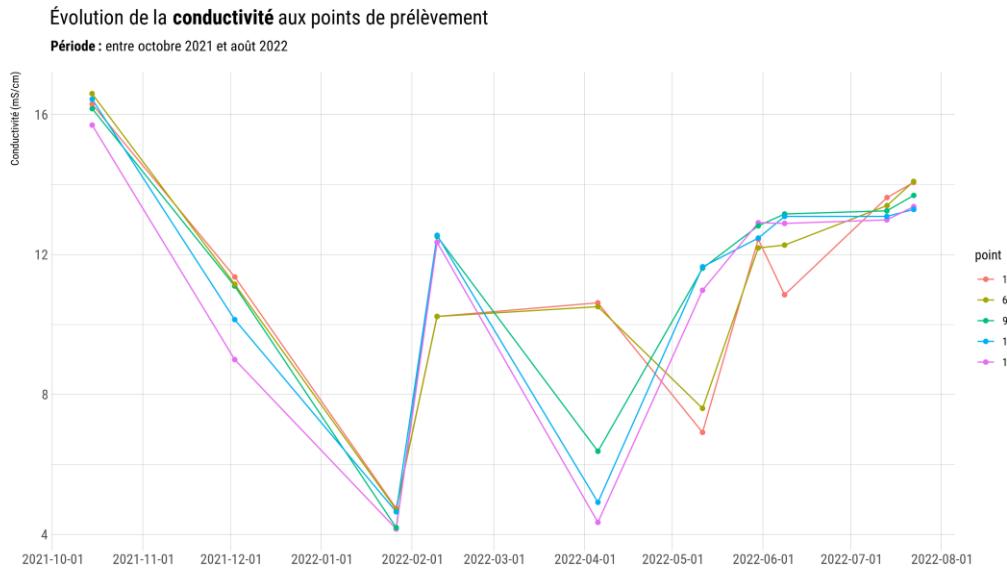


Figure 4.25: Évolution de la conductivité aux points de mesure situés dans l'étang

Comme indiqué dans la section 3.2.2.3, une série de mesures supplémentaires a été effectuée dans l'étang afin d'affiner les résultats et de commencer à quantifier l'effet du coin salé sur les conductivités dans l'étang.

Étant donné la disposition physique de l'étang, nous partons de l'hypothèse que le coin salé affecte uniquement la conductivité dans la partie nord de l'étang.

Le point 16 enregistre les plus fortes conductivités, car il est pris dans une mince pellicule d'eau à la queue de l'étang ; l'évaporation y est donc élevée entraînant une importante concentration en chlorure. Le point 23 enregistre quant à lui les plus faibles valeurs en lien avec sa proximité de l'exutoire de l'Alanan. Ces deux observations sont valables pour toutes les campagnes de mesure (fig. 4.26).

Les valeurs sont globalement plus élevées à la haute mer qu'à la basse mer.

En période de mortes-eaux, à basse mer (8 juin), aucune différence significative n'est observée entre la partie nord et la partie sud de l'étang.

En période de mortes-eaux, à haute mer (22 juillet), on observe des valeurs plus importantes dans la partie nord ouest de l'étang avec un gradient entre le point 13 et le point 16 (le point 7 n'a pas été mesuré durant cette campagne). Les points 6 et 1 possèdent de faibles valeurs, car l'eau ne franchit les clapets qu'à partir d'un coefficient d'environ 50. On observe des valeurs globalement plus élevées en tous points par rapport à la basse mer (8 juin). En période de vives eaux, à marée basse (13 juillet), on observe une répartition "parfaite" de la variation des concentrations en fonction de la partie nord et sud de l'étang.

En période de vives eaux, à marée haute (16 août), on remarque une distribution sensiblement moins bien ordonnée que lors de la haute mer de morte-eau. On peut émettre l'hypothèse que la situation dépeinte par le graphique ne correspond pas à la marée haute mais plutôt au flot car la conductivité au point 6 demeure basse sachant qu'elle monte à 50 mS/cm à marée haute en période de vive eaux à la sonde autonome (cf. section 4.1.3.2.2). La valeur au point 23 est à

interroger. Il est possible que ce point ait subi l'influence de la marée en lien avec les forts coefficients des jours précédents. On observe de nouveau des valeurs de conductivité plus élevées au Nord Ouest de l'étang.

En sommes, il semble exister un effet de la marée prépondérant sur les valeurs de la conductivité dans la partie nord-ouest et à l'exutoire de l'étang, que ce soit en période de mortes eaux (uniquement à marée haute) ou de vives eaux.

Conductivité dans l'étang par différents contextes de marée

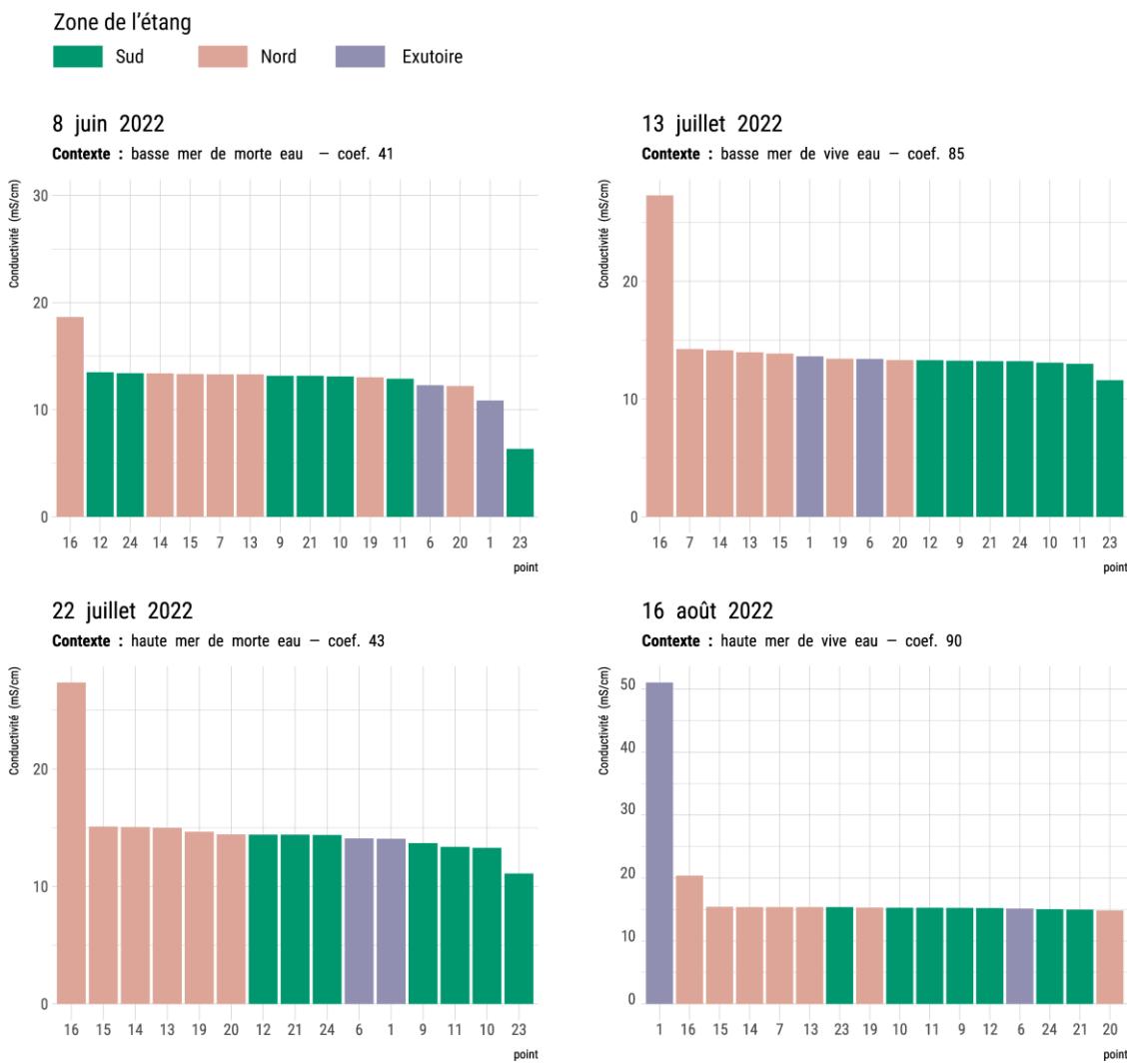


Figure 4.26: Conductivité en différents points de l'étang

4.1.3.2.2 Conductivité à la sonde autonome

La figure 4.27 présente l'évolution de la conductivité à la sonde autonome entre juin 2021 et juillet 2022.

Le signal présente une amplitude importante et est entrecoupé de manière plus ou moins régulière par des périodes où l'amplitude devient minimale. On observe une diminution des

minimums locaux en été et une augmentation de ces mêmes minimums en hiver. Les maximums locaux sont similaires toute l'année, ils correspondent à la conductivité de l'eau de mer.

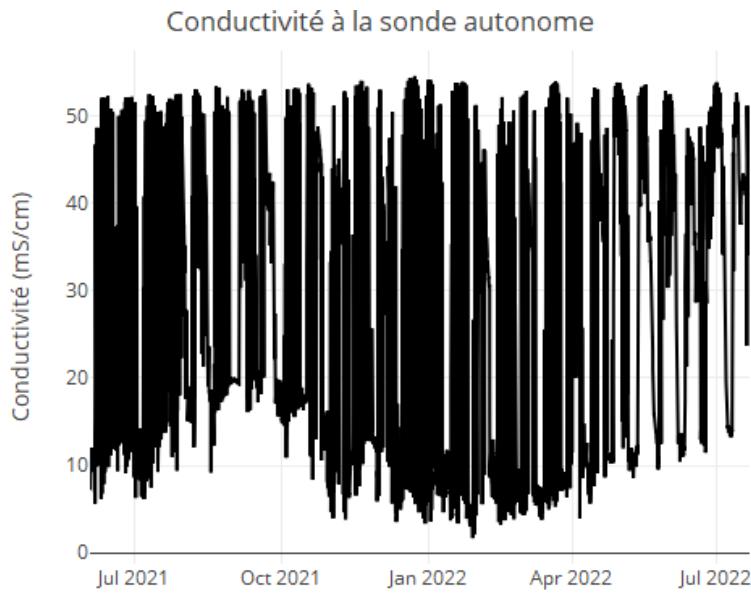


Figure 4.27: Évolution de la conductivité à la sonde autonome. Figure interactive, il est possible de zoomer et d'étirer la figure en x et y ; une liste d'utilitaires apparaît en haut à droite au passage de la souris.

En rétrécissant le pas de temps (fig. 4.28), on observe un signal très structuré : des “blocs” de variations aux amplitudes égales séparées par des périodes de variations quasi-nulles. On fait directement le lien avec l'effet de la marée. De simples comparaisons avec l'historique des marées nous permettent d'émettre l'hypothèse que l'onde de marée ne franchit les clapets qu'à partir d'un coefficient d'environ 50. Notons que ce seuil est variable au cours de l'année comme le montre la figure 4.27 avec des minimas quotidiens qui augmentent jusqu'en octobre pour redescendre et se stabiliser mi-décembre. L'ensemble des conditions météorologiques pouvant conduire à des niveaux d'eau supérieurs à la marée prédictive ainsi que le coin salé sont également à prendre en compte.

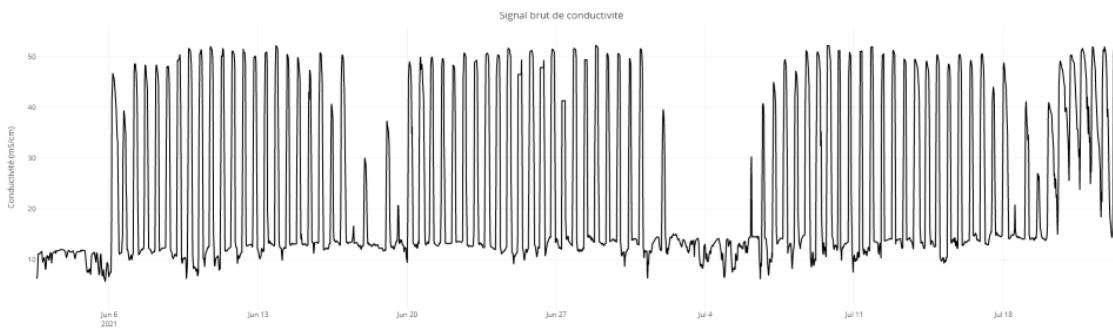


Figure 4.28: Zoom sur le signal brut

Notons que l'impact de la fermeture des clapets est également bien marqué sur le signal (fig. 4.29) avec pour conséquence une diminution progressive de la conductivité au point de mesure ; les apports d'eau douce n'étant plus compensés par les apports salins.

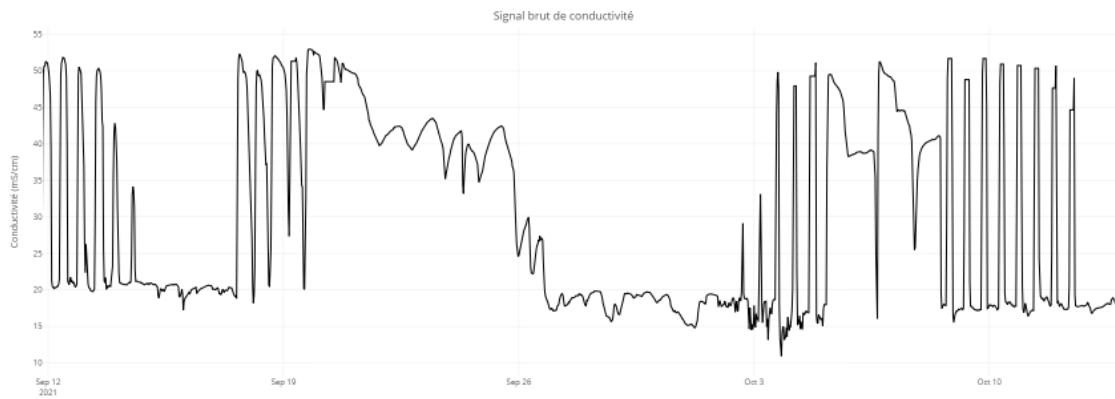


Figure 4.29: Zoom sur le signal brut au moment d'un blocage des clapets

À l'échelle de l'année, la valeur moyenne de la conductivité est de 25.96 mS/cm . Une des caractéristiques majeures d'un étang, sur le plan physico-chimique, est la variation importante de la conductivité — et ce, particulièrement à son exutoire — ainsi, toujours sur l'ensemble de l'année, l'étendue des valeurs est de 52.9 (cf. section 10.3.4).

On effectue une décomposition (modèle : STL) du signal de conductivité (fig. 4.30). La tendance, la saisonnalité horaire et hebdomadaire ainsi que le bruit ne sont pas directement interprétables. Comme pour le signal de température, la saisonnalité quotidienne semble exprimer les cycles de PM-BM et de VE-ME. Cette saisonnalité baisse durant l'été 2022 en lien avec de nombreux blocages des clapets.

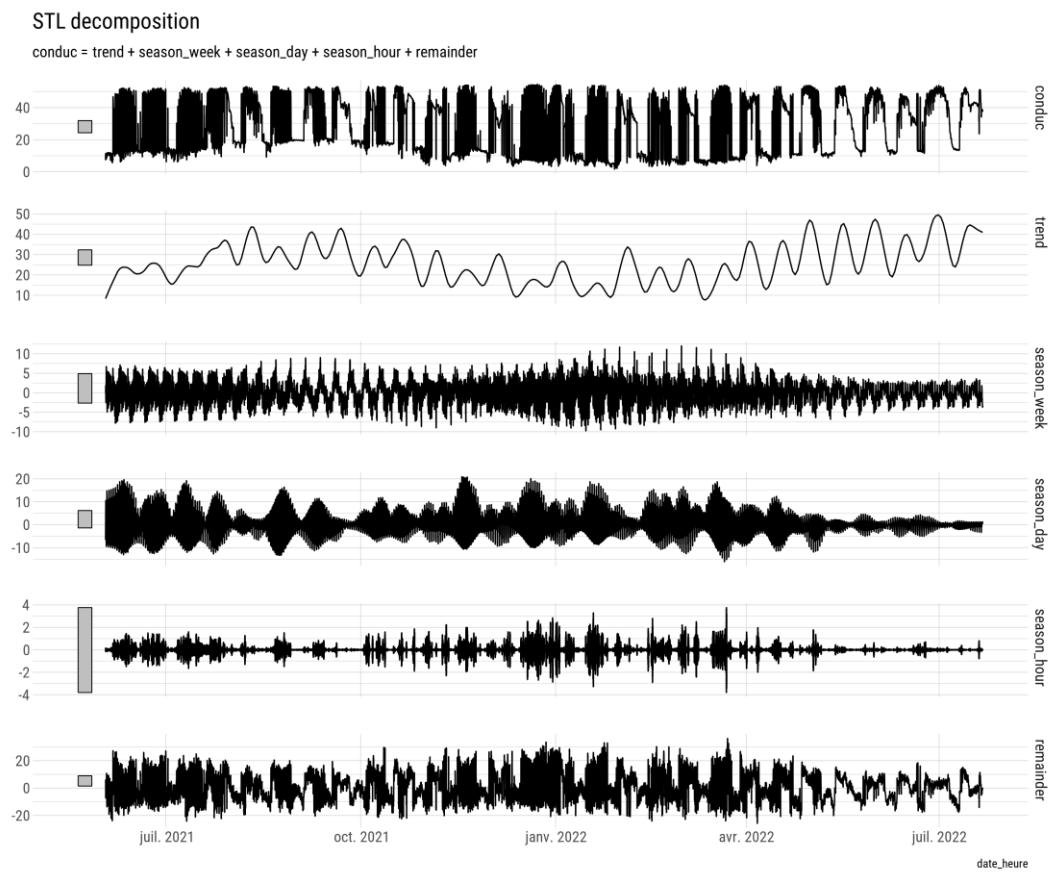


Figure 4.30: Décomposition du signal de conductivité à la sonde autonome

4.1.3.3 TDS et salinité

Le TDS (*Total Dissolved Solid*) est également mesuré avec la sonde multiparamètre et la sonde autonome. Les valeurs sont exprimées en *ppt* (partie par milliard).

La variation des TDS se comporte de la même façon que la conductivité en tous points. En effet, plus une eau est chargée, plus elle conduit, il y a une relation linéaire “parfaite” ($R = 1$) entre les deux paramètres. Il en va de même pour la salinité.

4.2 Hydrologie et hydrodynamique

4.2.1 Les variations du niveau d'eau

Le tableau ci-dessous présente les statistiques élémentaires de la hauteur d'eau à la sonde autonome. Sur la période d'échantillonnage, la hauteur d'eau maximale (106,3 cm) a été enregistrée le 8 décembre 2021 à 11h30 et la hauteur d'eau minimale (48,1 cm) le 2 septembre 2021 à 16h30. La moyenne est égale à 63,4 cm (*cf. Annexe 10, section 10.4.1*).

La figure 4.31 présente le signal brut de la hauteur d'eau à la sonde autonome. De prime abord, celui-ci est composé de variations plus ou moins régulières caractérisées par un marnage peu

élevé entrecoupé de variations soudaines caractérisées par une montée et une descente rapide du niveau d'eau.

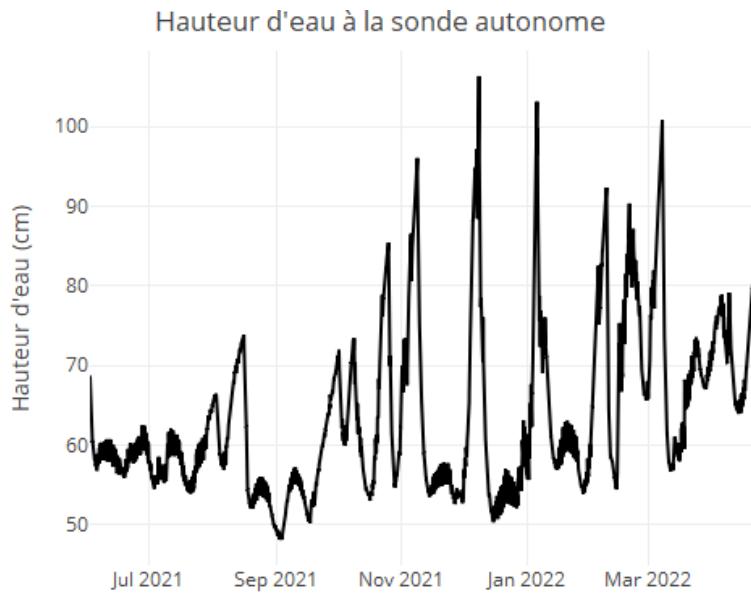


Figure 4.31: Évolution de la hauteur d'eau à la sonde autonome. Figure interactive, il est possible de zoomer et d'étirer la figure en x et y ; une liste d'utilitaires apparaît en haut à droite au passage de la souris.

Le signal est de nouveau décomposé (fig. 4.32).

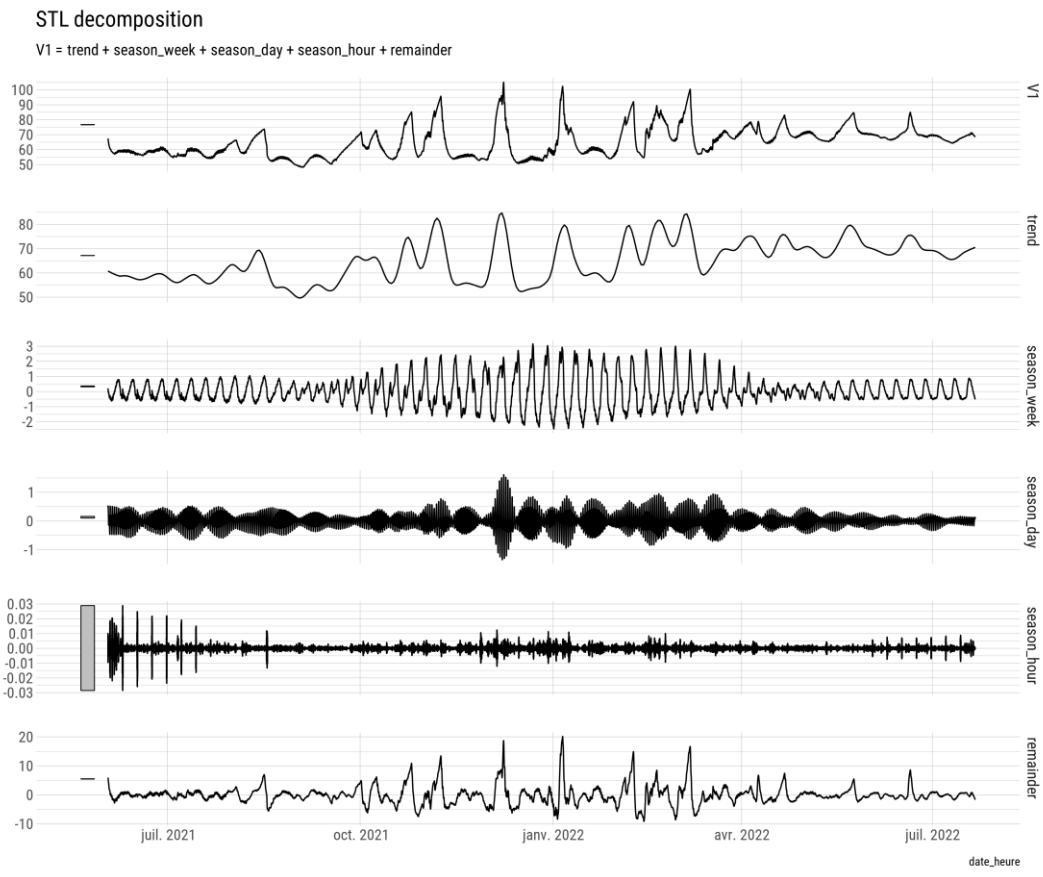


Figure 4.32: Décomposition du signal de hauteur d'eau à la sonde autonome entre juin 2021 et juillet 2022

On peut émettre des hypothèses quant aux forçages impactant la variabilité du signal (fig. 4.33) : un cycle annuel caractérisé par l'effet de la saisonnalité avec une augmentation des apports directs et indirects dans le système (*season_week*) ; les cycles de pleine mer/basse mer et de vive eau/morte-eau (*season_day*). Les variations soudaines et erratiques du niveau d'eau (*remainder*) seraient à mettre en lien avec le blocage des clapets à l'exutoire de l'étang par la dynamique sédimentaire et leur déblocage par les services techniques.

Décomposition du signal de variation du niveau d'eau à la sonde autonome

Hypothèses

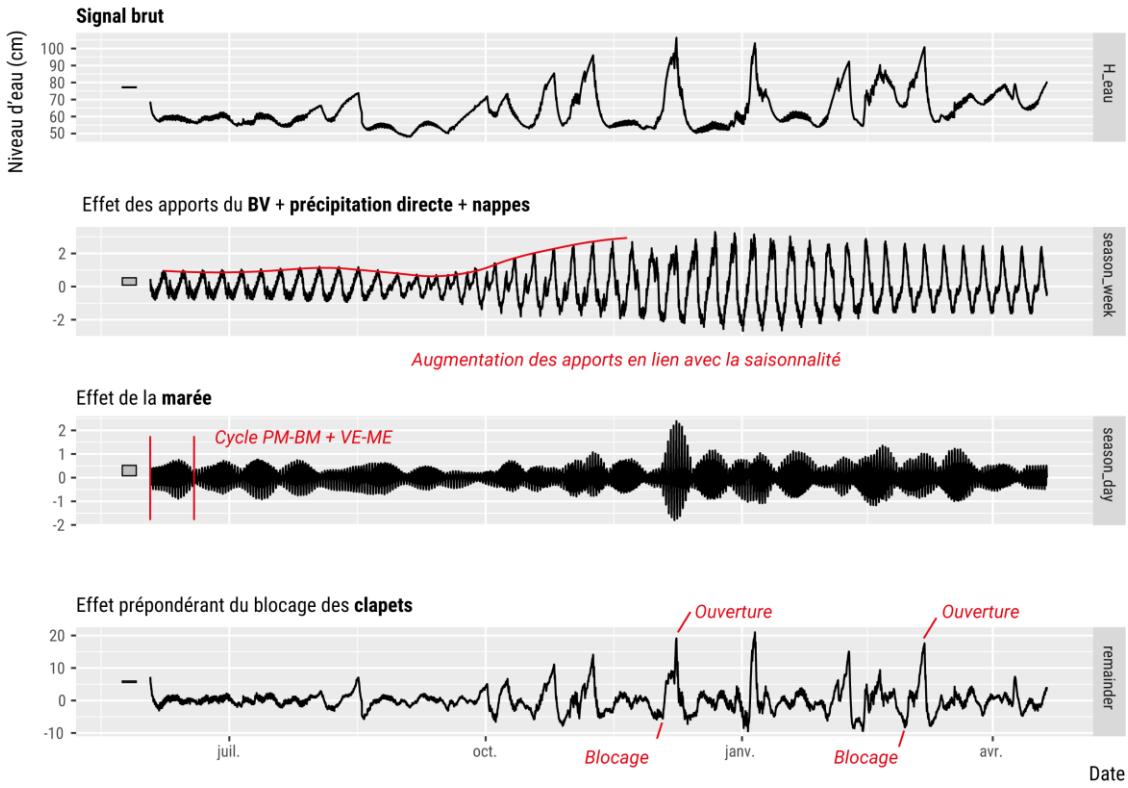


Figure 4.33: Hypothèses sur les forçages en jeu dans la variation du niveau d'eau à la sonde autonome

4.2.2 Bilan hydrologique

Le bilan hydrologique correspond à la balance entre les entrées et les sorties en eau dans un système, il peut être excédentaire, déficitaire ou nul sur la période considérée. On a :

$$\frac{\Delta V}{\Delta t} = P_n + S_i + G_i - ET - S_o - G_o \pm T$$

Où :

V : Le volume d'eau dans la zone étudiée

$\Delta V/\Delta t$: le changement de volume par unité de temps t

P_n : précipitation nette

S_i : les flux de surface

G_i : les flux de la nappe souterraine

ET : l'évapotranspiration (ou évaporation sur une surface d'eau libre)

S_o : Les flux sortants de surface

G_o : les flux sortants de la nappe souterraine

T : Les flux entrants (+) ou sortants (-) liés à la marée

Chacun des termes utilisés est exprimé en termes de profondeur par unité de temps (*e.g.* $cm.an^{-1}$) ou en termes de volume par unité de temps (*e.g.* $m^3.s^{-1}$) ([Mitsch & Gosselink, 2015](#)). La figure 4.34 représente graphiquement le bilan hydrologique d'un système donné à un temps t .

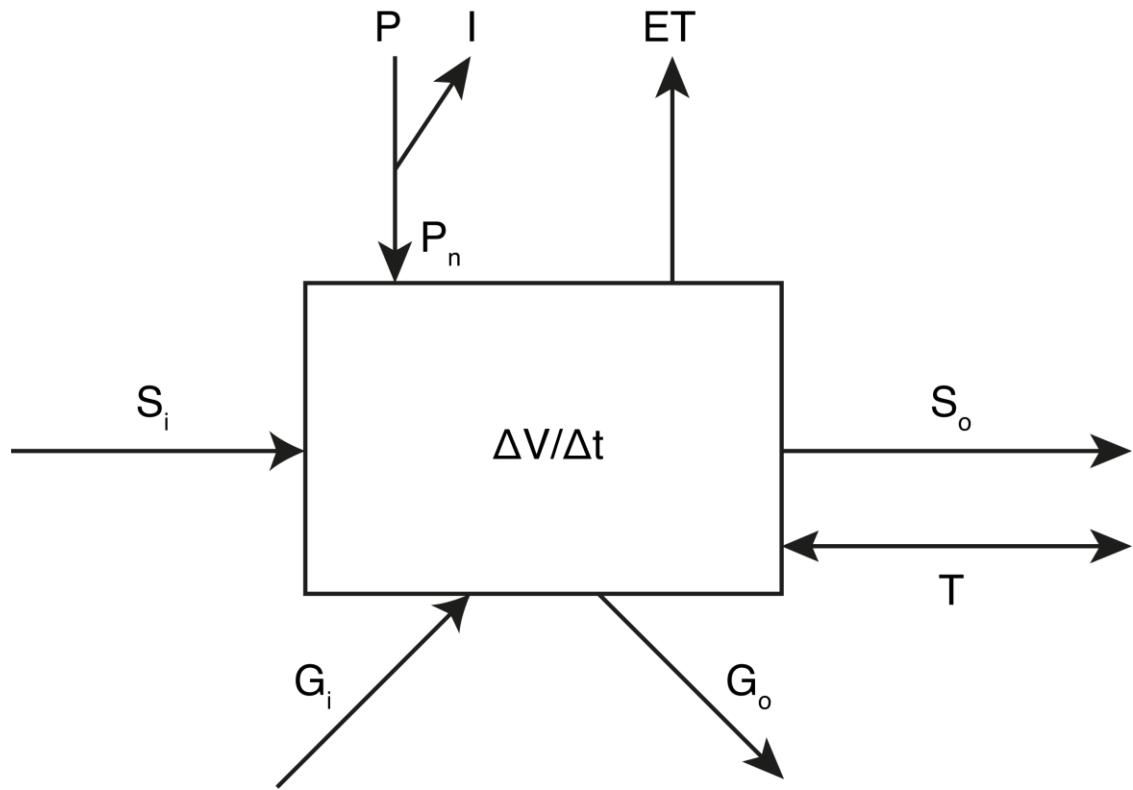


Figure 4.34: Représentation graphique d'un bilan hydrologique d'après Mitsch et Gosselink, 2015

Seule une partie des paramètres du bilan hydrologique sont connus pour l'étang du Curnic. De plus, les paramètres en notre possession demeurent peu précis ; certains, comme l'évaporation ou les débits ont été estimés par modélisation, d'autres, comme les précipitations, concernent une zone géographique différente bien que semblable en termes climatiques (*i.e.* station météorologique météo-france de Brignogan-Plage).

La figure 4.35 indique les apports que nous avons pu estimer et ceux qui nous restent inconnus.

Valeurs en $\text{m}^3.\text{an}^{-1}$

En rouge, les paramètres non-évalués

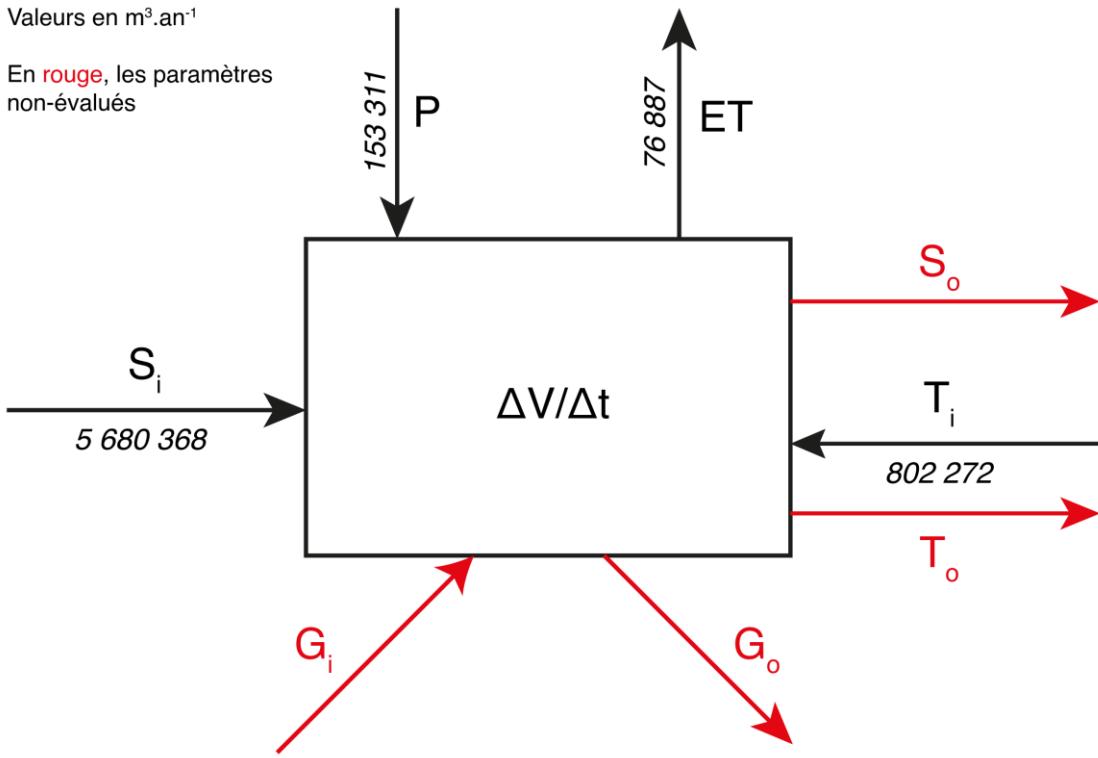


Figure 4.35: Représentation graphique du bilan hydrologique de l'étang du Curnic

4.2.3 Temps de résidence

Le temps de résidence ou temps de séjour est le rapport entre le volume d'eau entrant et le volume moyen du système. Comme le rappellent Mitsch & Gosselink (2015), « *le temps de résidence théorique est souvent beaucoup plus long que le temps de résidence réel de l'eau qui traverse une zone humide, en raison du mélange non uniforme* ». On a :

$$t^{-1} = \left(\frac{Q_t}{V} \right)$$

Où t^{-1} est le temps de résidence, Q_t le flux entrant et V le volume moyen de la zone étudiée. Le flux entrant peut être défini comme la somme des flux de surface, souterrains, atmosphériques et, le cas échéant, marins.

Cette variable joue un rôle important dans les processus d'eutrophisation : un système possédant un temps de résidence élevé sera, toutes choses égales par ailleurs, plus sensible à un épisode dystrophique qu'un système avec un moindre temps de séjour.

Pour l'étang du Curnic on a $t^{-1} \approx 0,03$, soit environ 11 jours. La valeur semble cohérente bien qu'elle soit potentiellement sous-estimée, dans la mesure où l'apport de la nappe ne nous est pas connue et, comme indiqué plus haut, peut représenter un apport important. Il est certain que le temps de résidence des eaux varie en fonction de la zone de l'étang considérée. À l'exutoire, sous l'effet de la marée, il doit-être relativement court quand, dans les zones confinées de sa partie Sud-Ouest, il doit-être bien plus long. Une étude des schémas de circulation semble indispensable pour appréhender la composante spatiale de ce paramètre.

4.2.4 Les débits entrants : l'eau douce

4.2.4.1 Débits mesurés au vélocimètre

Les débits ont été calculé à l'aide d'un vélocimètre et sont ici exprimés en $m^3 \cdot s^{-1}$ (cf. la section 3.2.3.1).

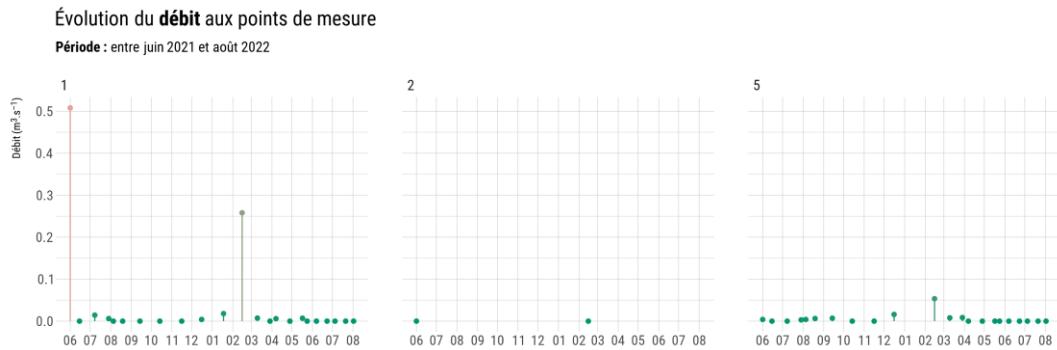


Figure 4.36: Évolution du débit aux points de mesure

Étant donné la faiblesse de l'échantillon, liée à une sensibilité trop faible de l'instrument de mesure, le jeu de données des débits est impropre à une analyse statistique sensée (cf. Annexe 10, section 10.4.2).

4.2.4.2 Débits calculés par extrapolation

Les mesures de débit étant peu satisfaisantes, on peut estimer de manière empirique les débits sur le bassin versant de l'Alanan. Il existe différents modèles plus ou moins complexes en fonction du nombre de paramètres nécessaires. Le plus simple est le modèle dit de *débit-débit*, il consiste en un « *ajustement correspondant au ratio des surfaces respectives des bassins* » (Lebecherel *et al.*, 2015). On a :

$$Q_{\text{non jaugé}} = Q_{\text{voisin jaugé}} \times \frac{S_{\text{non jaugé}}}{S_{\text{voisin jaugé}}}$$

Où Q est le débit et S la surface du bassin versant. Cette méthode est réputée satisfaisante quand les bassins versants sont proches et qu'ils réagissent aux pluies de manières similaires.

On peut utiliser le modèle de *débit-débit* en utilisant comme bassin versant voisin jaugé celui du Quillimadec (8 208 ha). Le contexte géologique et les différences climatiques sont supposés très faibles, cependant, la différence de surface et de morphologie entre les deux bassins est évidente et constitue, comme souligné plus haut, la limite de ce modèle. Le module du Quillimadec à la station du Couffon étant de $0,781 m^3 \cdot s^{-1}$ sur la période 2003-2010 (CLCL, 2012), on obtient un module de $0,15 m^3 \cdot s^{-1}$ pour le bassin versant de l'Alanan (1 554 ha). La différence entre l'estimation du modèle débit-débit et celle de Faillat (1998) est de l'ordre de $0,03 m^3 \cdot s^{-1}$ (cf. section 2.1.5.4).

Une autre façon d'estimer les débits est d'effectuer une régression entre un échantillon de données mesurées sur le cours d'eau étudié et les débits enregistrés sur un cours d'eau de

référence. C'est de cette manière que les débits sont calculés pour le Quillimadec à la station du Couffon. Malheureusement, aucune série de données de débit sur au moins deux années hydrologiques pour l'Alanan n'existe, seules quelques mesures ont été effectuées en 1996 mais elles ne sont pas suffisantes pour effectuer une régression.

Des modèles plus complexes ont été élaborés afin d'estimer les débits sur un bassin versant non-jaugé. Une des approches employées est la *régionalisation* sur la proximité géographique. Le principe est simple, plusieurs bassins versants jaugés et proches géographiquement font l'objet d'une modélisation hydrologique, les données de précipitations et d'évaporation du bassin non-jaugé sont ensuite introduites dans le modèle final de chaque bassin jaugé. Enfin, une moyenne de l'ensemble des séries obtenues pour le bassin non-jaugé. Ainsi, pour 10 bassins versants voisins jaugés, on a :

$$Q_{BVnonjaugé} = \frac{\sum_{i=1}^{i=10} Q_{\theta i} \cdot \frac{1}{d^2}}{\sum_{i=1}^{i=10} \frac{1}{d^2}}$$

Avec $Q_{\theta i}$ le débit du bassin non jaugé obtenu avec le jeu de paramètre θ du bassin voisin i et d_i la distance hydrologique entre le bassin non jaugé et le bassin voisin i ([Lebecherel et al., 2015](#)). La méthode de régionalisation n'a pas été effectuée par manque de temps.

Au final nous retiendrons les valeurs calculées par Faillat ([1998](#)). Elles sont récapitulées dans le tableau ci-dessous.

Entité hydrologique	Débit moyen annuel ($m^3 \cdot s^{-1}$)
Bassin versant de l'Alanan	0,114
Bassins versants indépendants de la falaise morte	0,033
Marais du Curnic	0,033
Total à l'entrée dans l'étang	0,18

Dans la mesure où aucune donnée mensuelle de débit n'est disponible et en admettant que le comportement hydrologique de l'Alanan est similaire à celui du Quillimadec, on peut extrapoler les débits moyens mensuels de l'Alanan en se basant sur les variations moyennes mensuelles des débits du Quillimadec (fig. 4.37).

Notons que Faillat ([1998](#)) avait effectué une extrapolation similaire depuis le Dourduff. Le débit mensuel moyen d'étiage et le débit mensuel moyen de hautes-eaux qu'il a obtenu sont tous deux plus faibles ; les périodes d'occurrence concordent cependant.

Débits moyens mensuels à l'embouchure de l'Alanan extrapolés depuis le Quillimadec

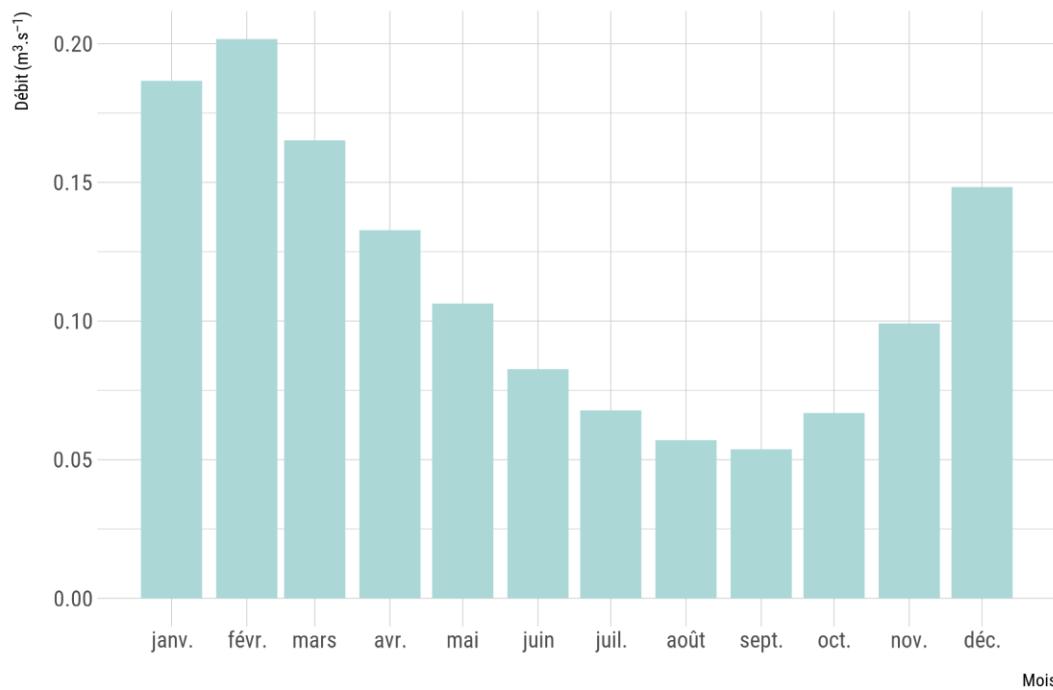


Figure 4.37: Distribution mensuelle des débits à l'embouchure de l'Alanan extrapolée depuis le Quillimadec

Afin de calculer les débits moyens mensuels en provenance du marais et de la falaise morte, nécessaires aux calculs des flux, nous utiliserons également cette extrapolation. Le biais méthodologique est très fort car le comportement de ces entités hydrologiques n'est pas similaire à celui du Quillimadec.

4.2.5 Les débits entrants : l'eau de mer

Aucune mesure du débit d'eau entrant n'a été calculée au flot à l'exutoire de l'étang. Il est cependant possible d'estimer ce débit en fonction du mélange de l'eau de mer avec l'eau douce. Faillat (1998) a ainsi calculé le débit moyen entrant à l'exutoire de l'étang et l'a estimé à 9 l.s^{-1} . L'équation utilisée est la suivante :

$$(Q_e \cdot C_e) + (Q_m \cdot C_m) = QM \cdot CM$$

Avec Q le débit, C la conductivité, e l'eau douce et m l'eau de mer ; le premier terme de l'équation représente les apports en eau douce, le second les apports en eau de mer et le troisième leur mélange. C_m correspond à la conductivité moyenne au point 1 (exutoire), C_e la conductivité moyenne au point 8 (embouchure du canal de l'Alanan) ; CM correspond à la conductivité de l'eau de mer, approximativement égale à 50 mS/cm .

En utilisant les données collectées dans le cadre de l'étude on a :

$$(0,18 \cdot 0,6) + (50Q_m) = (0,18 \cdot 10) + (10Q_m)$$

$$Q_m \approx 0.043$$

D'après ce modèle, le débit moyen annuel rentrant de l'eau de mer dans l'étang serait de $0,043 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Ce résultat, significativement différent de celui de Faillat (1998), doit être corrigé par le nombre de jours (~ 216 (60 % d'une année)) où l'eau de mer rentre effectivement dans l'exutoire (*i.e.* quand le coefficient est, toutes choses égales par ailleurs, supérieur à ~ 50 et quand les clapets ne sont pas bloqués). Après correction on estime que ce débit moyen entrant annuel est de $0,025 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ soit $802\,271 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$.

Un moyen d'estimer le débit entrant d'eau de saline serait de le déduire par les hauteurs d'eau enregistrées à la sonde autonome. Cette méthode demande de connaître la géométrie de la section au point 6. Nous n'avons pas eu le temps d'effectuer cette méthode.

Le débit moyen annuel à l'exutoire de l'étang serait donc de $0,208 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ soit $6\,559\,064 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$, correspondant à la somme des débits moyens annuels de l'Alanan, du marais, du jusant et des précipitations moins l'évaporation.

Ce calcul, très sommaire, ne saurait se substituer à des mesures de terrain du débit entrant et sortant effectuées régulièrement, et ce, durant une période de temps suffisamment importante pour que les résultats soient représentatifs.

4.3 Bilan et flux des nutriments

Les flux correspondent à une quantité transportée par un média sur un temps donné. Dans notre cas, il s'agit de la quantité d'un élément chimique transporté par un cours d'eau sur une période donnée.

Les flux d'azote (azote global et nitrate²⁸) et les flux en phosphore (Phosphore total et orthophosphate) ont été calculés pour chaque cours d'eau où ils ont été mesurés. Quand plusieurs mesures ont été effectuées pour un même mois, les résultats ont été moyennés. La figure 4.38 présente ces flux entre juin 2021 et juin 2022, période sur laquelle le plus de données sont disponibles pour l'ensemble des points bien qu'il existe un certain nombre de valeurs manquantes.

Rappelons que les résultats présentés ici ne sont pas représentatifs du fonctionnement du site sur le long terme dans la mesure où la série de données analysées est au plus égale à un an et que l'année 2022 connaît un déficit hydrique important. De plus, les données de débits utilisées ne sont pas issues de mesures de terrain ou d'une modélisation véritablement fiable et sont donc fortement susceptibles de biaiser les résultats.

²⁸ On utilise régulièrement la quantité d'azote présente dans le nitrate (N-NO₃) comme indicateur car il s'agit de l'azote le plus biodisponible dans les milieux aquatiques.

Flux en nutriments au Cléguer (Alanan), au sortir de la falaise morte, à l'exutoire du marais et à l'exutoire de l'étang entre juin 2021 et juin 2022

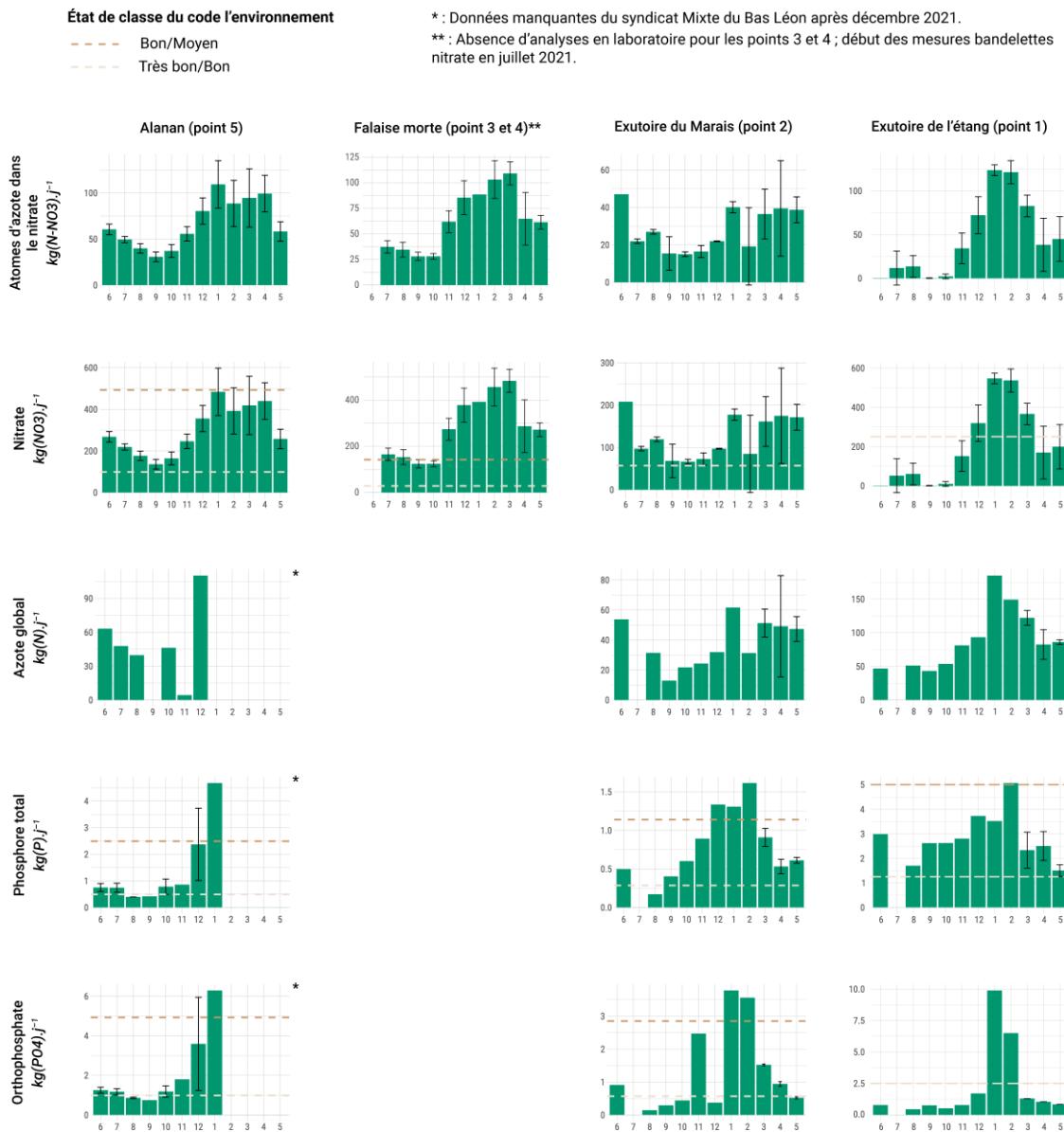


Figure 4.38: Flux en nutriment au Cléguer (Alanan), au sortir de la falaise morte, à l'exutoire du marais et à l'exutoire de l'étang entre juin 2021 et juin 2022. ATTENTION : l'axe des ordonnées n'est pas similaire en chaque point.

Pour l'Alanan (point 5) une plus longue série de données est disponible pour les nitrates (cf. section 4.1.1.3), le phosphore total (cf. section 4.1.2.1) et les orthophosphates (cf. section 4.1.2.2).

4.3.1 Flux, bilan et abattement de l'azote

Sous l'impulsion des débits, les flux d'azote sont plus importants en hiver, seul le point 2 ne présente pas une saisonnalité évidente pour les éléments azotés.

On constate que les flux de nitrate des cours d'eau de la falaise morte (*Milin Ar Raden* et *Kermaro*) sont particulièrement élevés, avec des valeurs largement supérieures aux seuils prescrits par le code de l'environnement. Ces flux sont fortement abattus par le marais dont les milieux ont un pouvoir dénitrifiant élevé (e.g. tourbière d'*An Iskin*). Ainsi, entre les cours de la falaise morte et l'exutoire du marais au point 2, l'abattement du nitrate est de 48 % en moyenne entre juin 2021 et juin 2022. Le bilan en nitrate du marais est environ égal à 49 t(NO_3) et 11 t($N\ NO_3$).

On peut faire la somme des flux de l'*Alanan* (point 5) et du marais (point 2) pour obtenir le total des flux qui arrivent sur un temps donné dans l'étang du Curnic (fig. 4.39). On retrouve des valeurs plus importantes en hiver avec un maximum au mois de janvier autour des $650\ kg(NO_3).j^{-1}$. Au total, environ 164 tonnes de nitrate (NO_3) et 37 tonnes de $N\ NO_3$ sont importées dans l'étang sur la période considérée.

Somme des flux en nitrate à l'entrée dans l'étang du Curnic

Période : entre juin 2021 et juin 2022

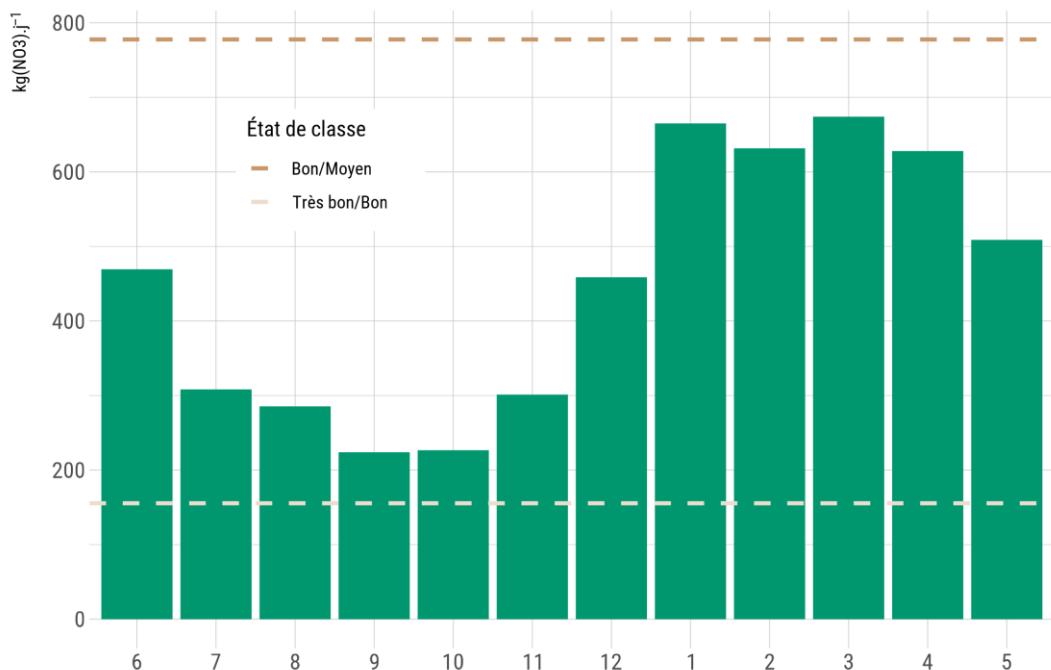


Figure 4.39: Somme des flux en nitrate à l'entrée dans l'étang du Curnic entre juin 2021 et juin 2022

À l'exutoire de l'étang, environ 73 tonnes de nitrate et 16 tonnes de $N\ NO_3$ sont évacuées entre juin 2021 et juin 2022. Le bilan du nitrate dans l'étang est donc caractérisé par un excédent d'environ 90 tonnes de nitrate. Le bilan de l'azote doit-être sensiblement similaire, l'azote étant principalement présent dans le nitrate dans les milieux étudiés²⁹ (fig. 4.39).

²⁹ Les données limitées de l'azote global ne permettent pas d'effectuer un bilan.

Ainsi, entre juin 2021 et juin 2022, l'abattement moyen du nitrate (et de N-NO₃) procuré par l'étang, au regard des flux qui y sont importés, est d'environ 55 %.

Rappelons que l'abattement est un phénomène saisonnier qui a principalement lieu durant la période estivale en lien avec la production primaire et le phénomène de dénitrification (*cf. section 2.4.1.5*). Ainsi, sa variation au cours de l'année est considérable, pouvant atteindre 100 % en été et être nulle en hiver.

4.3.2 Flux, bilan et abattement du phosphore

La dynamique des flux en phosphore et en orthophosphate est similaire à celle du nitrate : ils sont comparativement plus importants en hiver qu'en été. Cette variation saisonnière semble moins marquée à l'exutoire de l'étang (point 1).

Afin de pouvoir calculer le bilan et l'abattement de cet élément entre le point 5 et le point 1, il nous faut utiliser les données mensuelles moyennes mesurées au cléguer (Alanan) ; le biais est important car une tendance à la baisse de ces valeurs a été observée (*cf. section 4.1.2.1*). Les valeurs du mois de juillet 2021 (point 1 et 2) ayant fait l'objet d'erreurs de traitement en laboratoire, elles ont dû être retirées du jeu de données ; nous utiliserons la moyenne des mesures du mois de juillet 2022.

Somme des flux en phosphore à l'entrée dans l'étang du Curnic

Période : entre juin 2021 et juin 2022 (moyenne mensuelle interannuelle pour l'Alanan)

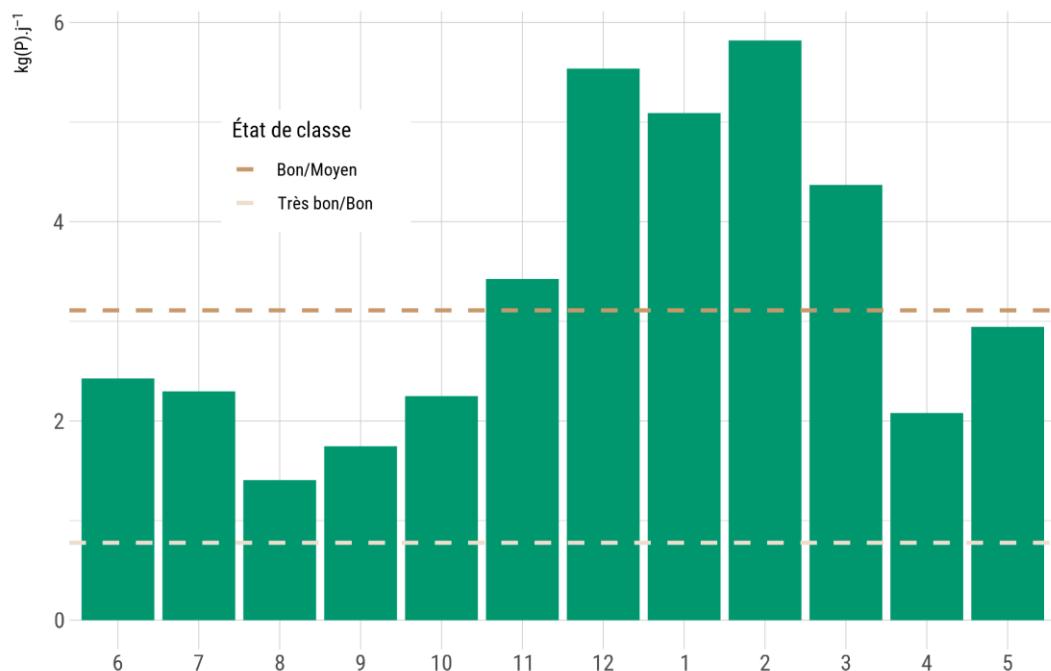


Figure 4.40: Somme des flux en phosphore à l'entrée dans l'étang du Curnic entre juin 2021 et juin 2022. Moyenne mensuelle interannuelle pour l'Alanan

Au total, environ 1,2 t de phosphore auraient été importées dans l'étang. L'exutoire aurait quant à lui vu passer environ 1,1 t de phosphore. Le bilan du phosphore dans l'étang serait alors

excédentaire ($136 \text{ kg}(P)$) ; étant donné les incertitudes liées à la méthodologie employée on pourrait tout aussi bien le considérer comme nul.

Somme des flux en orthophosphate à l'entrée dans l'étang du Curnic

Période : entre juin 2021 et juin 2022 (moyenne mensuelle interanuelle pour l'Alanan)

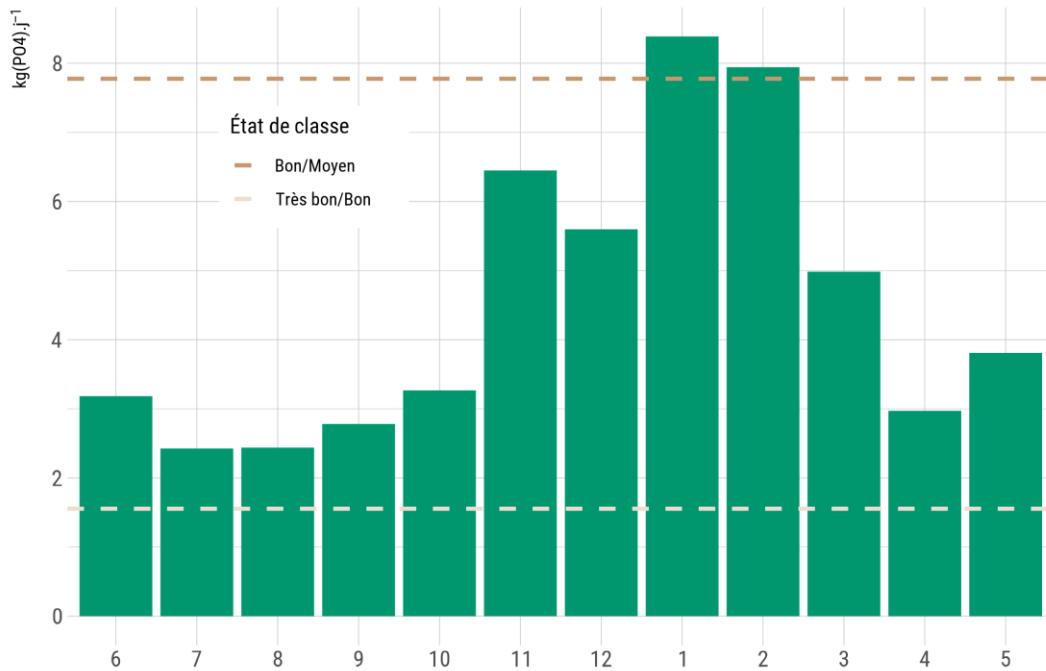


Figure 4.41: Somme des flux en orthophosphate à l'entrée dans l'étang du Curnic entre juin 2021 et juin 2022. Moyenne mensuelle interannuelle pour l'Alanan

L'Alanan et le marais ont fourni environ $1,6 \text{ t}$ d'orthophosphate à l'étang du Curnic entre juin 2021 et juin 2022. Le flux moyen sortant est quant à lui égal à $0,7 \text{ t}$. Le bilan est excédentaire de $889 \text{ kg}(P04)$, l'abattement d'orthophosphate est donc d'environ 53 %, valeur similaire à celle de l'abattement en nitrate. Rappelons que les orthophosphates sont consommés par les producteurs primaires, la variation saisonnière est donc importante.

4.4 Contexte physique de l'étang

4.4.1 La bathymétrie

La bathymétrie de l'étang et du canal de l'Alanan a été levée par la scoop AQUABIO le jeudi 31 mars 2022 (cf. section 3.2.4.1). Les MNT fournis contiennent l'étang et le canal sur un même fichier raster ; la séparation entre les deux entités a été effectuée à l'exutoire de l'Alanan.

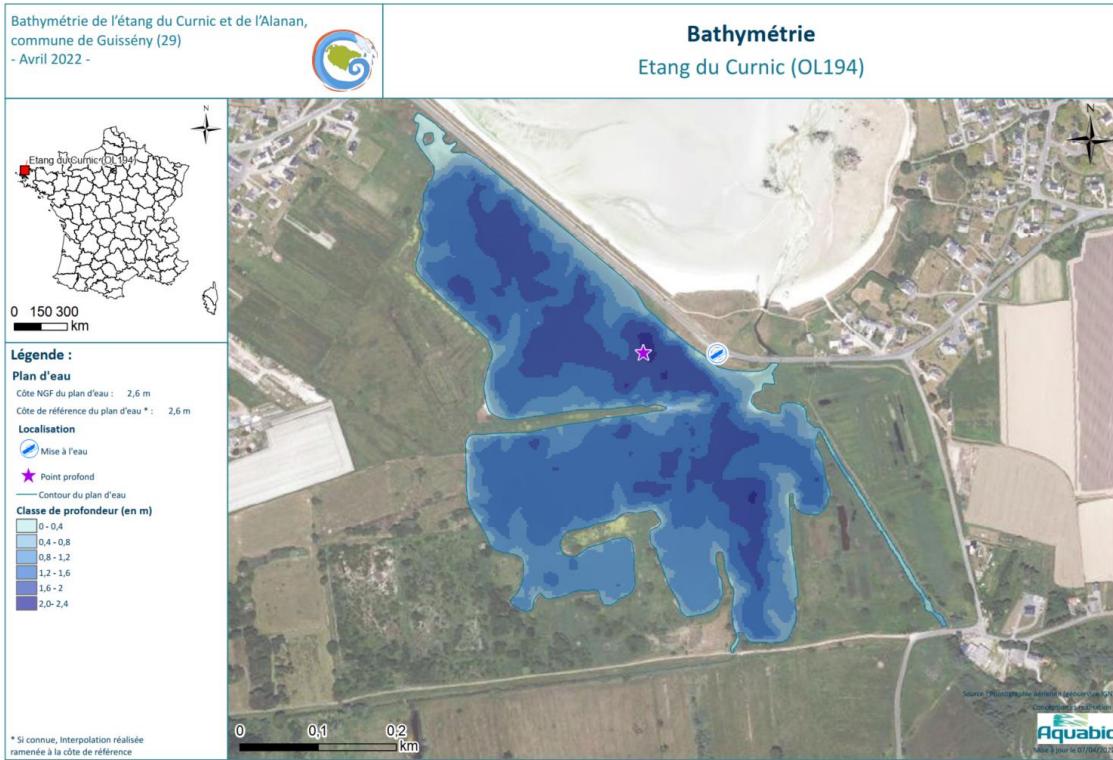


Figure 4.42: Bathymétrie de l'étang du Curnic et du canal de l'Alanan (Le Ruyet, 2022)

4.4.1.1 Bathymétrie de l'étang du Curnic

La profondeur moyenne de l'étang est de 1,3 m avec un maximum d'environ 2,1 m au nord de l'étang (cf. fig. 4.42). L'algorithme **raster surface volume** (QGIS) a été utilisé pour calculer le volume d'eau contenu par l'étang sur la base du MNT³⁰; la valeur de ~ 208 000 m³ a été obtenue pour une surface d'environ 16 ha (cf. Annexe 10, section 10.5.1).

³⁰ Cet algorithme calcule le volume sous la surface d'une grille raster. Il existe plusieurs méthodes de calcul du volume qui permettent de déterminer si seules les valeurs supérieures ou inférieures au niveau de base spécifié sont prises en compte, ou si les volumes inférieurs au niveau de base doivent être ajoutés ou soustraits du volume total. L'algorithme fournit le volume calculé, la surface totale et le nombre total de pixels analysés. Si l'on utilise les méthodes 'Compter uniquement au-dessus du niveau de base' ou 'Compter uniquement en dessous du niveau de base', alors la surface calculée et le nombre de pixels ne comprennent que les pixels qui sont respectivement au-dessus ou en dessous du niveau de base spécifié.

Les unités du volume calculé dépendent du système de référence des coordonnées du fichier raster d'entrée. Pour un SCR en mètres, avec une hauteur de MNT en mètres, la valeur calculée sera en mètres³. Si le raster d'entrée est dans un système de coordonnées géographiques (par exemple, des valeurs de latitude/longitude), le résultat sera alors en degrés² × mètres, et un facteur d'échelle approprié devra être appliqué afin de convertir en mètres³ (QGIS).

4.4.1.2 Bathymétrie du canal de l'Alanan

La profondeur moyenne du canal est de 30 cm avec une profondeur maximale de 76 cm. En utilisant l'algorithme **raster surface volume** on obtient un volume d'eau de 481 m³ pour une surface d'environ 1 574 m² (*cf.* Annexe 10, section 10.5.2).

Les profondeurs les plus importantes se rencontrent à l'entrée du canal et à son embouchure, zones où le courant est le plus important.

4.4.2 Topographie des sédiments

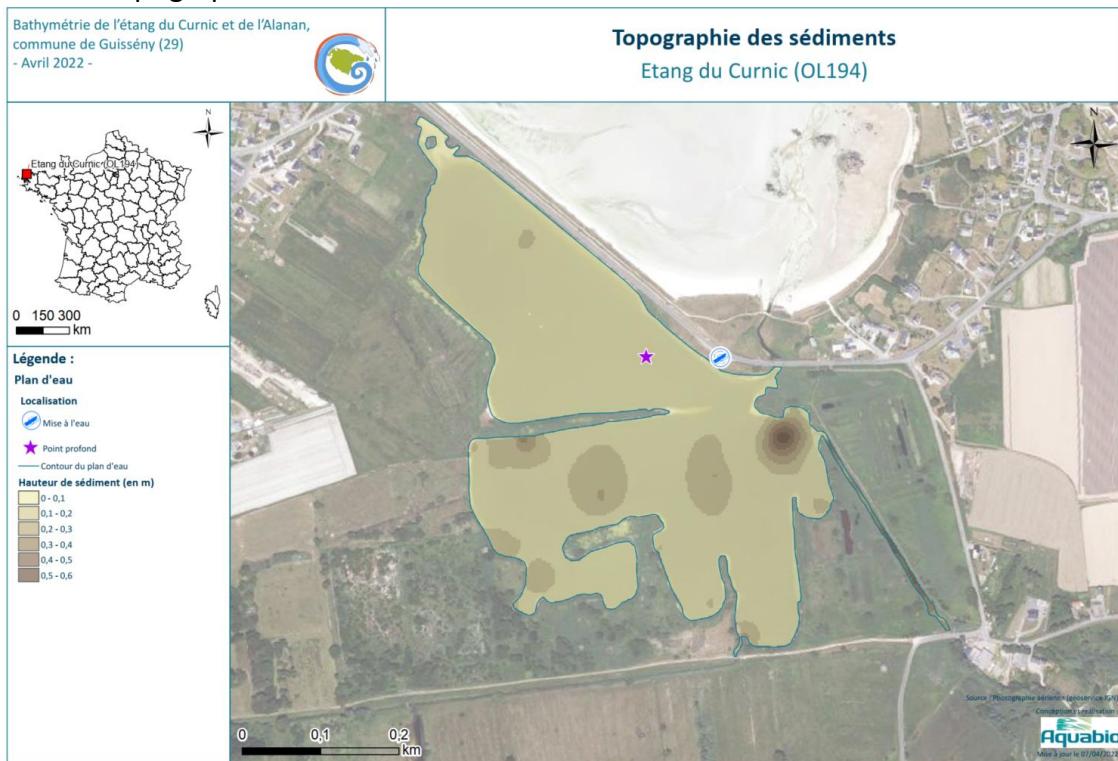


Figure 4.43: Topographie des sédiments de l'étang du Curnic et du canal de l'Alanan (AQUABIO, 2022)

4.4.2.1 Épaisseur des sédiments dans l'étang

L'épaisseur moyenne des sédiments dans l'étang est de 4 cm avec un maximum à 62 cm à l'embouchure de l'Alanan³¹. Le volume calculé est de 15 596 m³ (*cf.* Annexe 10, section 10.5.3).

L'épaisseur des sédiments dans l'étang est en lien direct avec la proximité de l'exutoire des cours d'eau (fig. 4.43). Ainsi, c'est à l'embouchure de l'Alanan que l'on observe les épaisseurs

³¹ Notons qu'une correction a été appliquée sur le fichier raster, une partie des valeurs rencontrée y étant négative. Cette correction n'induit pas de différence sur le volume calculé par la suite.

maximums de sédiment. L'histoire de l'étang a probablement joué un rôle non négligeable dans leur distribution spatiale³².

4.4.2.2 Épaisseur des sédiments dans le canal

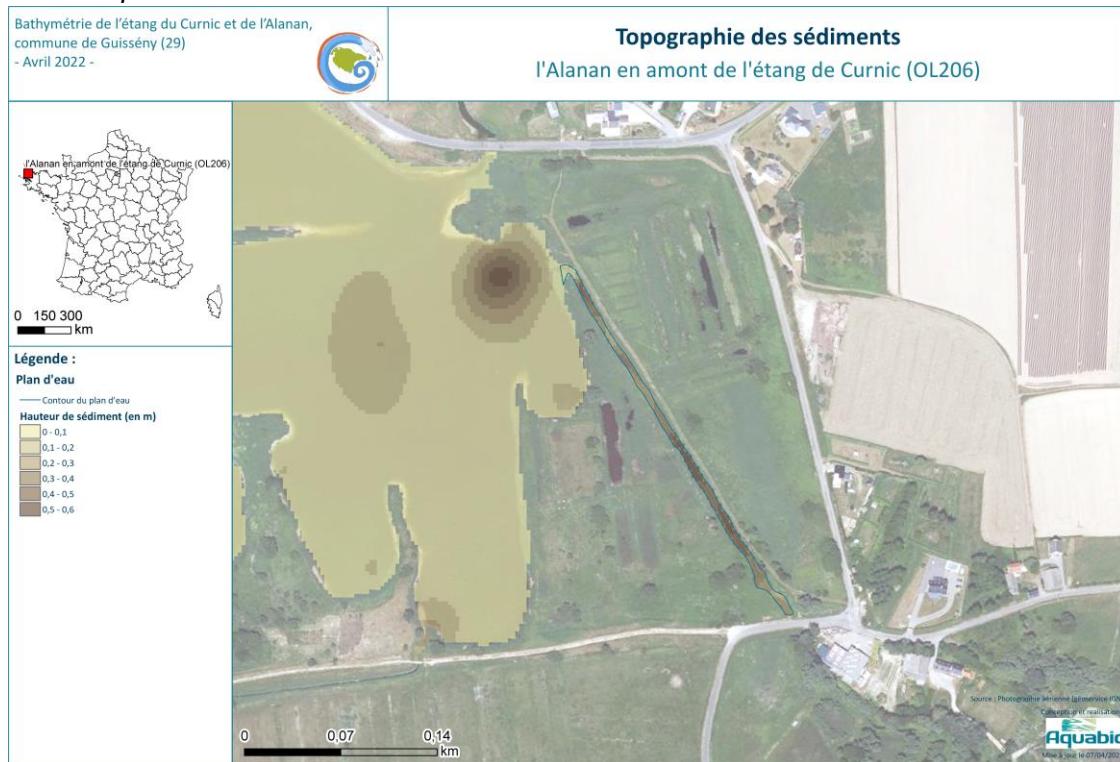


Figure 4.44: Topographie des sédiments du canal de l'Alanan. Réalisation : AQUABIO

Dans le canal, l'épaisseur des sédiments est relativement élevée par rapport à celle observée dans l'étang avec une moyenne de 36 cm. Le volume estimé est de 567 m³ pour une surface de 1 574 m² (*cf.* Annexe 10, section 10.5.4).

4.4.3 Sédimentologie

AQUABIO n'a pas réalisé de levé sédimentologique mais note dans son rapport que :

Les sédiments sont de type vase avec une fraction variable de sables. L'épaisseur des sédiments vaseux diminue progressivement en allant vers le secteur nord-ouest du plan d'eau où il ne reste finalement que du sable.

Les argiles transportées par les cours d'eau du marais sédimentent principalement dans la partie sud de l'étang, la levée médiane limitant de manière significative les échanges sédimentaires entre la partie septentrionale et méridionale de l'étang.

³² Une **analyse diachronique** détaillée de l'étang est encore à mener — elle pourrait être réalisée dans le même temps qu'une analyse de l'évolution des milieux par télédétection depuis les années 50, dates des premières images satellites.

4.5 Contexte physique du marais

4.5.1 Topographie

Jusqu'à présent, trois levés ont été effectués. Les levés seront poursuivis en période hivernale quand la végétation sera moins abondante.

Date	Secteur
19-01-2022	chemin dans la roselière
30-03-2022	Sud-Ouest du marais, à proximité du chemin (peu de points levés en raison de la faiblesse du signal)
21-04-2022	Sud-Ouest du marais, à proximité du chemin

Une fois les données collectées, les offsets (*i.e.* les décalages) sont corrigés en latitude, longitude et altitude par rapport à des points de calage (PC) connus précisément.

4.6 Écologie

4.6.1 Diagnostic piscicole

Un diagnostic piscicole a été réalisé par la scoop AQUABIO en collaboration avec Sébastien Peset, écologue marin indépendant, entre le 13 et le 14 juin 2022. Le rapport indique qu'« *outre la détection d'espèces patrimoniales éventuelles, [le diagnostic] permet de mettre en évidence la place de l'étang dans le cycle de vie des espèces piscicoles en présence ou la contribution à l'alimentation de l'avifaune et de la faune mammaliennes* » (Peset, 2022).

L'échantillonnage a été réalisé à l'aide de verveux doubles placés en quatre stations réparties au Nord-Ouest, au Sud-Ouest, à l'exutoire et à l'embouchure de l'Alanan (fig. 4.45).

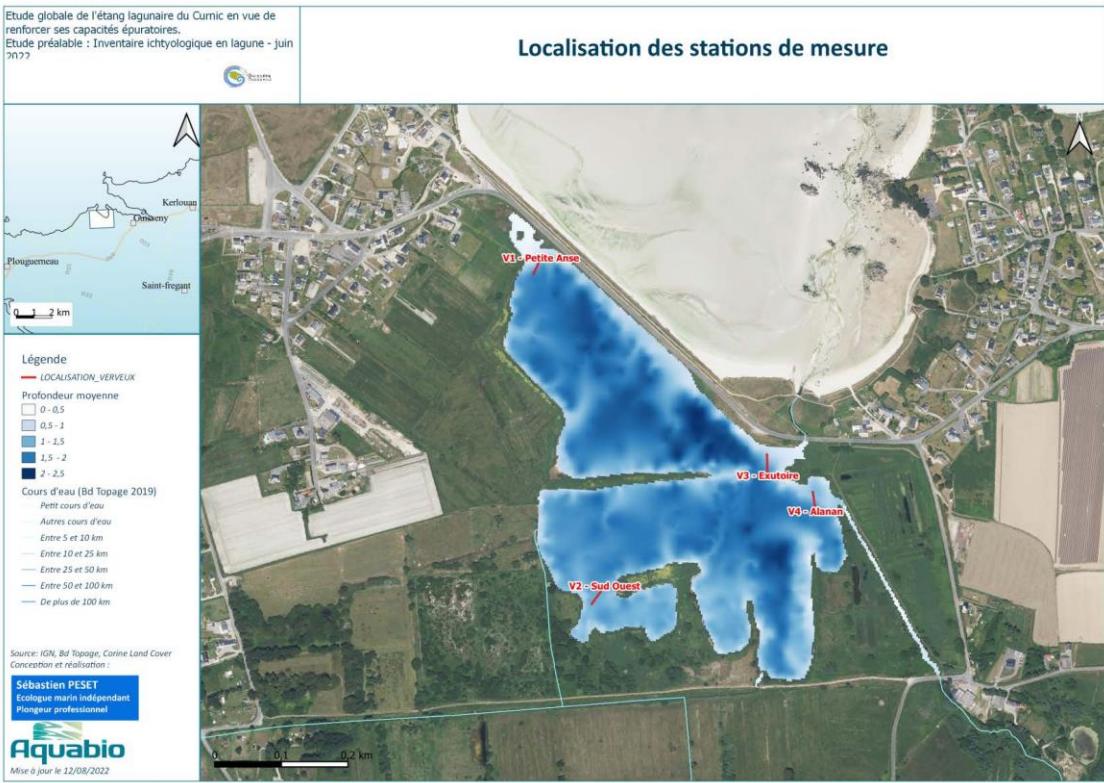


Figure 4.45: Localisation des stations lors de la campagne du 13 au 14 juin 2022 (Peset, 2022)

Le verveux double est un art dormant — en opposition aux arts traînantes tel que le chalut — élaboré pour capturer en zone de marnage ou sur le trajet des poissons ; il ne requiert pas d'intervention sur le temps de pêche (fig. 4.46).



Figure 4.46: Vue générale de deux des engins de pêche utilisés (Peset, 2022)

La biométrie a été réalisée comme suit :

1. Trie des espèces et mise en stabulation dans des seaux remplis d'eau ;
2. Trie des bacs à l'espèce ;
3. La longueur totale tête/queue est mesurée pour les poissons ainsi que leur poids ;
4. Les crustacées décapodes sont répertoriés et identifiés puis les effectifs et les poids globaux saisis ;
5. La présence des mollusques est notée ;
6. Un spécimen de chaque espèce est photographié ;
7. Enfin, l'ensemble des individus est relâché.

Le tableau ci-dessous présente les résultats de la pêche (d'après Peset (2022)). S. Peset indique que « *l'usage d'engins identiques entre eux sur chaque station sera nécessaire pour affiner la connaissance du peuplement, des structures populationnelles ainsi que d'éventuelles différences de répartitions spatiales entre espèces ou stades de développements* ».

Au total, 6 espèces de poissons et 2 de crustacés ont été identifiées. Ces espèces correspondent au milieu échantillonné et à la période de l'année.

Anguilla anguilla est la seule espèce pêchée classée en « en danger critique d'extinction » (CR) selon les listes rouges de l'IUCN, les autres espèces appartiennent aux trois classes suivantes : préoccupation mineure (LC) ; données insuffisantes (DD) et non-évalué (NE).

Les espèces se partagent trois guildes écologiques (DCE, 2007). Les migrants amphihalins (CA) qui utilisent les zones de transition (e.g. estuaire, lagune) comme chemin de migration sont représentés par *Anguilla anguilla* (Anguille d'Europe), *Chelon ramada* (Mulet porc) et *Platichthys flesus* (Flet d'Europe). Les espèces autochtones (ER) identifiées sont *Gasterosteus aculeatus* (Épinoche à trois épines) et *Pomatoschistus minutus* (Gobie buhotte). Seul un juvénile marin (MJ) a été pêché, il s'agit de *Dicentrarchus labrax* (Bar européen). D'un point de vue trophique (guilde trophique de la DCE 2007), une majorité d'espèce est invertivore (*i.e.* qui mange des invertébrés).

Les deux tiers des espèces capturées sont inféodés au milieu démersal. Seuls le Flet et le Gobie sont purement benthiques.

De manière à compléter les connaissances apportées par le diagnostic, Peset (2022) recommande de « *programmer une à deux campagnes supplémentaires (Printemps / automne) en utilisant des engins identiques pour les différentes stations, couplés à des mesures concomitantes de salinité* ». Il est également noté que les prochaines campagnes devront être réalisées en l'absence de blocage des clapets pour une efficacité maximale.

En termes de gestion, le rapport indique que la « *liaison avec la mer doit-être préservée et aménagée de manière à limiter les risques de colmatages et faciliter les migrations* ».

5 DISCUSSION

5.1 Synthèse du fonctionnement de l'étang du Curnic

L'ensemble des résultats obtenus et le travail bibliographique réalisé permet de mettre en évidence le caractère lagunaire de l'étang pour l'ensemble des thématiques étudiées, qu'elles soient hydrodynamiques, chimiques ou encore écologiques.

5.1.1 Fonctionnement physique l'étang du Curnic

À l'instar de l'ensemble des systèmes lagunaires, l'étang du Curnic est relié à la mer par un exutoire dont la géométrie a la propriété de déformer le signal de marée. Ainsi, le flot, d'une durée approximative de 3 h, est plus court que le jusant, d'une durée d'environ 9 h. Les clapets contrôlant le flux entrant d'eau de mer dans l'étang se bloquent régulièrement, mimant d'une certaine façon la dynamique naturelle des passes qui ont tendance à s'obstruer en réponse au transit sédimentaire. Cette fermeture des clapets est responsable d'une part importante des variations des signaux de hauteur d'eau et de conductivité, variations d'autant plus importantes que l'on se rapproche de l'exutoire de l'étang.

En effet, au regard des mesures de conductivité, le flux d'eau de mer semble être dilué rapidement après sa sortie de l'exutoire ; l'emprise et la variation du front halin n'a pas été quantifié dans cette étude. On sait toutefois qu'il ne s'agit pas d'un front perpétuel attendu que la dynamique des clapets induit des périodes où la conductivité baisse progressivement jusqu'à des valeurs semblables à celles de l'eau douce dans l'exutoire.

On note également l'effet du coin salé en fonction de la marée sur la salinité des eaux proches de la digue, au Nord-Ouest de l'étang.

La variation des températures de l'eau est importante tant à l'échelle d'une journée qu'à l'échelle d'une année. Les faibles profondeurs de l'étang engendrent une faible inertie thermique du système conduisant à des variations rapides des températures. De la même façon, une thermocline est peu susceptible de se mettre en place en dehors de la zone front — à la rencontre entre les eaux de l'étang et celle de la mer.

En l'absence de mesure du flux de la nappe, le débit entrant maximal est celui de l'Alanan ($0,114 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) auquel il faut ajouter le débit en provenance du marais, les précipitations et, quand les clapets sont ouverts, le débit entrant marin. Au total, $0,21 \text{ m}^3$ ont été estimés entrer dans l'étang en moyenne chaque seconde sur l'ensemble d'une année, soit environ $6\,635\,951 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$.

Dans la mesure où les profondeurs moyennes de l'étang sont faibles (1,3 m), le vent doit posséder un rôle majeur dans la circulation et le brassage des eaux dans les zones éloignées de l'exutoire où cette influence est supplantée par les courants de marées. Étant donné la configuration de l'étang, les schémas de circulation doivent être complexes, particulièrement dans la zone Sud où deux saillants séparent la masse d'eau.

Cette circulation influence le temps de résidence des eaux qui varie en fonction de la zone de l'étang, plus celle-ci sera éloignée de l'exutoire plus le temps de séjour sera long. Pour l'ensemble du système, le temps de résidence moyen a été évalué à environ 11 jours.

La figure 5.1 récapitule sous forme de schéma les paramètres physiques que nous avons pu estimer durant cette étude.

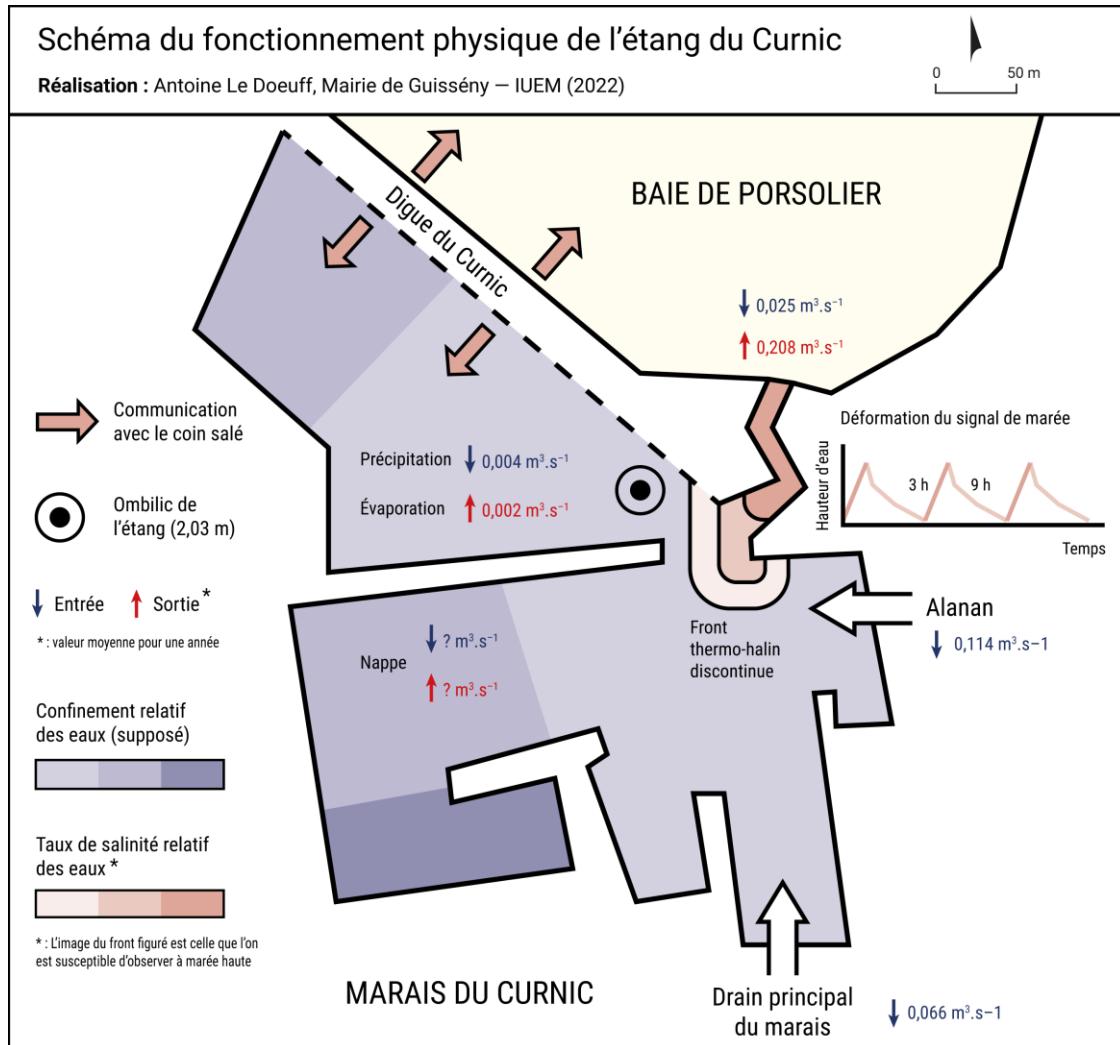


Figure 5.1: Schéma récapitulatif du fonctionnement physique de l'étang du Curnic

5.1.2 Un abattement important de l'azote non sans conséquence pour les milieux

L'importante activité agricole sur le plateau du Léon conduit à des concentrations élevées en nitrate dans les cours d'eau du bassin versant du Quillimadec et de l'Alanan. Les fortes valeurs mesurées à la source de certains de ces cours d'eau semblent indiquer un enrichissement conséquent de la nappe qui n'aurait dès lors plus un effet de dilution, mais au contraire de soutien des concentrations en azote.

Depuis les années 90, des politiques de lutte contre la prolifération des algues vertes sur les côtes bretonnes sont conduites avec comme objectif principal la diminution de l'apport azoté à la côte. Trente ans après, une amélioration est notée bien que les résultats et la mise en œuvre de ces politiques soient largement discutables (Aquilina et al., 2013 ; Cours des Comptes, 2021). Sur l'Alanan, il est inquiétant de constater que les concentrations en nitrate mesurées par le Syndicat Mixte des Eaux du Bas Léon depuis 2011 n'indiquent pas de tendance à la baisse

marquée — les concentrations en phosphore et en orthophosphate enregistrent quant-à-elle une diminution depuis 2014. Il est dès lors peu surprenant de constater que les échouages d’ulves ne diminuent pas sur le littoral guissénien.

À Guissény, l’ensemble de ces apports en nutriment transit par le marais du Curnic puis par l’étang. Les cours d’eau en provenance de la falaise morte transitent par des habitats humides tels que des saulaies³³, des mégaphorbiaies³⁴ ou encore des roselières³⁵ dont le pouvoir dénitritifiant est reconnu.

Au total, entre juin 2021 et juin 2022, le marais aura procuré un abattement de 48 % des flux en nitrate en provenance des cours d’eau de la falaise morte et l’étang 55 % des flux qui lui ont été importés. Ces valeurs varient significativement — de 0 % à 100 % — entre la période hivernale et estivale, en lien avec l’activité de la production primaire et des bactéries dénitritifiantes.

Dans l’étang, la part d’abattement procurée par chaque processus n’est pas identifiée. Au regard de la littérature, il semblerait cependant que la production primaire occupe le premier rôle (McGlathery *et al.*, 2007 ; Crawshaw *et al.*, 2019). Notons que les rives de l’étang constituées de roselière doivent également renforcer l’abattement. Ainsi, le mécanisme deutrophisation a pour effet de réduire les concentrations en nitrate dans le milieu, dynamique qui s’effectue au détriment de l’écosystème (*cf.* section 2.4.1.4).

De la même manière, dans le marais, l’abattement de l’azote n’est pas un phénomène bénin pour les habitats. En effet, « *des apports azotés élevés peuvent stimuler préférentiellement la croissance de certaines espèces [...] pouvant finalement conduire à la domination de certaines d’entre elles et à un changement global de la composition floristique* » (Yousaf *et al.*, 2021). Dans la mesure où le marais est géré dans un objectif de conservation des habitats, l’apport excessif d’azote peut être considéré comme une menace.

³³ On peut citer :

- Saulaie à Molinie et Angélique
- Saulaie alluviale des petits vallons littoraux à *Oenanthe crocata* et *Asplenium scolopendrium*

³⁴ On peut citer :

- Mégaphorbiaie à Roseau commun et Liseron des haies
- Mégaphorbiaie à Iris des marais et Oenanthe safranée (code N2000 : 6430)
- Mégaphorbiaie acidiphile des prairies abandonnées
- Mégaphorbiaie à Epilobe velu code (N2000 : 6430)

³⁵ On peut citer :

- Roselières à Roseau commun
- Roselière basse à Souchet long

5.1.3 La biodiversité

L'étang et ses abords possèdent une importante biodiversité faunistique qu'il convient de préserver et, dans la mesure du possible, de conforter. Rappelons que cette biodiversité évolue de concert avec les conditions abiotiques de l'écosystème et que tout impact sur l'un affecte l'autre.

Le cœur du stage ne concernant pas cette thématique, la présente discussion se bornera à des considérations générales.

De premières connaissances concernant l'ichtyofaune faisant encore défaut ont pu être apportées par le diagnostic piscicole réalisé en juin 2022. Les espèces pêchées ont permis d'assurer le caractère lagunaire de l'étang ; milieu de nurserie pour certaines espèces (*e.g.* Bar européen) et de transit pour d'autres (*e.g.* Anguille d'Europe). Le blocage régulier des clapets a été identifié comme la contrainte majeure affectant la population piscicole dans la mesure où il empêche la libre circulation des espèces. Une mesure de gestion est envisagée pour favoriser les conditions de vie de cette partie de la faune aquatique de l'étang (*cf.* section 5.2.2).

Le diagnostic avifaune indique que les conditions actuelles sont favorables pour la plupart des espèces notamment concernant les niveaux d'eau. Cela devra être pris en compte quand il s'agira d'émettre des propositions de gestion concernant la variation de ces niveaux.

La ressource en poisson et la taille du site ont permis la sédentarisation d'au moins une femelle Loutre d'Europe sur le site comme en témoignent les épreintes identifiées à l'exutoire de l'étang. La disposition des buses passant sous la route à cet endroit ne semble pas permettre le franchissement par voie aquatique, la Loutre doit donc franchir la route avec les risques que cela engendre.

Un projet de reconfiguration en "U" du franchissement a été émis dans l'objectif de permettre le passage de la Loutre ainsi qu'une meilleure circulation de l'eau et des sédiments qui ont actuellement tendance à s'accumuler dans cette zone, en témoigne la progradation de la roselière. Cependant, le diagnostic indique que la Loutre, ayant adapté ses habitudes à l'ouvrage actuel, sera peu susceptible d'emprunter la voie aquatique permise par le nouvel aménagement.

5.2 Vers une gestion active de l'eutrophisation ?

Au regard des résultats et des hypothèses formulées dans cette étude, trois scénarios de gestion de la problématique de l'eutrophisation dans l'étang sont proposés. Ceux-ci doivent être systématiquement mis en relation avec l'ensemble des enjeux présents dans l'étang et à ses abords.

5.2.1 Le modèle Kervigen

Une des possibilités pour diminuer l'apport d'azote dans l'étang et à la côte est d'aménager le milieu de telle sorte à réunir l'ensemble des conditions nécessaires à une dénitrification maximale. En domaine terrestre, ces conditions sont réunies quand une mince pellicule d'eau s'écoule lentement sur un sédiment doté d'un horizon oxique puis anoxique dans un milieu colonisé par des végétaux (*e.g.* *Phragmites australis*, roseau) dont les rhizomes abritent des communautés de microbes à pouvoir dénitrifiant (*e.g.* *Pseudomonas*). En d'autres termes, il s'agit de reproduire au maximum les conditions d'un Filtre Planté de Roseaux (FPR) correspondant globalement à des *Surface-Flow Constructed Wetlands* (*Weisner et al., 1994*;

Mendes, 2021). Les roseaux devront être fauchés durant leur période de flétrissement qui advient au cours de l'automne (Wang *et al.*, 2021).

En Bretagne, le marais de Kervigen, étudié depuis les années 90, fait office de référence dans l'épuration par un milieu humide côtier des flux azotés en provenance d'un bassin fortement cultivé (Piriou *et al.*, 1999). Il est situé en baie de Douarnenez — réputée pour ses marées vertes — et couvre une superficie d'environ 22 ha. Le cours d'eau qui le traverse a été détourné dans la roselière (9 ha) afin que les flux s'écoulent dans des conditions proches de celles décrites plus haut. Les suivis réalisés ont montré une bonne efficacité de l'aménagement avec un abattement moyen annuel de $40 \text{ kg}(N).\text{j}^{-1}$ dans la roselière (Piriou *et al.*, 1999 ; Chataigner & Robin, 2016)

À Guissény, l'idée initiale, développée dans la réponse à l'appel à initiative, est similaire à celle mise en pratique à Kervigen, à savoir détourner un cours d'eau (l'Alanan en l'occurrence) pour le conduire dans une roselière. En effet, le canal de l'Alanan ne semble pas présenter d'effets notables concernant l'épuration des nitrates et la zone adjacente est d'ores et déjà colonisée par la roselière (fig. 5.2).

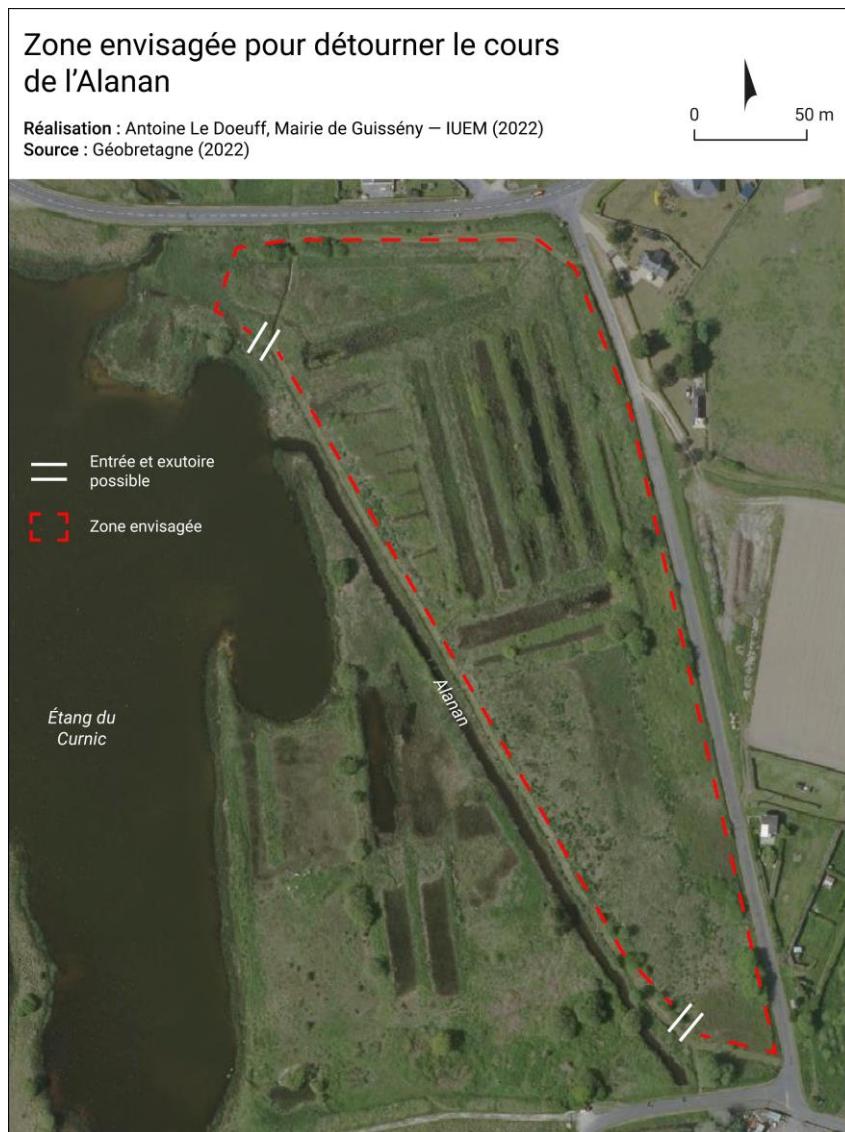


Figure 5.2: Zone envisagée pour détourner le cours de l'Alanan

Dans la mesure où l'aménagement serait similaire à celui effectué à Kervigen et que le contexte climatique est globalement similaire, on peut s'attendre à observer un taux d'abattement semblable à Guissény. Ainsi, pour une surface de 2,6 ha, on observerait un abattement moyen de $11,5 \text{ kg}(N).\text{j}^{-1}$. Au regard des résultats présentés dans cette étude (*cf. section 4.3.1*), cette valeur correspondrait à environ 15 % du flux moyen annuel en N-NO₃³⁶ ($\text{kg}(N\text{ NO}_3).\text{j}^{-1}$) de l'Alanan. Valeur peu élevée en comparaison du marais de Kervigen où les $40 \text{ kg}(N).\text{j}^{-1}$ représentent un tiers du flux moyen en azote du Kerharo — le cours d'eau qui transite par le marais. Rappelons que cette valeur sera plus conséquente en été et plus faible en hiver en lien

³⁶ Les données concernant l'azote global (*N*) pour l'Alanan au lieu-dit Cléguer (point 5, fig. 3.1) ne nous permettent pas de calculer un flux moyen annuel pour cet élément. Rappelons que l'azote est principalement présent sous forme de nitrate.

avec l'importance des flux (*cf.* section 4.3.1) et la variation de l'efficacité de la dénitrification en fonction des saisons (*Kuschk et al., 2003*).

Une modalité de gestion apparentée serait d'aménager certaines berges de l'étang de telle sorte qu'elles présentent une dénivellation très faible, permettant une surface de contact élevée avec les eaux de l'étang. L'emplacement d'un tel aménagement requiert une connaissance plus fine des mécanismes d'advection dans l'étang, ainsi seulement, une position stratégique pourra être identifiée. Notons que la superficie totale concernée par un tel remaniement des berges sera restreinte et procurera probablement un faible abattement.

Ces travaux impliqueraient la destruction des milieux actuels pendant la durée du chantier, ils seraient donc, dans la mesure du possible³⁷, à réaliser en hiver, période de l'année où les habitats et les espèces qui leur sont associés sont moins vulnérables.

Les coûts des deux scénarios présentés sont encore à évaluer.

5.2.2 Ouverture permanente des clapets

Une autre façon de lutter contre l'eutrophisation de l'étang serait de diminuer le temps de résidence des eaux dans l'étang. En effet, comme nous l'avons vu dans la section 2.4.1.4, plus un système aquatique possède un temps de résidence élevé, plus il est susceptible de subir une crise dystrophique. Dans l'étang du Curnic, le seul moyen à disposition des gestionnaires pour diminuer ce temps de séjour est l'ouverture des clapets. Comme nous l'avons vu dans la section 4.2.3, le temps de séjour varie spatialement dans l'étang. Une ouverture continue des clapets aura donc un effet plus ou moins important en fonction de la zone considérée. Dans la mesure où, entre juin 2021 et juin 2022, l'eau de mer est rentrée dans l'exutoire environ 149 jours (~ 40 % de l'année) une ouverture complète des clapets pendant toute l'année induirait une recomposition non négligeable du bilan hydrologique, avec un flux entrant plus élevé.

Cette ouverture aura également pour conséquence d'augmenter la salinité moyenne de l'étang (*cf.* section 4.1.3.2 & section 9.2.2). La roselière ne s'en trouverait pas modifiée attendu que *Phragmites australis* (roseau commun) supporte des salinités allant jusqu'à 45 g. l^{-1} , valeur supérieure à celle de l'eau de mer qui est de 35 g. l^{-1} (*Lee & Scholz, 2007*). Observation confirmée sur le terrain car, la roselière à l'exutoire de l'étang est en bonne santé et a même tendance à se développer bien qu'elle soit soumise épisodiquement à des concentrations de l'ordre de celle de l'eau de mer (*cf.* section 4.1.3.2.2).

Cette modalité de gestion aurait un effet bénéfique pour l'ichtyofaune, les clapets ne représentant plus un obstacle à leur circulation.

La diminution du temps de résidence serait bénéfique pour limiter l'eutrophisation dans l'étang en lien avec un transport plus rapide des nutriments en dehors du système. Une part plus importante de ces nutriments arriverait donc en baie de Porsolier puis en baie de Tresseny où elle pourra accroître le stock en nitrate et en phosphore déjà important dans ces baies à algues

³⁷ Il ne faut pas oublier que la zone concernée est humide et qu'en période hivernale elle pourrait bien être impraticable pour des engins de chantier.

vertes. Cette gestion serait donc favorable dans la lutte contre l'eutrophisation de l'étang, mais, à l'inverse, défavorable dans la lutte contre la prolifération des ulves.

Une partie des zones urbanisées à l'ouest de l'étang étant soumise à l'aléa de submersion marine, une telle gestion pourra engendrer des réticences de la part de certains acteurs. Le risque ne sera cependant pas majoré, dans la mesure où un système de fermeture des clapets sera maintenu en prévision d'évènement météo-marins exceptionnel. Peset (2022) considère également l'intérêt d'une vanne ou d'un moine pour une vidange totale de l'étang en cas de besoin.

La problématique du blocage des clapets ne sera probablement pas réglée dans la mesure où la dynamique sédimentaire sera toujours susceptible d'obstruer les embouchures en l'absence de clapets. Dans ce cas, la libération de l'exutoire sera vraisemblablement moins aisée que dans la situation actuelle.

Les coûts de ce scénario de gestion seraient modiques si aucun système de régulation des niveaux d'eau n'est construit en concomitamment.

5.2.3 Maintien du système

Un troisième scénario consiste à maintenir le *statu quo*. Le marais et l'étang fournissent actuellement un important abattement des nutriments et son augmentation induite par les modalités de gestion proposées serait peu susceptible de l'augmenter de manière significative. De plus, l'ouverture continue des clapets, bien que bénéfiques pour l'écosystème de l'étang, aurait pour conséquence de renforcer l'eutrophisation dans la baie de Tresseny et serait donc en opposition avec la politique de réduction des apports azotés à la côte conduite notamment par les PLAV (cf. section 2.4.1.4.1).

Dans ce cadre, il semble nécessaire de poursuivre les efforts consistant à réduire les apports en nutriments sur le bassin versant. Seule cette gestion, menée en collaboration avec l'ensemble des acteurs du territoire, pourra mitiger le processus d'eutrophisation dans l'étang et dans la baie de Tresseny.

Le tableau ci-dessous (fig. 5.3) récapitule les effets présumés des modalités de gestion évoquées sur les enjeux de l'étang. Les enjeux supposés ne pas être impactés significativement par au moins une de ces modalités ne sont pas inclus dans le tableau.

Effet présumé des modalités de gestion sur les enjeux de l'étang

Modalités de gestion	Eutrophisation étang	Eutrophisation baie de Tresseny	Ichtyofaune	Avifaune	Faune mammalienne	Herbiers	habitats adjacents	Risque de submersion marine	Gestion courante	Coût	Temps de réponse
<i>Statu quo</i>											
Dérivation de l'Alanan dans la roselière adjacente (modèle Kervigen)	?	?			?	Sur la période des travaux			?	?	?
Ouverture continue des clapets	?	?	↔ →		?				?		
Mécanisme de régulation des niveaux d'eau									?		
Reconfiguration du franchissement à l'exutoire de l'étang									?		
Concertation avec les acteurs du territoire pour limiter les flux d'azote à la côte											

Figure 5.3: Effet présumé des modalités de gestion sur les enjeux de l'étang. Cliquer ici pour agrandir l'image

6 LIMITES ET PERSPECTIVES

6.1 Limites

La principale limite de cette étude est la faible emprise temporelle des données traitées. En effet, la majorité d'entre elles ont été recueillies sur une période d'environ un an. Dans ce cadre, les résultats ne peuvent être raisonnablement considérés comme représentatifs du fonctionnement du site sur le moyen et *a fortiori* sur le long terme. De plus, l'année 2022 a enregistré un déficit hydrique important rendant la période étudiée moins susceptible d'être représentative d'une situation moyenne.

Il convient donc d'insister sur le fait que la majorité des résultats, notamment les paramètres physico-chimique (*e.g.* les flux en nutriment), ne sont valables que pour la période sur laquelle les paramètres ont été mesurés. Toute extrapolation tombe dans l'hypothétique.

Concernant l'acquisition des données, le point 2 (à l'exutoire du drain principal du marais, (*cf.* fig. 3.1) semble être placé trop proche de l'étang dans la mesure où les eaux de celui-ci peuvent remonter jusqu'au point d'échantillonnage et rendre ainsi caduc les résultats. L'absence d'embarcation et d'outils appropriés n'a pas permis l'acquisition de données dans la colonne d'eau, ses propriétés physico-chimiques nous demeurent dès lors inconnues et seules des hypothèses sont permises.

La sensibilité du vélocimètre utilisé pour calculer les débits étant trop faible, ils ont été estimés à l'aide d'une modélisation basique qui ne saurait décrire fidèlement l'état du système. De plus, celle-ci s'appuie sur des données moyennes de précipitations et de températures qui, comme nous l'avons vu plus haut, ne peuvent raisonnablement s'appliquer à la période étudiée. Ainsi, les flux calculés (déduit des débits) possèdent vraisemblablement des valeurs variant significativement de la situation réelle.

Par manque de temps, des analyses qui auraient permis d'affiner les résultats n'ont pas été menées. De la même façon, l'analyse des coûts, consubstantielle à la mise en place de stratégies de gestion, n'a pu être mise en œuvre.

6.2 Perspectives

Afin d'obtenir des résultats représentatifs du système étudié sur le long terme, il convient de continuer l'acquisition des données. Cela ne sera possible que pour un nombre restreint de protocoles en lien avec la durée du projet de l'étude globale de l'étang.

Le tableau ci-dessous récapitule les protocoles et méthodologies à poursuivre ou à mettre en place pour mieux comprendre le fonctionnement de l'étang et ainsi prendre des mesures de gestion appropriées.

Thématisques	Méthodologie
Propriétés physico-chimique de l'eau	<ul style="list-style-type: none">• Calculer le ratio phosphore/nitrate : il s'agit d'un indicateur couramment utilisé dans la compréhension du phénomène d'eutrophisation.• Mesurer les paramètres dans la colonne d'eau de l'étang :<ul style="list-style-type: none">- Évaluation de la dynamique du front thermohaline

	<ul style="list-style-type: none"> - Mise en évidence d'éventuelles masses d'eaux aux propriétés différentes • Mettre en place un protocole d'acquisition de données pour évaluer l'ampleur du phénomène d'eutrophisation à l'aide d'un indice d'eutrophisation (<i>Ferreira et al., 2011</i>). • Poursuivre les campagnes nitrate sur le bassin versant de l'Alanan.
Hydrodynamique	<ul style="list-style-type: none"> • Acquisition d'un outil suffisamment sensible pour mesurer le débit : <ul style="list-style-type: none"> - à l'exutoire de l'étang (dans la baie) - de l'Alanan (point 5) - à l'exutoire du marais (point 2) - Sur les cours d'eau de la falaise morte (point 3 et 4) • À défaut, mettre en œuvre une modélisation plus précise (<i>cf. section 4.2.4.2</i>) • Poursuivre l'acquisition des données avec la sonde autonome. Le prochain emplacement de la sonde pourra être situé à proximité de la digue du Curnic afin d'évaluer l'effet du coin salé sur les conductivité au Nord-Ouest de l'étang.
Contexte physique de l'étang	<ul style="list-style-type: none"> • Évaluer les schémas de circulation des eaux au sein de l'étang • Déterminer la variation spatiale du temps de résidence
Contexte physique du marais	<ul style="list-style-type: none"> • Dans la mesure où la modalité de gestion d'aménagement de la roselière est retenue, continuer les levés topographiques
Écologie	<ul style="list-style-type: none"> • Reconduire des diagnostics piscicoles pour affiner la connaissance de l'ichtyofaune • Évaluer la présence d'herbier dans l'étang

CONCLUSION

Malgré de nombreuses limites méthodologiques, l'étude a permis d'accroître la connaissance du fonctionnement global de l'étang du Curnic et de mener une réflexion sur les modalités de gestion de son eutrophisation.

L'investigation des composantes physiques, hydrologiques, chimiques ou encore écologiques de ce système conduit à associer son fonctionnement à celui d'une lagune tempérée. L'analyse des flux en nutriments indique un état moyen — quand il n'est pas critique — des cours d'eau du bassin versant de l'Alanan et de la falaise morte quant aux concentrations en nitrate, et ce, malgré les deux Plans de Lutte contre les Algues Vertes (PLAV) mis en œuvre depuis 2010.

Le phénomène épuratoire dans le marais et dans l'étang a pu être quantifié et l'hypothèse d'un abattement conséquent des flux en nutriments confirmée. Cet abattement n'est cependant pas sans conséquence sur les milieux récepteurs. Une restructuration progressive des habitats est à craindre dans la mesure où des indicateurs d'eutrophisation y sont régulièrement observés.

Il semble que la gestion de l'apport azoté à la côte, que ce soit dans l'étang du Curnic où dans la baie de Tresseny, ne saurait se limiter au traitement des syndromes dystrophiques qui lui sont associés. Une approche ciblée sur les pratiques agricoles en amont des exutoires est nécessaire afin d'adresser cette problématique, allégorie des antagonismes entre, d'une part, les préoccupations environnementales, sanitaires et touristiques et, d'autre part, la rémanence d'une partie des comportements agraires sur les bassins versants bretons.

RÉFÉRENCES

- Aquilina, L., Aurousseau, P., Croix, N., Despres, L., Dion, P. A., Durand, P., Helin, J.-C., Ménesguen, A., Tournebize, J., van Tilbeurgh, V., 2013. Des marées vertes pour longtemps ? Analyses scientifiques et plans de lutte contre les algues vertes. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 63, 63 : 63-75.
- Battistini, R., Martin, S., 1956. La « Plate-forme à écueils » du Nord-Ouest de la Bretagne. *Norois*, 10, 1 : 147-161. DOI : 10.3406/noroi.1956.1121.
- Beguería, S., Vicente-Serrano, S. M., 2017. SPEI: Calculation of the Standardised Precipitation-Evapotranspiration Index.
- Benjoudi, H., Hubert, P., 2002. Le coefficient de compacité de Gravelius: analyse critique d'un indice de forme des bassins versants. *Hydrological Sciences Journal*, 47 : 921-930. DOI : 10.1080/02626660209493000.
- Bryan, J., RStudio, 2021. *googlesheets4*: Access Google Sheets using the Sheets API V4.
- Chataigner, Q., Robin, O., 2016. Étude prospective de l'aménagement, de l'entretien et de la gestion du marais de Kervigen. État des lieux et diagnostic de la gestion du marais de Kervigen. EPAB, SAGE (baie de Douarnenez).
- Chevalier, M., 2016. La conservation de la biodiversité au sein d'un marais anthropisé : Elaboration d'un plan de gestion du réseau de canaux et fossés du marais du Curnic.
- CLCL, 2012. Diagnostic de territoire anse de Guissény. Bassins versants du Quillimadec-Alanan.
- Cours des Comptes, 2021. Évaluation de la politique publique de lutte contre la prolifération des algues vertes en Bretagne. Rapport public thématique. Cours des comptes.
- Crawshaw, J. A., Schallenberg, M., Savage, C., Van Hale, R., 2019. Hierarchy of factors controls denitrification rates in temperate intermittently closed and open coastal lakes/lagoons (ICOLLS). *Aquatic Ecology*, 53, 4 : 719-744. DOI : 10.1007/s10452-019-09721-4.
- Daniel, A., 2020. Élément de qualité Nutriments DCE dans les eaux littorales de métropole : élaboration de métriques et de seuils, comparaison avec les autres pays européens.
- De Wit, R., Stal, L. J., Lomstein, B. Aa., Herbert, R. A., van Gemerden, H., Viaroli, P., Cecherelli, V.-U., Rodríguez-Valera, F., Bartoli, M., Giordani, G., Azzoni, R., Schaub, B., Welsh, D. T., Donnelly, A., Cifuentes, A., Antón, J., Finster, K., Nielsen, L. B., Pedersen, A.-G. U., Neubauer, A. T., Colangelo, M. A., Heijls, S. K., 2001. ROBUST: The ROle of BUffering capacities in STabilising coastal lagoon ecosystems. *Continental Shelf Research*, 21 : 2021-2041. DOI : 10.1016/S0278-4343(01)00040-1.
- Deborde, J., 2007. Processus biogéochimiques des zones intertidales des systèmes lagunaires : le Bassin d'Arcachon (SW, France). These de doctorat, Bordeaux 1.
- Delcros, B., 2021. Algues vertes en Bretagne : la nécessité d'une ambition plus forte. Commission des finances.

Faillat, J. P., 1998. Étude du contexte hydrologique de la plaine sédimentaire côtière de Guissény. Projet de Protection du biotope des marais du Curnic. Conservatoire Botanique National de Brest.

Ferreira, J. G., Andersen, J. H., Borja, A., Bricker, S. B., Camp, J., Cardoso da Silva, M., Garcés, E., Heiskanen, A.-S., Humborg, C., Ignatiades, L., Lancelot, C., Menesguen, A., Tett, P., Hoepffner, N., Claussen, U., 2011. Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93, 2 : 117-131. DOI : 10.1016/j.ecss.2011.03.014.

Garrido, J., Pérez-Bilbao, A., Benetti, C., 2011. Biodiversity and Conservation of Coastal Lagoons. *Ecosystems Biodiversity*. DOI : 10.5772/24934.

Gattuso, J., Frankignoulle, M., Wollast, R., 1998. Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. *ANNUAL REVIEW OF ECOLOGY AND SYSTEMATICS*, 29 : 405-434. DOI : 10.1146/annurev.ecolsys.29.1.405.

Gis Sol, 2011. L'état des sols en France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols.

Guo, D., Westra, S., Maier, H., 2016. An R package for modelling actual, potential and reference evapotranspiration. *Environmental Modelling & Software*, 78 : 216-224. DOI : 10.1016/j.envsoft.2015.12.019.

Guo, D., Westra, S., Peterson, T., 2022. Evapotranspiration: Modelling Actual, Potential and Reference Crop Evapotranspiration.

Hemery, D., 2014. Diagnostic du site de l'étang du Curnic. Déclinaison du plan d'actions en Bretagne en 2012. Plan national d'actions du « Phragmite aquatique » 2010 – 2014. SEPNB et DREAL.

Herbert, R. A., 1999. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews*, 23, 5 : 563-590. DOI : 10.1111/j.1574-6976.1999.tb00414.x.

INSEE, 2022. Dossier complet, commune de Guissény (29077).

Kjerfve, B., 1994. Chapter 1 Coastal Lagoons. *Elsevier Oceanography Series*. Elsevier. DOI : 10.1016/S0422-9894(08)70006-0.

Kuschk, P., Wiessner, A., Kappelmeyer, U., Weissbrodt, E., Kaestner, M., Stottmeister, U., 2003. Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. *Water research*, 37 : 4236-4242. DOI : 10.1016/S0043-1354(03)00163-5.

Kuşçu Simsek, Ç., Ödül, H., 2018. Investigation of the effects of wetlands on micro-climate. *Applied Geography*, 97 : 48-60. DOI : 10.1016/j.apgeog.2018.05.018.

Le Berre, I., Meur-Ferec, C., Lageat, Y., Cuq, V., David, L., Henaff, A., 2012. Atlas des risques d'érosion-submersion contribution à l'étude de la vulnérabilité côtière des communes de Gâvres et Guissény. LETG-Brest UMR 6554 CNRS.

Le Coz, J., Camemen, B., Dramais, G., Ribot-Bruno, J., Ferry, M., Rosique, J.-L., 2011. Contrôle des débits réglementaires. Application de l'article L. 214-18 du Code de l'environnement. ONEMA, Cemagref.

Le Ruyet, O., 2022. Étude bathymétrique et évaluation de volumes de sédiments. Étang du Curnic et Alanan aval à Guissény (29). AQUABIO.

Lebecherel, L., Andréassian, V., Augéard, B., Sauquet, E., Catalogne, C., 2015. Connaitre les débits des rivières : quelles méthodes d'extrapolation lorsqu'il n'existe pas de station de mesures permanentes ? 28.

Lee, B.-H., Scholz, M., 2007. What is the role of *Phragmites australis* in experimental constructed wetland filters treating urban runoff? *Ecological Engineering*, 29, 1 : 87-95. DOI : 10.1016/j.ecoleng.2006.08.001.

McGlathery, K., Sundbäck, K., Anderson, I., 2007. Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: The role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology-progress Series - MAR ECOL-PROGR SER*, 348 : 1-18. DOI : 10.3354/meps07132.

Mendes, L. R. D., 2021. Nitrogen Removal from Agricultural Subsurface Drainage by Surface-Flow Wetlands: Variability. *Processes*, 9, 1 : 156. DOI : 10.3390/pr9010156.

Merlet, F., 2009. La qualité de l'eau du marais du Curnic. Évaluation par IBGN et estimation des apports issus du bassin versant.

Mitsch, W., Gosselink, J., 2015. *Wetlands*, 5th edition.

Mougin, B., Allier, D., Blanchin, R., Carn, A., Courtois, N., Gateau, C., Putot, E., 2008. SILURES Bretagne (Système d'Information pour la Localisation et l'Utilisation des Ressources en Eaux Souterraines) - Rapport final - Année 5. BRGM.

Oudin, L., Hervieu, F., Michel, C., Perrin, C., Andréassian, V., Anctil, F., Loumagne, C., 2005. Which potential evapotranspiration input for a lumped rainfall-runoff model?: Part 2—Towards a simple and efficient potential evapotranspiration model for rainfall-runoff modelling. *Journal of Hydrology*, 303, 1 : 290-306. DOI : 10.1016/j.jhydrol.2004.08.026.

Perthuisot, J.-P., Guelorget, O., 1992. Morphologie, organisation hydrologique, hydrochimie et sédimentologie de bassins paralliques. *Vie et Milieu* : 93.

Peset, S., 2022. Étude globale de l'étang lagunaire du Curnic en vue de renforcer ses capacités épuratoires. Étude préalable : Inventaire ichthyologique en lagune. Rapport d'expertise. AQUABIO.

Pichot, P., Ximenes, M.-C., Deslous Paoli, J.-M., Juge, C., 1994. Bilan de l'azote et du phosphore dans le système lagune - bassin versant de Thau.

Pinay, G., Gascuel, C., Menesguen, A., Souchon, Y., Le Moal, M., Levain, A., Moatar, F., Pannard, A., Souchu, P., 2017. L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Synthèse de l'Expertise scientifique collective CNRS - Ifremer - INRA - Irstea.

Piriou, J.-Y., Coic, D., Merceron, M., 1999. Abattement de l'azote par le marais côtier de Kervigen et potentiel breton. Pollutions diffuses: du bassin versant au littoral, Saint-Brieuc, Ploufragan (France), 23-24 Sep 1999.

Raymond, S., 2011. Incertitudes des flux transportés par les rivières (Matière en suspension, nutriments, sels dissous) Vers un système expert d'optimisation des méthodes de calcul. phdthesis, Université François Rabelais - Tours.

Reagih, 2011. État des lieux « eaux souterraines » et perspectives.

Rysgaard, S., Risgaard-Petersen, N., Sloth, N., 1996. Nitrification, denitrification and nitrate ammonification in two coastal lagoons in Southern France. *Hydrobiologia*, 329 : 133-141. DOI : 10.1007/BF00034553.

Schmidt-Walter, P., Trotsiuk, V., Meusburger, K., Zacios, M., Meesenburg, H., 2020. Advancing simulations of water fluxes, soil moisture and drought stress by using the LWF-Brook90 hydrological model in R. *Agricultural and Forest Meteorology*, 291 : 108023. DOI : 10.1016/j.agrformet.2020.108023.

Schramm, W., 1999. Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. *Journal of Applied Phycology*, 11, 1 : 69. DOI : 10.1023/A:1008076026792.

Seitzinger, S. P., 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnology and Oceanography*, 33, 4part2 : 702-724. DOI : 10.4319/lo.1988.33.4part2.0702.

SIGES Bretagne, 2022. Histoire géologique de la Bretagne. Disponible sur <https://sigesbre.brgm.fr/Histoire-geologique-de-la-Bretagne-59.html>, consulté le 12/07/2022.

Smith, N. P., 1994. Chapter 4 Water, Salt and Heat Balance of Coastal Lagoons. Elsevier Oceanography Series. Elsevier. DOI : 10.1016/S0422-9894(08)70009-6.

Sørensen, J., 1978. Denitrification rates in a marine sediment as measured by the acetylene inhibition technique. *Applied and Environmental Microbiology*, 36, 1 : 139-143. DOI : 10.1128/aem.36.1.139-143.1978.

Tiedje, J., 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*.

Viaroli, P., Bartoli, M., Giordani, G., Austoni, M., Zaldivar, J. M., 2005. Biogeochemical Processes in Coastal Lagoons: from Chemical Reactions to Ecosystem Functions and Properties. Workshop on Indicators of Stress in the Marine Benthos. Torregrande-Oristano, Italy.

Vorobeiskii, I., Kronenberg, R., Bernhofer, C., 2020. Global BROOK90 R Package: An Automatic Framework to Simulate the Water Balance at Any Location. *Water*, 12. DOI : 10.3390/w12072037.

Wang, J., Chen, G., Fu, Z., Qiao, H., Liu, F., 2021. Assessing wetland nitrogen removal and reed (*Phragmites australis*) nutrient responses for the selection of optimal harvest time. *Journal of Environmental Management*, 280 : 111783. DOI : 10.1016/j.jenvman.2020.111783.

Weisner, S., Eriksson, P., Graneli, W., Leonardson, L., 1994. Influence of Macrophytes on Nitrate Removal in Wetlands. AMBIO A Journal of the Human Environment, 23 : 363-366.

Yoni, C., 2001. Étude du bassin versant et du fonctionnement hydrologique des bas-champs du Curnic (Guissény-Finistère).

Yousaf, A., Khalid, N., Aqeel, M., Noman, A., Naeem, N., Sarfraz, W., Ejaz, U., Qaiser, Z., Khalid, A., 2021. Nitrogen Dynamics in Wetland Systems and Its Impact on Biodiversity. Nitrogen, 2, 2 : 196-217. DOI : 10.3390/nitrogen2020013.

Zhang, L., Potter, N., Hickel, K., Zhang, Y., Shao, Q., 2008. Water balance modeling over variable time scales based on the Budyko framework – Model development and testing. Journal of Hydrology, 360, 1 : 117-131. DOI : 10.1016/j.jhydrol.2008.07.021.

Zhang, Z., Chen, F., Barlage, M., Bortolotti, L. E., Famiglietti, J., Li, Z., Ma, X., Li, Y., 2022. Cooling Effects Revealed by Modeling of Wetlands and Land-Atmosphere Interactions. Water Resources Research, 58, 3 : e2021WR030573. DOI : 10.1029/2021WR030573.

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

CALCUL DE L'ÉVAPOTRANSPIRATION ET DE L'ÉVAPORATION

L'évapotranspiration correspond au processus décrivant le transfert d'une quantité d'eau de la surface terrestre vers l'atmosphère par la combinaison de l'évaporation et de la transpiration des plantes ; il s'agit d'un processus biophysique. On distingue l'évapotranspiration potentielle de l'évapotranspiration réelle. La première postule une disponibilité absolue de l'eau quand la seconde prend en compte les limitations hydriques du milieu étudié.

Ce paramètre est nécessaire au calcul des bilans hydriques et hydrologiques.

L'évapotranspiration potentielle (eq. (8.1)) et réelle ont été calculées de manière empirique (méthode de Thornthwaite) par Faillat (1998) pour l'ensemble des entités hydrologiques présentes à Guissény. Le même calcul a été effectué avec les données météo-france à la station de Brignogan, les résultats obtenus sont comparables à ceux de Faillat. En conséquence de la simplicité du modèle, basée uniquement sur les températures et la latitude, les valeurs restent peu représentatives.

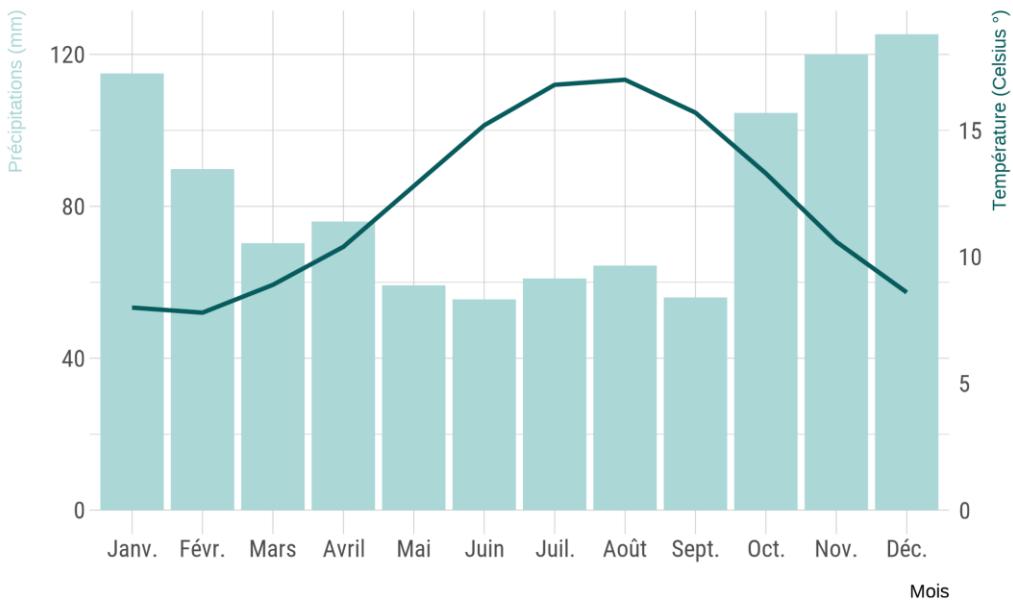
$$ET = \frac{4}{3} DL \left(\frac{10T_m}{I} \right)^K$$

Où $K = 0,49 + 1,8(I/100) - 0,77(I/100)^2 + 0,67(I/100)^3$, $I = \sum_{k=1}^{12} \left(\frac{T_k}{5} \right)^{1,51}$ avec T_k est la moyenne mensuelle des températures (Oudin *et al.*, 2005).

Dans un second temps, la station de Brignogan ne possédant pas les données nécessaires à un calcul plus précis de l'évapotranspiration, nous avons utilisé les données de la station de Ploudalmézeau, situés à environ 19 km au Sud-Ouest de Guissény. La figure 8.1 présente le diagramme ombrothermique à cette station.

Diagramme ombrothermique à la station de ploudalmézeau

Période : entre 1998 et 2020



Source : Météo-France, 2022

Figure 8.1: Diagramme ombrothermique à la station de Ploudalmézeau

La station de Ploudalmézeau est globalement plus arrosée que celle de Brignogan, les températures, quant à elle, sont similaires. Un *test de student* a été effectué pour comparer les moyennes mensuelles des températures et des précipitations aux deux stations. Aucune différence significative ($\alpha = 0,95$) n'a été conclue – il convient tout de même de rester prudent dans l'interprétation des données.

La méthode de Penman (eq. (8.2)) a été utilisée pour calculer l'évapotranspiration à la surface de l'étang – il s'agit plutôt d'un calcul de l'évaporation, car la formule prend comme surface de référence une eau libre. Les variables climatiques nécessaires à sa mise en oeuvre sont : la température maximale et minimale, le taux d'humidité relative maximale et minimale, la vitesse moyenne du vent et l'ensoleillement global.

$$ET = \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} + \frac{R_n}{\lambda} + \frac{\gamma}{\Delta + \gamma} E_a$$

Où Δ est la pente de la courbe de pression de vapeur en $kPa^{\circ}C^{-1}$, γ la constante psychrométrique en $kPa^{\circ}C^{-1}$ et R_n la radiation solaire nette sur la surface évaporative en $MJm^{-2}.jour^{-2}$ (Guo *et al.*, 2016).

La figure 8.2 présente les moyennes mensuelles obtenues par la méthode Penman à l'aide des packages R **Evapotranspiration** (Guo *et al.*, 2022) et **SPEI** (Beguería & Vicente-Serrano, 2017), les valeurs obtenues par la méthode de Thornthwaite à Ploudalmézeau et à Brignogan sont

également représentées. Deux *packages* sont utilisés afin de pouvoir effectuer une comparaison entre les résultats obtenus.

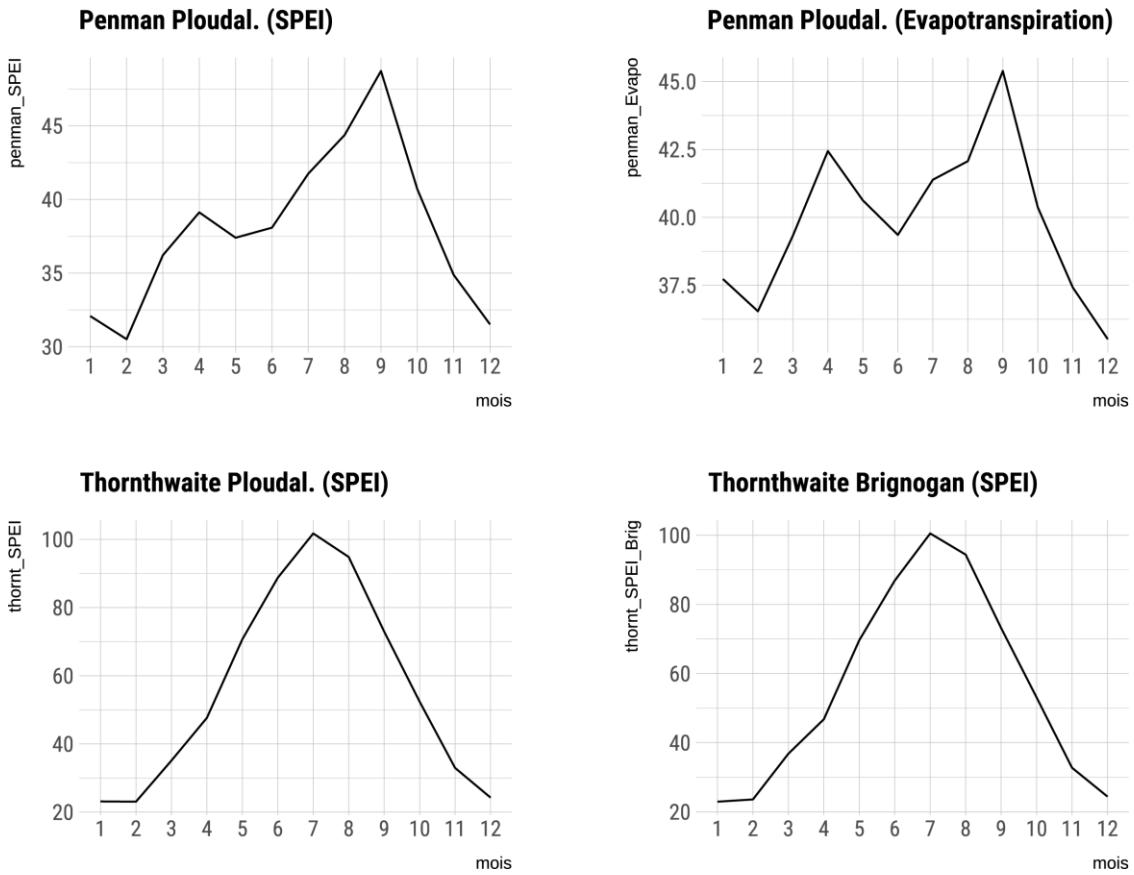


Figure 8.2: Diagramme ombrothermique à la station de Ploudalmézeau

La méthode de Thornthwaite n'utilisant que les températures et la latitude comme entrée, les deux graphiques produits à partir de celle-ci sont équivalents. La moyenne annuelle est d'environ 55 mm.m^{-2} , avec un maximum à $\sim 100 \text{ mm.m}^{-2}$ en juillet et un minimum à $\sim 23 \text{ mm.m}^{-2}$ en janvier.

La méthode de Penman, calculable uniquement à Ploudalmézeau — comme précisé plus haut —, produit des valeurs moins étendues et une distribution temporelle différente de celle obtenues avec la méthode Thornthwaite.

Les deux fonctions utilisées, **Evapotranspiration::ET.penman** et **SPEI::penman**, produisent des valeurs également sensiblement différentes bien que les courbes soient globalement similaires. Dans les deux cas, septembre est identifié comme le mois où la valeur de l'évaporation est maximale (**SPEI** $\sim 49 \text{ mm.m}^{-2}$ et **Evapotranspiration** $\sim 45 \text{ mm.m}^{-2}$), le minimum se produit en février avec **SPEI** ($\sim 31 \text{ mm.m}^{-2}$) et en décembre avec **Evapotranspiration** ($\sim 36 \text{ mm.m}^{-2}$). La moyenne annuelle de l'évaporation obtenue avec **Evapotranspiration** est de $\sim 40 \text{ mm.m}^{-2}$ et avec **SPEI** de $\sim 38 \text{ mm.m}^{-2}$. La particularité des valeurs obtenues réside dans la diminution de l'évaporation après un maximum local au mois d'avril.

En 1998, Faillat questionnait les résultats du bilan hydrique réalisé en posant l'hypothèse d'une surestimation de l'ETP par la méthode de Thornthwaite. Les résultats obtenus par la méthode Penman semblent valider cette hypothèse.

Notons que les résultats obtenus avec l'équation de Penman restent limités, car ils concernent une station relativement éloignée de Guissény (~ 19 km) avec des conditions climatiques sensiblement différentes.

9 MODÉLISATION DES SIGNAUX À LA SONDE AUTONOME

9.1 Méthode

9.1.1 Les variables explicatives

Un premier travail a consisté à recueillir ou calculer des variables explicatives. Comme leur nom l'indique, ces variables sont supposées expliquer une partie de la variation des données.

Les variables explicatives utilisées dans ce chapitre sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Variables explicatives	Acquisition
Hauteur d'eau	Modélisation des données bruts du SHOM
Coefficient de marée	SHOM
Vive eau / morte eau	Dérivé des données du SHOM
Dynamique de la marée (jusant/flot)	Dérivé des données du SHOM
Saisons	Manuellement
Ouverture ou fermeture des clapets	Détermination visuelle à partir des signaux

Au regard de la description du fonctionnement d'un système lagunaire (*cf. section 2.4.1*) les variables explicatives recueillies sont très limitées. Il manque notamment l'ensemble du volet de l'hydrologie continentale (débit des cours d'eau et de la nappe) ainsi que celui de la climatologie (précipitation, température, évaporation et vent). La part de variations non expliquée sera donc potentiellement conséquente.

Les valeurs étant enregistrées par la sonde autonome toutes les 30 minutes, il est nécessaire que les variables explicatives possèdent la même fréquence. Il est possible d'élargir le pas de temps des signaux mais cela impliquerait une perte conséquente d'informations (pour rappel la durée moyenne d'un flot et d'un jusant est d'environ sept heures). Cela complique l'acquisition des données ; il est par exemple ardu d'acquérir un jeu de données de débit fiable à haute fréquence, d'autant que le bassin versant de l'Alanan n'est pas jaugé.

Les trois signaux (température de l'eau, conductivité et hauteur d'eau) ont été modélisés de la même façon. Nous illustrerons la méthode avec le signal de la hauteur d'eau.

9.1.2 Moyenne mobile

On commence par calculer une moyenne mobile afin d'enlever les imperfections liées à des phénomènes aléatoires enregistrés par la sonde. Une moyenne mobile simple se définit comme suit :

$$\bar{x}_n = \frac{1}{N} \sum_{k=0}^{N-1} x_{n-k}$$

La figure 9.1 présente une comparaison du signal obtenu avec le signal brut (il est recommandé de zoomer sur la figure pour observer l'effet de la moyenne mobile).

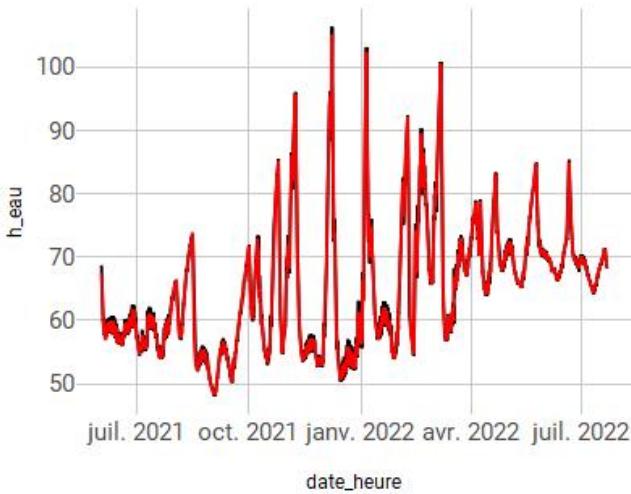


Figure 9.1: Signal brut et moyenne mobile de la hauteur d'eau

9.1.3 Detrend

Dans l'objectif de rendre le signal stationnaire — prérequis à la modélisation de série temporelle — on *detrend* la série. Cette opération consiste à enlever sa tendance au signal. Nous avons également supprimé la saisonnalité à l'échelle de l'heure pour rendre le signal plus “lisible”. La tendance et les saisons sont détectées par une modélisation STL (*cf.* sections 4.1.3.1.1, 4.1.3.2.2, 4.2.1).

La figure 9.2 présente le signal obtenu ainsi que sont autocorrélation temporelle³⁸. Cette dernière est importante et semble présenter une tendance polynomiale³⁹.

³⁸ L'autocorrélation temporelle est la corrélation qu'un signal entretien avec lui-même.

³⁹ Une tendance polynomiale dans un signal correspond à une tendance non-linéaire dont la dynamique est régie par un polynôme de degré k . En comparaison, on peut citer les tendances linéaires, exponentielles ou logarithmiques.

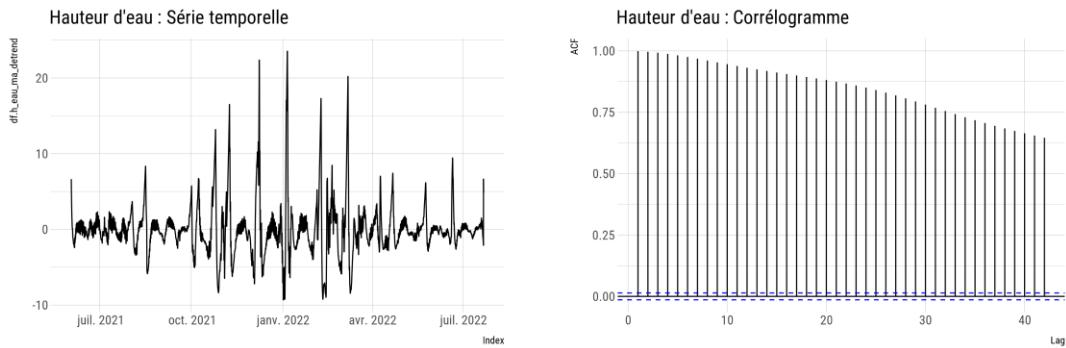


Figure 9.2: Série temporelle et autocorrélation du signal de hauteur d'eau après *detrend*

9.1.4 Différenciation du signal

Pour supprimer la tendance polynomiale d'un signal temporel on peut effectuer une différenciation. Avec Δ l'opérateur de différenciation $\Delta y_t = y_t - y_{t-1}$. L'opérateur de différenciation d'ordre k correspondant est : $\Delta^k y_t = \Delta(\Delta^{k-1} y_t)$.

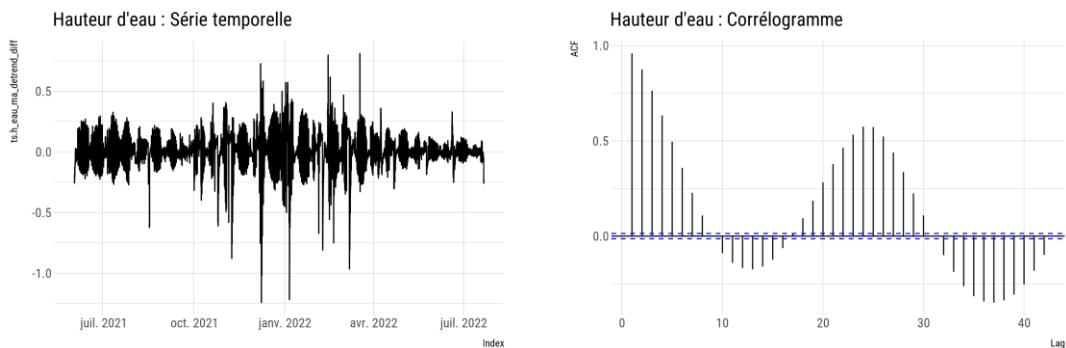


Figure 9.3: Série temporelle et autocorrélation du signal de hauteur d'eau après différenciation

Le corrélogramme présente une variation particulière que l'on peut rapprocher du cycle de la marée (flot-jusant) (fig. 9.3). Autrement dit, cela indique que les valeurs du signal à un instant t ont tendance à être corrélées avec elles-mêmes à un temps $t - x$ suivant un schéma similaire à celui de la marée. Cette interprétation est également valable pour les signaux de température et de conductivité.

Enfin, nous effectuons de nouveau une moyenne mobile sur le signal. Cette dernière étape permet d'augmenter quelque peu l'efficacité du modèle.

9.1.5 Modèle Linéaire Généralisé (GLM)

L'effet des prédicteurs sur la variable a été évalué à l'aide d'un Modèle Linéaire Généralisé (l'abréviation GLM (*Generalized Linear Model*) est couramment utilisée).

Le GLM généralise la régression linéaire simple en permettant au modèle linéaire d'être relié à la variable réponse Y par une fonction lien g et en autorisant l'amplitude de la variance de chaque mesure d'être une fonction de sa valeur prévue, en fonction de la loi choisie.

$$E(Y|X) = \mu = g^{-1}(X\beta)$$

où $E(Y|X)$ est l'espérance mathématique de Y conditionnelle à X . $X\beta$ est le prédicteur linéaire (*i.e.* une combinaison linéaire de variables explicatives) et g une fonction lien. μ est la moyenne de la distribution, dépendante de X (wikipedia, cons. 11/08/2022 13:36).

On a donc trois paramètres :

- Une distribution de la famille des exponentielles pour modéliser Y
- Un prédicteur linéaire $\eta = X\beta$
- Une fonction lien g

Sur R la fonction **glm.fit** a été utilisée. Les variables catégorielles ont été transformées en *dummy variable* (*i.e.* en variable numérique).

9.2 Résultats

9.2.1 Hauteur d'eau

Le modèle retenu est le suivant : **h_eau.x ~ estimated + saison + maree_dyn + coef + clapets**. La variable Vive-eau/Morte-eau a été supprimée.

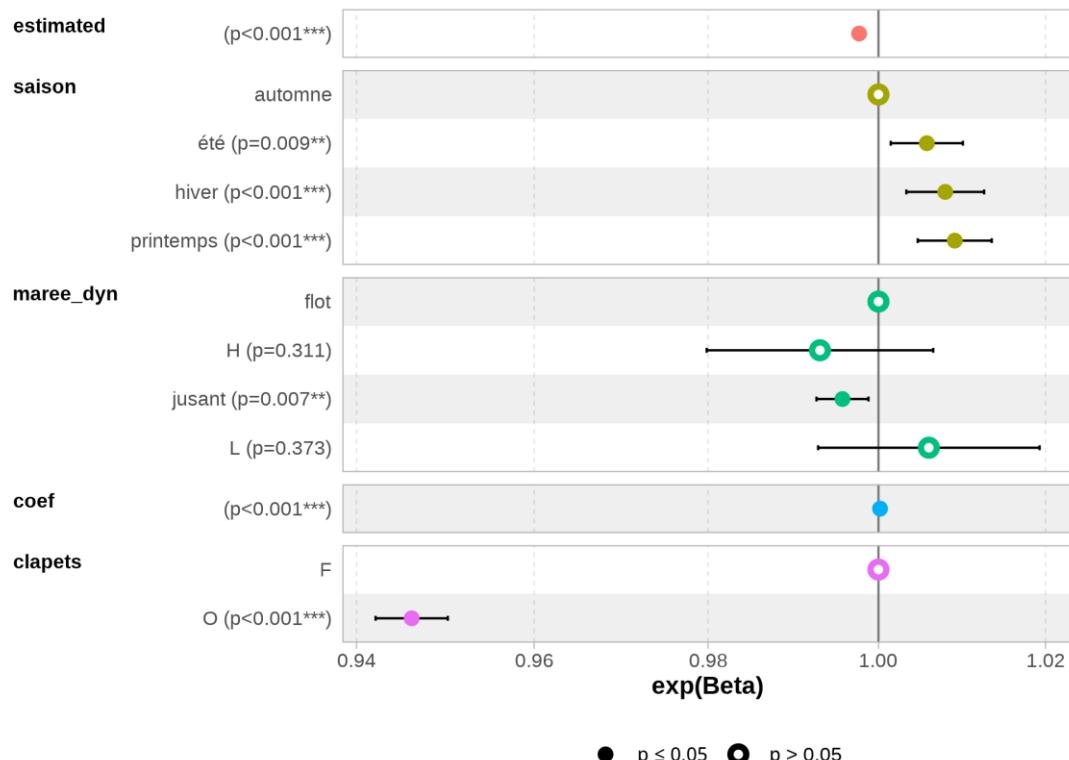


Figure 9.4: Coefficient du modèle

On constate que l'ensemble des coefficients sont faibles excepté celui de la modalité **ouvert** de la variable **clapets**. Notons qu'il est normal que la $p - value$ soit inférieur à $\alpha = 0,05$ pour la première modalité de chaque *dummy variable* (fig. 9.4).

Il peut paraître inattendu que la variable **estimated** (le signal de hauteur modélisé à Roscoff) explique peu la variabilité de la hauteur d'eau dans l'étang, dans la mesure où nous avons vu plus haut que le signal est autocorrélé avec un schéma correspondant à celui de la marée. Cela s'explique par le fait que le signal a été enregistré à un point relativement éloigné de Guissény et, surtout, que la marée doit-être "déformée" de manière significative à l'entrée dans l'exutoire. Une analyse visuelle de la superposition du signal de hauteur d'eau à Roscoff et à la sonde autonome permet d'émettre l'observation suivante : le signal de marée est "en retard" d'environ deux heures dans l'étang comparé à celui enregistré à Roscoff (fig. 9.5). De plus, on constate que le signal à la sonde autonome est dissymétrique. Au flot, les hauteurs d'eau augmentent rapidement puis, au jusant, elles commencent à décroître de manière rapide avant de perdre progressivement en vitesse. Ainsi, dans une situation où les clapets sont ouverts, le flot à la sonde autonome dure environ 3 h et le jusant environ 9 h. Ce décalage est responsable, au moins en partie, de la faible corrélation entre les deux signaux calculés par les modèles présentés dans cette partie.

Dans ce cadre, il est logique que les variables **maree_dyn** et **coef** n'apportent que peu d'informations.

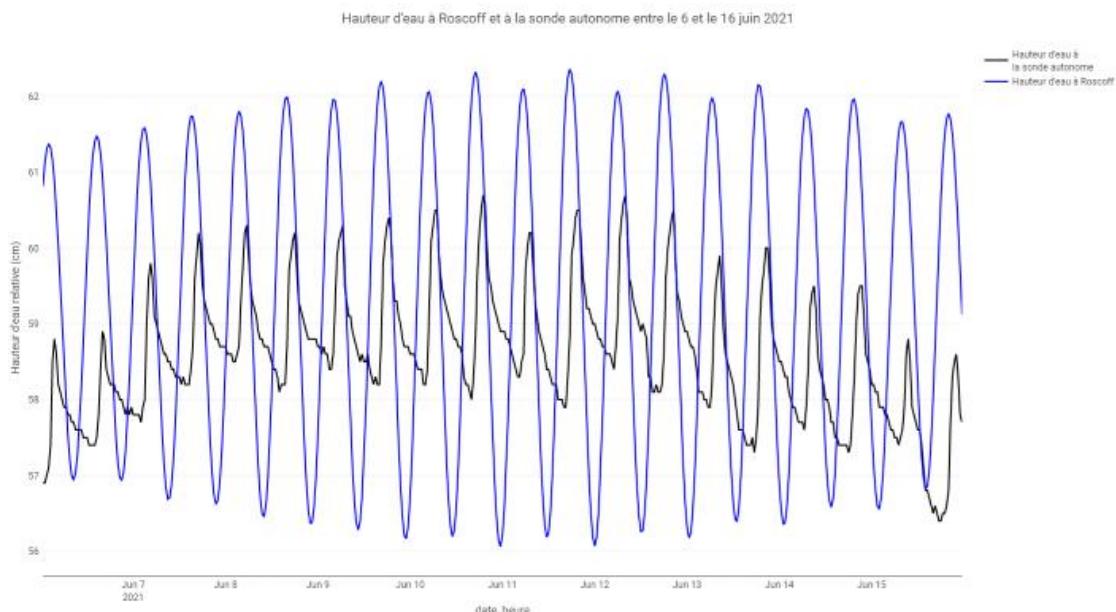


Figure 9.5: Hauteur d'eau à Roscoff et à la sonde autonome entre le 6 et le 16 juin 2021

Finalement, au regard des résultats de la modélisation, seule la variable **clapets** possède un effet véritablement significatif et corroboré par l'observation sur la hauteur d'eau à la sonde autonome (fig. 9.6).

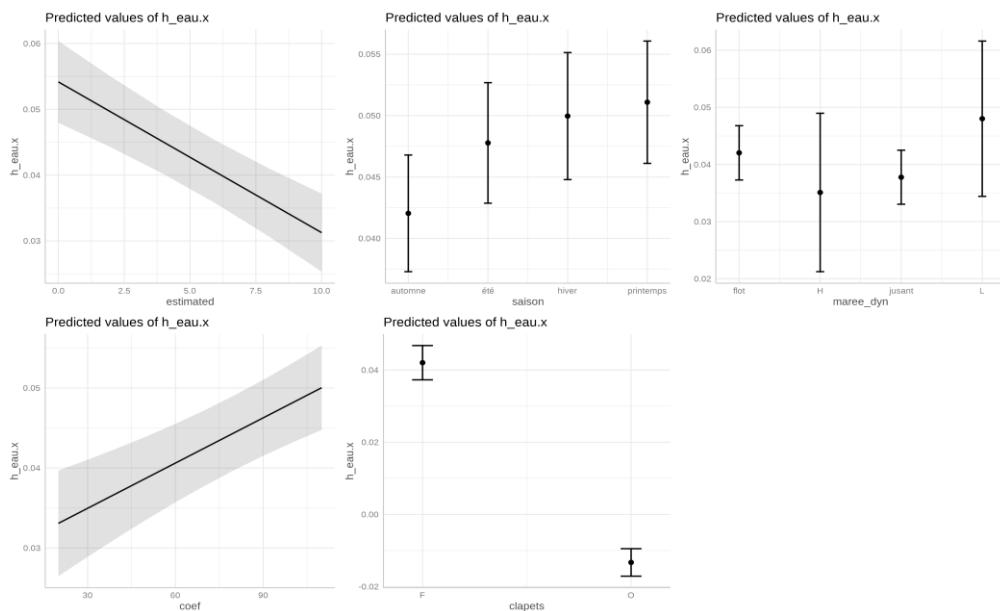


Figure 9.6: Effet des prédicteurs sur la variable réponse

9.2.2 Conductivité

Le modèle retenu est le suivant : **conduc.x ~ estimated + VE_ME + coef + clapets**. La variable **maree_dyn** a été éludée dans ce modèle.

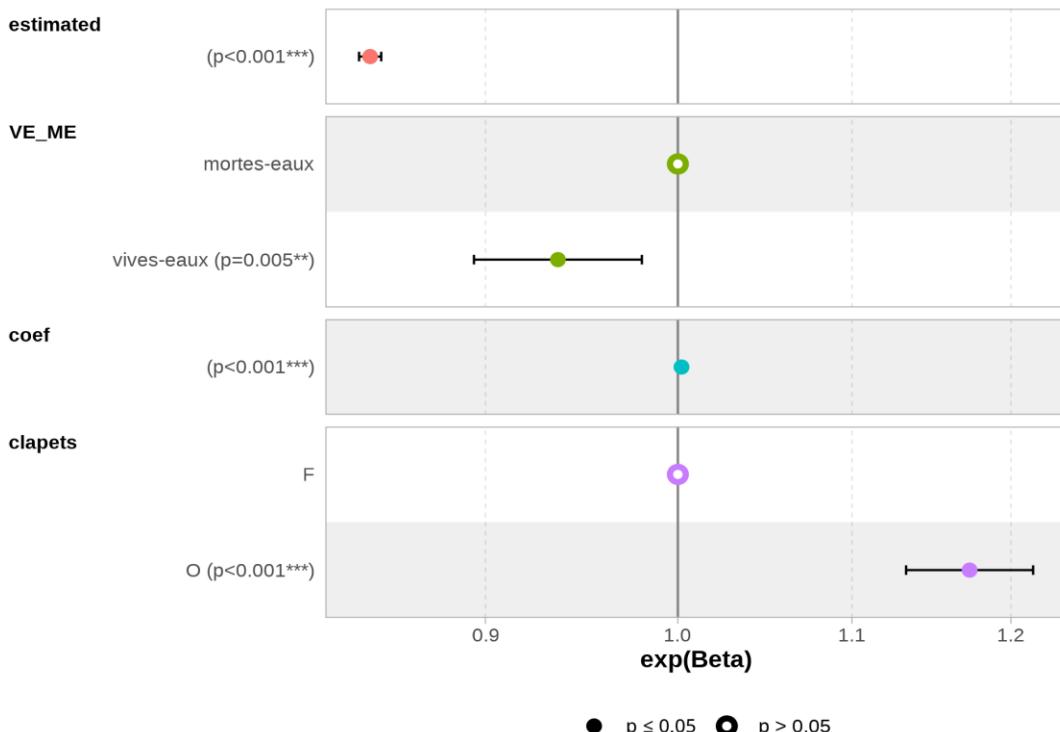


Figure 9.7: Coefficient du modèle

La figure 9.7 présente les coefficients du modèle. Comme nous l'avons plus haut, il ne semble pas évident d'interpréter la variable **estimated** étant donné la modification supposée du signal de marée à son entrée dans l'exutoire de l'étang. Dans ce cadre — les variables **coefet VE_ME** étant liées au phénomène de marée —, seule la variable **clapets** est raisonnablement interprétable. Ainsi, on observera des valeurs de conductivité plus élevées quand les clapets seront ouverts. En effet, comme indiqué dans la section 4.1.3.2.2, lorsque les clapets sont bloqués, l'apport d'eau douce induit une dilution des eaux marines engendrant une baisse progressive de la conductivité (fig. 9.8).

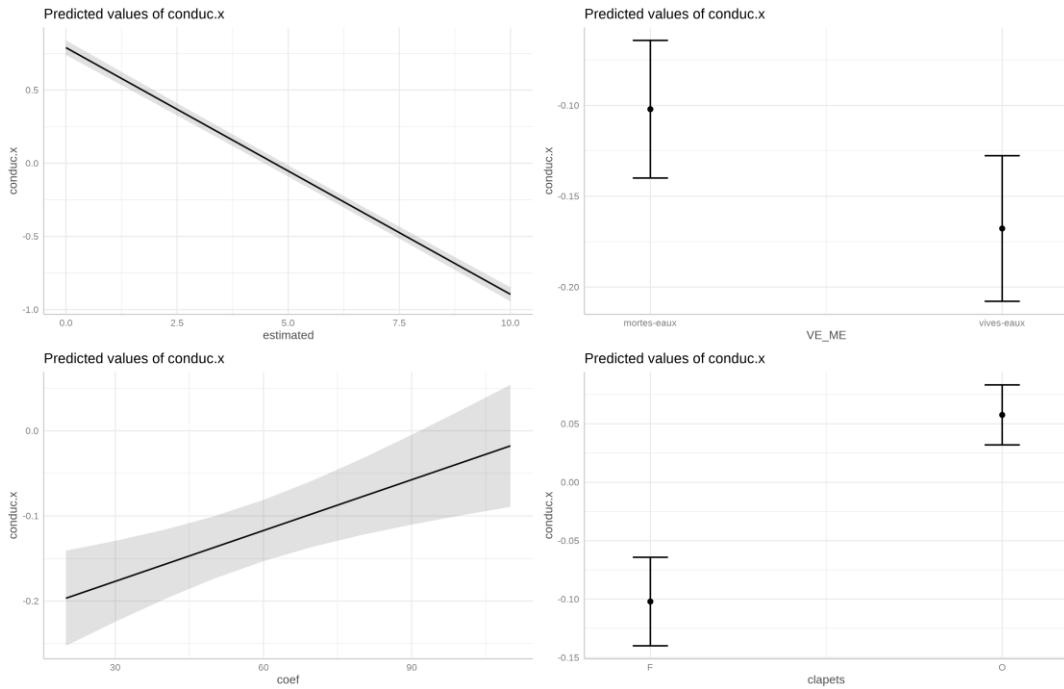


Figure 9.8: Effet des prédicteurs sur la variable réponse

9.2.3 Température

La modélisation du signal de température ne semble pas donner de résultats probants, nous ne les présenterons donc pas ici. Comme indiqué plus haut, le signal est également autocorrélé sur le schéma de la marée (fig. 9.9).

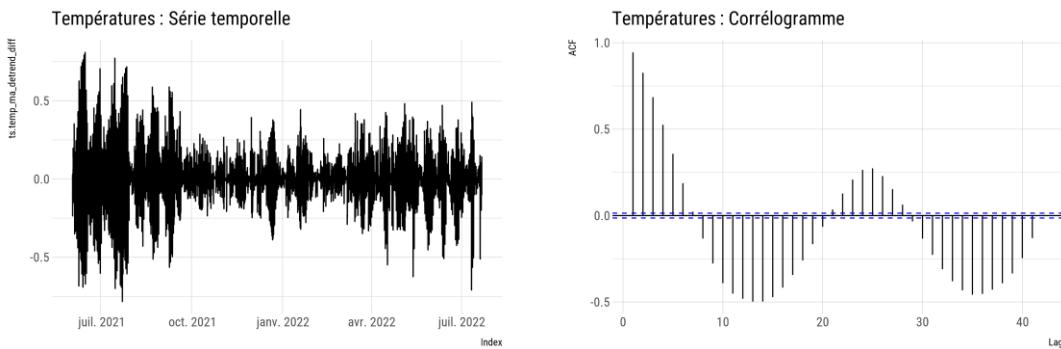


Figure 9.9: Série temporelle et autocorrélation du signal de température après différenciation

9.2.4 Conclusion

Les variables explicatives choisies concernant le phénomène de marée (hauteur d'eau à Roscoff, coefficients, vive-eau/morte-eau et dynamique de la marée) ne semblent pas appropriées pour expliquer la variation liée à ce phénomène à l'exutoire de l'étang en raison de la modification du signal de marée à son entré dans l'exutoire de l'étang. Les modèles ont cependant bien fait ressortir l'importance de l'effet du blocage des clapets pour les signaux de hauteur d'eau et de conductivité.

9.2.5 Pistes d'amélioration

Afin de posséder une vision plus précise du fonctionnement des signaux enregistrés à la sonde autonome, il sera nécessaire d'acquérir des données climatiques et hydrologiques à haute fréquence. Une méthode précise d'acquisition des périodes de blocage des clapets semble également indispensable pour affiner les résultats présentés dans ce chapitre. Une nouvelle variable explicative concernant les hauteurs d'eau à l'extérieur de l'étang devra également être calculée afin de remédier aux difficultés dont nous avons discutés.

Il semble également nécessaire d'affiner la méthodologie utilisée dans l'objectif de minimiser la perte d'informations liée aux transformations des signaux.

10 TABLEAUX DES STATISTIQUES DESCRIPTIVES ÉLÉMENTAIRES

Quand les tableaux comprennent plusieurs lignes, chacune d'entre elles correspond à un point.

10.1 Azote

10.1.1 Azote global

	Mean	Std.Dev	Min	Median	Max
1	4.68	0.83	3.20	4.85	6.30
2	6.76	2.83	3.10	6.25	13.00
5	8.34	0.42	7.90	8.30	9.10

10.1.2 Azote kjeldahl

	Mean	Std.Dev	Min	Median	Max
1	2.82	1.41	1.00	2.60	5.40
2	1.66	0.97	0.50	1.50	3.90
5	0.57	0.13	0.50	0.50	0.87

10.1.3 Nitrate

	Mean	Std.Dev	Min	Median	Max
1	7.67	7.21	0.00	9.63	20.40
2	22.13	13.03	0.00	19.90	50.30
3	44.63	10.92	16.00	43.00	66.40
4	52.54	11.66	20.40	53.20	72.00
5	31.04	6.59	18.00	31.90	48.70

10.1.4 Nitrite

	Mean	Std.Dev	Min	Median	Max
1	1.05	3.30	0.01	0.01	11.00
2	1.66	5.16	0.03	0.11	17.20
5	0.08	0.01	0.07	0.07	0.09

10.2 Phosphore

10.2.1 Phosphore total

	Mean	Std.Dev	Min	Median	Max
1	0.18	0.08	0.07	0.17	0.33
2	0.15	0.08	0.06	0.15	0.39
5	0.13	0.07	0.08	0.11	0.29

10.2.2 Orthophosphate

	Mean	Std.Dev	Min	Median	Max
1	0.08	0.07	0.05	0.05	0.34
2	0.17	0.13	0.05	0.13	0.50
5	0.22	0.08	0.15	0.18	0.41

10.3 Paramètres physiques

10.3.1 Température

	Mean	Std.Dev	Min	Median	Max
1	12.59	4.85	5.68	12.37	18.09
2	11.56	3.96	5.73	12.82	16.70
3	11.68	2.80	8.47	12.05	15.13
4	11.44	1.95	9.16	11.74	13.42
5	11.81	2.42	8.19	13.07	14.04
6	12.83	5.14	5.68	12.46	18.49
8	11.56	2.39	8.04	12.33	13.69
9	13.04	5.05	6.17	13.29	18.14
10	12.99	5.33	5.53	13.18	18.48
11	13.06	5.20	6.00	12.92	18.36

10.3.2 Température à la sonde autonome

	Mean	Std.Dev	Min	Median	Max
temp	15.16	4.62	4.52	15.68	27.55

10.3.3 Conductivité sonde multiparamètre

	Mean	Std.Dev	Min	Median	Max
1	14.75	12.46	4.75	11.36	51.06
2	5.04	6.16	0.51	0.77	14.57
3	0.45	0.04	0.40	0.45	0.52
4	0.47	0.04	0.42	0.47	0.54
5	0.60	0.05	0.54	0.61	0.68
6	11.63	3.38	4.71	12.19	16.60
8	0.78	0.26	0.58	0.66	1.30
9	11.83	3.57	4.19	12.82	16.17
10	11.60	3.75	4.65	12.55	16.44
11	11.27	3.92	4.16	12.89	15.70

10.3.4 Conductivité sonde autonome

	Mean	Std.Dev	Min	Median	Max
"conduc"	25.96	16.89	1.68	18.89	54.58

10.4 Hydrologie

10.4.1 Hauteur d'eau

	Mean	Std.Dev	Min	Median	Max
h_eau	63.40	10.39	48.10	59.70	106.30

10.4.2 Débits

	Mean	Std.Dev	Min	Median	Max
1	0.04	0.12	0.00	0.00	0.51
2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
5	0.01	0.01	0.00	0.00	0.05

10.5 Contexte physique de l'étang

10.5.1 Bathymétrie de l'étang

min	max	gamme	sum	mean	std	sum_squares	volume	nb_px	surface
0.04	2.1	2	28956	1.3	0.39	3419	214990	22741	168845

10.5.2 Bathymétrie du canal de l'Alanan

min	max	gamme	sum	mean	std	sum_squares	volume	nb_px	surface
0	0.76	0.75	65	0.31	0.15	4.4	481	212	1574

10.5.3 Topographie du sédiment

min	max	gamme	sum	mean	std	sum_squares	volume	nb_px	surface
0	0.63	0.63	2101	0.09	0.06	92	15596	22736	168808

10.5.4 Topographie du sédiment dans le canal de l'Alanan

min	max	gamme	sum	mean	std	sum_squares	volume	nb_px	surface
0.03	0.58	0.55	76	0.36	0.13	3.3	567	212	1574