
Rapport de stage individuel

5^{ème} année

Evaluation des fonctions biogéochimiques et hydrologique de zones humides restaurées

Mots Clés : Zone humide, dénitrification, restauration, biogéochimie

Entreprise : INRAE centre Bretagne-Normandie

Adresse : 65 RUE DE SAINT BRIEUC
35000 RENNES

Tuteur entreprise :

Anne Jaffrezic

Enseignant chercheur

Tuteur académique :

Sabine Greulich



Rémi Verseil

IMA

2020-2021

Remercîments

Je remercie tout d'abord l'UMR SAS INRAE de Rennes de m'avoir accueilli dans leur établissement malgré un contexte sanitaire compliqué. Je remercie évidemment mon maître de stage, Anne Jaffrezic, pour son accueil, son aide dans l'interprétation de mes données et son soutien pendant ce stage. Je remercie également Armel Dausse pour ses précieux conseils, sa disponibilité, et son aide dans l'interprétation de mes résultats et la rédaction de ce rapport. Je remercie également Rémi Dupas pour ses conseils et son aide, autant sur l'interprétation de mes données que sur la rédaction de ce présent rapport. Enfin, je remercie Gaëlle Hamelin, Yannick Fauvel et Laurence Cartaux, les techniciens de laboratoire qui m'ont aidé lors de mes manipulations en laboratoire.

Table des matières

Introduction	6
Présentation de l'entreprise	7
Les zones humides	8
Fonctionnement hydrologique	8
Fonctionnement biogéochimique	8
Hypothèses de l'étude	10
Présentation de l'étude	11
Le projet	11
Les sites étudiés	11
Pégase V	11
Keravilin	11
La Haie	11
Le Bois Orcan	12
Matériel et méthode	12
Présentation des sites	12
Protocole d'échantillonnage	12
Analyses en laboratoire	13
Analyse des données	14
Résultats et discussion	15
1- Pégase V	15
a) Hydrologie	15
b) Chimie	16
c) Discussion	18
2- Keravilin	20
a) Hydrologie	20
b) Chimie	21
c) Discussion	23
3- La Haie	25
a) Hydrologie	25
b) Chimie	26
c) Discussion	28
4- Bois Orcan	30
a) Hydrologie	30
b) Chimie	31
c) Discussion	33
1) Discussion générale	34

Conclusion.....	35
Bibliographie	36
Annexes	38

Table des figures

Figure 1 : Cycle de l'azote	8
Figure 2 : Oxydation du carbone organique dans les zones saturées avec l'd'accepteurs d'électrons et le composé inorganique réduit qui en résulte (Korom 1992)	10
Figure 3 : Localisation des piézomètres sur les sites étudiés.....	12
Figure 4 : Courbe d'étalonnage de la sonde s::can	13
Figure 5 : Evolution du niveau de nappe et de la pluviométrie sur le site de Pégase V et son témoin .	15
Figure 6 : Evolution des périodes de saturation à -25 et -50cm sur l'année hydrologique pour le site de Pégase V et son témoin	16
Figure 7 : Concentrations en nitrates, par campagne, sur le site de Pégase V et son témoin.....	16
Figure 8 : Concentration en orthophosphates, par campagne, sur le site de Pégase V et son témoin.	17
Figure 9 : Evolution des niveaux de nappe et de la pluviométrie du site de Keravilin et son témoin ...	20
Figure 10 : Evolution des périodes de saturation à -25 et -50cm sur l'année hydrologique pour le site de Keravilin et son témoin	21
Figure 11 : Concentration en nitrates, par campagne, sur le site de Keravilin et son témoin.....	21
Figure 12 : Concentrations en orthophosphates, par campagne, sur le site de Keravilin et son témoin	22
Figure 13 Evolution des niveaux de nappe et de la pluviométrie du site de La Haie et son témoin	25
Figure 14 : Evolution des périodes de saturation à -25 et -50 cm sur l'année hydrologique pour le site de La Haie et son témoin	26
Figure 15 : Concentrations en nitrates, par campagne, sur le site de La Haie et son témoin	26
Figure 16 : Concentrations en orthophosphates, par campagne, sur le site de La Haie et son témoin	27
Figure 17 : Evolution des niveaux de nappe et de la pluviométrie du site du Bois Orcan	30
Figure 18 : Evolution des périodes de saturation à -25 et -50cm sur l'année hydrologique pour le site du Bois Orcan	31
Figure 19 : Concentrations en nitrates, par campagne, sur le site du Bos Orcan	31
Figure 20 : Concentrations en orthophosphates, par campagne, sur le site du Bois Orcan	32

Table des tableaux

Tableau 1 : Le projet ETREZH.....	11
Tableau 2 : Teneurs en carbone total, azote total et phosphore Olsen sur le site de Pégase V et son témoin	18
Tableau 3 : Teneurs en carbone total, azote total et phosphore Olsen sur le site de Keravilin et son témoin	23
Tableau 4 : Teneurs en carbone total, azote total et phosphore Olsen sur le site de La Haie et son témoin	28
Tableau 5 : Teneurs en carbone total, azote total et phosphore Olsen sur le site du Bois Orcan	32

Introduction

En France, les zones humides recouvrent près de 2 500 millions d'hectares, soit près de 5% du territoire métropolitain (Grimonprez 2018). Bien qu'elles aient longtemps été considérées comme des zones insalubres et non utilisables pour la production agricole, elles sont aujourd'hui vues comme des milieux riches en biodiversité remplissant des fonctions importantes pour l'Homme et l'environnement. Que ce soit pour l'épuration des eaux, la recharge des nappes, la protection des sols ou encore la régulation des crues, les zones humides sont indispensables pour les services écologiques qu'elles rendent.

L'Article 1 de la Convention RAMSAR définit les zones humides comme des « étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres. », représentant ainsi une grande diversité d'habitats (Secrétariat de la Convention de Ramsar, 2016).

Les zones humides sont des milieux sensibles et menacés. Suivant les régions du monde, entre 30 et 90% de leurs surfaces ont été perdues (Junk et al. 2013). La France n'y échappe pas. En effet, il a été estimé que plus des deux tiers des zones humides métropolitaines ont été détruites (Bernard 1994). De plus, l'Organisation Mondiale pour la Biodiversité a évalué que seules 7% des zones humides considérées comme remarquables sont en bon état de conservation. Cette forte dégradation est due aux activités humaines, qu'elles soient directes, notamment par les opérations d'aménagement foncier entraînant comblement des mares, redressement des rivières, mise en culture des fonds de vallée ; ou indirectes, par la pollution des eaux, l'abaissement des lignes d'eau et des nappes, la pisciculture, l'endiguement par exemple (Berton et Bacchi 1996). En Bretagne, les zones humides recouvrent actuellement 8.1% du territoire alors que 20.7% de la région est classée comme zone humide potentielle. Ainsi, 61% des zones humides ont été détruites, ce qui correspond environ à la moyenne nationale (Dausse et al. 2000).

Ainsi, des mesures sont engagées pour limiter la dégradation et la destruction des zones humides. C'est le cas de la mesure ERC (Eviter, Réduire, Compenser) Cette mesure est notamment définie dans la disposition 8 B-1 du SDAGE Loire-Bretagne (Secrétariat technique du bassin Loire-Bretagne, 2016). Lors de travaux impliquant la dégradation ou la destruction d'une zone humide, le maître d'ouvrage doit, dans un premier lieu, chercher un autre emplacement pour le projet ou une alternative au projet initial. Si aucune alternative n'est envisageable, une réduction des impacts doit être faite au maximum ainsi qu'une compensation. Cette dernière doit répondre à trois conditions. La zone humide compensée doit être équivalente sur le plan fonctionnel, équivalente sur le plan de la qualité de la biodiversité et être située dans le même bassin versant de la masse d'eau. Les gestionnaires de milieux naturels et collectivités engagent également des actions de restauration volontaire, dans un objectif de reconquête de la biodiversité ou des fonctions perdues.

Ce stage s'inscrit au sein du projet ETREZH (Evaluation de l'effet des travaux de restauration sur le fonctionnement des zones humides de Bretagne), qui a pour objectif d'estimer les effets des travaux de restauration sur le fonctionnement hydrologique, biogéochimique et biologique des zones humides et d'évaluer si ces zones humides restaurées ont retrouvé les mêmes caractéristiques que des zones humides en bon état de conservation. Ce projet est co-financé par l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, la Région Bretagne, la DREAL Bretagne et les départements du Finistère et d'Ille et Vilaine. Ce stage s'est focalisé sur deux volets du projet, l'étude de la biogéochimie des sites restaurés, ainsi que leur hydrologie au cours d'une année hydrologique. Enfin, ces sites restaurés ont été comparés à des sites témoins.

Présentation de l'entreprise

Implantée à Rennes, sur le site d'AGROCAMPUS OUEST, et à Quimper, l'Unité Mixte de Recherche INRAAGROCAMPUS OUEST "Sol Agro et hydrosystème Spatialisation" (UMR SAS) accueille 70 personnes dont 40% de chercheurs, d'enseignants-chercheurs et d'ingénieurs, 40% de techniciens et 20% d'étudiants. Les compétences de l'UMR relèvent de l'agronomie, de la science du sol et de l'hydrologie. Les travaux conduits ont pour objectif de produire, diffuser et valoriser des connaissances et des savoir-faire sur le fonctionnement et les interactions entre milieu naturel et agriculture intensive, afin de contribuer à l'élaboration de systèmes de production agricole durables, à l'amélioration de l'aménagement de l'espace rural, à la préservation des ressources naturelles (eau, sol, air, paysage).

Les zones humides

Fonctionnement hydrologique

Les zones humides de Bretagne se localisent généralement dans des dépressions topographiques dans lesquelles convergent et stagnent des flux d'eau dont les origines peuvent être multiples. Ces milieux sont, de plus, fréquemment intégrés dans les exploitations agricoles. Ils sont souvent saturés du mois de décembre jusqu'au mois de mars dû fait de la présence d'une nappe à faible profondeur qui est alimentée par les eaux de versant l'hiver. Le reste de l'année, le niveau d'eau est variable, l'eau peut être proche de la surface ou, au contraire, être à quelques mètres de profondeur. (AGRO-TRANSFERT, 2017)

Dans les zones humides de bas-fond, trois sources d'alimentation existent. Tout d'abord, elles peuvent être alimentées par la nappe superficielle qui se forme durant les précipitations hivernales. Elles peuvent également être alimentées par la nappe profonde, enfin, leur alimentation peut provenir de l'eau des cours d'eau en période de crue.

Le fonctionnement des zones humides est cyclique. Pendant l'automne (qui correspond au début de la période des pluies), la zone humide stocke de l'eau venant du versant et s'étend. En hiver, quand sa capacité de stockage est atteinte et que le sol est gorgé d'eau en surface, elle déborde. La zone humide transfère alors l'eau excédentaire vers le cours d'eau. Au printemps, la nappe baisse (fin de période des pluies, reprise de la végétation), et la zone saturée se contracte. Son extension spatiale en surface est minimale en fin d'été.

Fonctionnement biogéochimique

L'azote

La régulation des flux dans les zones humides est favorisée par l'accumulation plus ou moins temporaire des eaux (CLEMENT 2003). Cet engorgement impacte les différentes formes de l'azote, dont les principales sont l'ammonium (NH_4^+), le nitrate (NO_3^-) et l'azote organique (fig. 1). Le passage d'une forme à l'autre est dépendant de l'activité microbienne. Dans des conditions aérobiques, l'azote peut être minéralisé sous forme de nitrates par les processus d'ammonification et de nitrification.

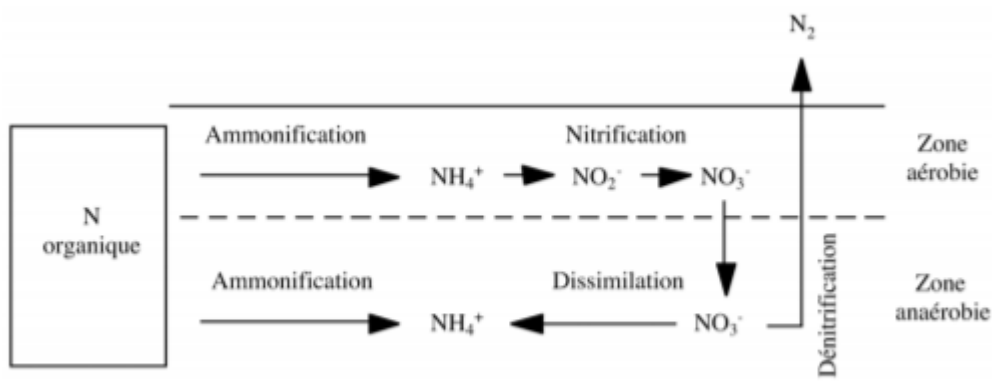
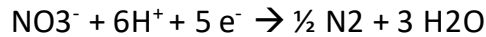


Figure 1 : Cycle de l'azote

Trois processus dominants expliquent l'abattement de l'azote au sein d'une zone humide : l'absorption par les végétaux, la dénitrification et la dilution des eaux de surfaces avec celles plus en profondeurs. L'absorption par les végétaux est très faible en hiver (Miller, Peterson, et Budikova 2019) La dilution est un phénomène souvent prépondérant dans les secteurs alimentés par des nappes profondes avec de faibles concentrations en nitrates. La dénitrification peut avoir lieu sous certaines conditions. La présence de nitrates, un milieu anaérobie ou peu oxygéné (favorisé notamment par la présence d'un

engorgement temporaire ou permanent), la présence de bactéries dénitrifiantes (ex : *Pseudomonas agrobacterium*) et enfin la présence d'un accepteur d'électrons, sont des éléments essentiels pour que ce processus chimique puisse avoir lieu. (DIREN 2005). Les électrons nécessaires à la dénitrification proviennent de l'oxydation de la matière organique. Il s'agit ainsi de dénitrification hétérotrophe qui est optimale dans les milieux pauvres en oxygène avec une température relativement élevée, (25°C mais limitée de 0 à 5°C (Curie 2007)). Dans les zones humides, la saturation en eau durant une grande partie de l'année donne à ces milieux des propriétés réductrices et permet la réduction des nitrates de la nappe en azote gazeux par dénitrification hétérotrophe selon la formule suivante :



Dans les zones humides, 4 zones peuvent être définies selon l'efficacité de la dénitrification :

- Les zones particulières d'interfaces entre la zone humide et le versant. Ces zones sont particulièrement chargées en nitrates et en matière organique et sont, de plus, fréquemment saturées en eau, créant des conditions anoxiques favorables à la dénitrification. C'est dans ces zones que la dénitrification est la plus importante.
- Les zones qui ne sont pas constamment inondées, mais toujours humides. Ces conditions, favorisent la minéralisation de la matière organique. De ce fait, une alternance de conditions aérobies et anaérobies favorise la production de nitrates.
- Les zones inondées la plupart du temps. Ces zones sont situées au plus bas des zones humides. La matière organique se transforme principalement en ammonium (NH₄⁺) mais pas en nitrates.
- Les zones rarement inondées. Ces zones sont souvent surélevées et présentes peu de dénitrification car le manque d'eau ne favorise pas les conditions anoxiques.

De nombreuses études se sont penchées sur la capacité dénitrifiante des zones humides. Walton et al. (2020) ont pu démontrer une rétention de près de 50% des nitrates dans des zones humides ripariennes, dans des marais et des zones humides présentes en plaines inondables. Montreuil et al. (2010) ont également mesuré un abattement de 53% du flux de nitrates via la zone humide et la rivière étudiées.

L'évaluation de la dénitrification dans les eaux peut se faire en utilisant un marqueur de dilution. De nombreux marqueurs sont utilisés. Un des plus fréquents étant l'ion chlorure (Maître et al. 2003). En effet, l'ion chlorure est utilisé comme élément conservateur puisque contrairement aux nitrates, il a la particularité de n'être ni absorbé par les sédiments, ni de participer à d'autres réactions chimiques (Ting, Kerh, et Liao 1998) Ainsi, si le rapport nitrates sur chlore est constant, cela traduit plus d'une dilution des eaux alors que si ce rapport diminue, une dénitrification a lieu dans le milieu. La conductivité peut également être utilisée pour estimer le drainage des eaux souterraines dans le cours d'eau (Brodie et al. 2007). En effet, la conductivité des eaux en surface est généralement inférieure à 1ms/cm² (Oxtobee et Novakowski 2002) ; alors que pour les eaux souterraines elle peut être beaucoup plus importante, notamment pour les eaux souterraines des régions calcaires (Paran et al. 2015). Lorsque les eaux souterraines sont très minéralisées, elles contribuent à augmenter la conductivité des eaux de surface.

Le phosphore

Le phosphore est un élément essentiel à la survie des organismes. Néanmoins, présent en trop grande quantité, il est néfaste pour son milieu participant notamment au phénomène d'eutrophisation.

Dans les zones humides, l'origine du phosphore peut être diverse. En zone agricole, il provient principalement de l'activité agricole et du lessivage des sols. Les zones humides sont capables d'inactiver et de stocker le phosphore (Bressan 2006).

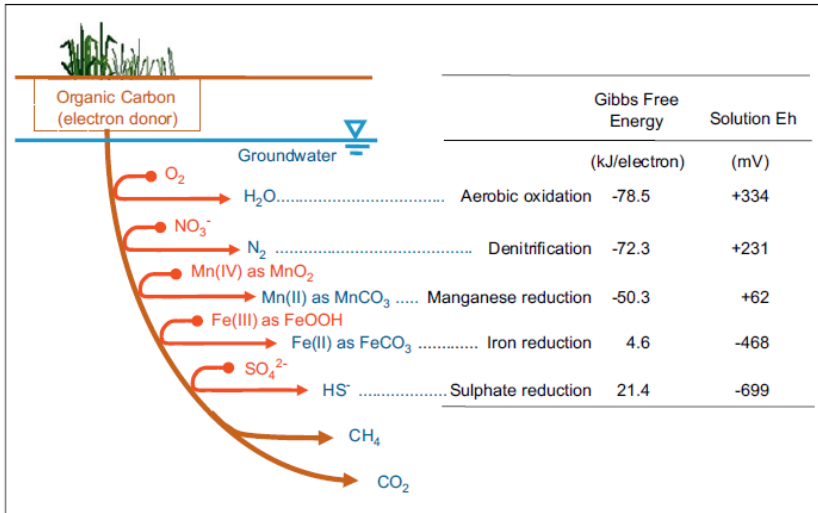


Figure 2 : Oxydation du carbone organique dans les zones saturées avec l'd'accepteurs d'électrons et le composé inorganique réduit qui en résulte (Korom 1992)

Une partie du phosphore présent est assimilable par les végétaux, il s'agit des phosphates solubles. Lors des périodes de remontées de nappes, le sol est saturé en eau et crée ainsi des conditions réductrices. Ainsi, les concentrations de phosphates augmentent par solubilisation des phosphates provenant de la transformation de la matière organique par les microorganismes du sol. Plus le sol est réducteur, plus faible sera sa capacité de rétention du phosphate. Ce résultat est dépendant des formes du fer. En conditions réductrices, le fer ferreux se lie au phosphate pour former du phosphate ferreux soluble. En conditions oxydantes, le phosphate lié au fer sous forme ferrique est insoluble et donc précipite. Lorsque les niveaux de nappes fluctuent, la concentration en oxygène dans les sols fluctue également. De ce fait, de faibles concentrations en oxygène conduisent à une baisse du potentiel rédox et à un relargage de fer ferreux et donc de phosphate ferreux. Cela indique que la dissolution réductrice des (hydr)oxydes de fer est le mécanisme provoquant la libération du phosphore observée dans des conditions anoxiques (Dupas et al. 2015 ; Gu et al. 2019). Cette réduction est possible pour des potentiels rédox inférieurs à ceux nécessaires pour la dénitrification (fig. 2). Néanmoins, tout comme pour les nitrates, la concentration en phosphates dans les nappes dépend des conditions hydrologiques.

Hypothèses de l'étude

L'hypothèse émise est que les travaux de restauration des zones humides étudiées entraînent la restauration d'une hypodépression propice à l'apparition des caractéristiques des zones humides. Ces nouvelles conditions hydrologiques devraient s'accompagner :

- D'une végétation et d'une faune spécifiques de zones humides (étudiées dans le cadre d'autre étude et stage)
- De processus biogéochimiques spécifiques (étudiés dans ce stage), à savoir, un abattement de l'azote de haut en bas des sites par processus de dénitrification. Un relargage de phosphore du fait des conditions anoxiques engendrées par la saturation du sol par l'eau de la nappe, d'autant plus sur les sites anciennement cultivés dont les sols sont potentiellement enrichis. Ces processus biogéochimiques sont normalement variables au cours du temps du fait des variations des niveaux des nappes, ainsi que de la variation de la température.
- Enfin, il est attendu que les zones humides restaurées tendent vers les mêmes caractéristiques hydrologiques et biogéochimiques que des zones humides en bon état de conservation.

Présentation de l'étude

Le projet

Pour ce projet, 14 sites restaurés à différentes dates sont étudiés de façon synchronique. 4 par un suivi approfondi et 10 par un suivi simple. Les protocoles appliqués sont brièvement décrits ci-dessous (tableau 1).

Tableau 1 : Le projet ETREZH

Paramètre suivi	Hydrologie	Biogéochimie	Sol	Ecologie
Sites étudiés	Approfondis	Approfondis et simples	Approfondis et simples	Approfondis et simples
Protocole	Mesures des niveaux d'eau des piézomètres profonds et des micropiézomètres	Prélèvements d'eau et analyses des nitrates orthophosphates et le carbone organique dissous	Prélèvements des 20 premiers cm du sol et analyses du carbone, azote et phosphore total	Suivis de la flore et de la faune

Les sites étudiés

Seuls les sites approfondis ont été étudiés (dont leur localisation dans le territoire breton est visible sur la carte en Annexe 1) dans ce stage.

Pégase V

Le site de Pégase V est localisé sur la commune de Lanion dans le département des Côtes-d'Armor et s'étend sur 0,56 ha. Il s'agit d'une mesure compensatoire dont les travaux ont été réalisés en 2016. Ces travaux ont eu pour objectif de supprimer le remblai provenant du dépôt de matériaux à la suite de la construction d'une route. Cette suppression a été réalisée jusqu'à l'horizon organique (ou au-delà). Les côtés nord et est sont bordés par un bois alors que les deux autres sont bordés par une route. Un cours d'eau est présent, mais il est situé en contre-bas, séparé du site par un talus. Enfin, le sol de ce site est limoneux et très tassé.

Ce site est accompagné d'un site témoin. Ce témoin est bordé par une route au sud, un champ de maïs à l'est et un bois à l'ouest et au nord. Il s'agit d'une zone humide de tête de bassin-versant situé à la source du cours d'eau, passant ensuite en contre-bas du site restauré.

Keravilin

Ce site d'une superficie de 0,18 ha se situe sur la commune de Plounevez-Lochrist dans le département du Finistère et est traversé par un cours d'eau : le Kerrus. Il se situe dans un contexte de cultures maraichères, situé dans une vallée encaissée bordée de boisements en coteau et composé de prairies pâturées avec une texture limoneuse dominante. Les travaux de restauration ont été réalisés en deux fois, en 2014 et 2019 représentant respectivement la restauration de la rive droite et de la rive gauche du cours d'eau. Ils ont eu pour objectif de supprimer le remblai provenant d'un dépôt de matériaux de construction sur 0,5 à 1 mètre. Néanmoins, le remblai n'a pas été supprimé jusqu'au même niveau topographique sur les deux rives, relativement au cours d'eau.

Un site témoin est présent également pour ce site, situé directement à l'aval du site en rive gauche, dans le même contexte que le site restauré.

La Haie

Le site de La Haie est localisé sur la commune de Argentré-du-Plessis dans le département de l'Ille-et-Vilaine et s'étend sur 1 ha. Les travaux réalisés en 2016/2017 ont été effectués dans le cadre d'une

mesure compensatoire. Ces travaux ont consisté au passage d'une sous-soleuse pour casser les drains, ainsi que la création de mares. La gestion actuelle de cette parcelle est une fauche, mise en œuvre par une convention de gestion agricole.

Le site témoin est la parcelle voisine non reliée directement au cours d'eau. Ce site possède une double pente, une dirigée vers le nord et la seconde, plus marquée, dirigée vers l'Ouest.

Le Bois Orcan

Ce dernier site, qui s'étend sur une superficie de 4,5 ha, est localisé sur la commune de Noyal-sur-Vilaine dans le département de l'Ille-et-Vilaine et est traversé par un cours d'eau. Les travaux ont été réalisés dans le cadre d'une mesure compensatoire. Ils ont consisté au passage d'une sous-soleuse pour casser le réseau de drains agricoles.

Ce site ne possède pas de témoin, car aucune zone humide non altérée n'a été trouvée à proximité.

Matériel et méthode

Présentation des sites

Sur les 4 sites étudiés, les sites témoins et restaurés sont équipés de 12 piézomètres comprenant 9 micro-piézo-mètres à une profondeur de 0,5 m, qui sont disposés en trois transects de 3 piézomètres suivant la plus grande pente dont un est doublé d'un transect de piézomètres de profondeur de 2 m (fig. 3). Néanmoins, dû à une faible profondeur du sol sur le site de Keravilin et son témoin, les piézomètres profonds n'ont pas été installés à une profondeur de 2 mètres. (Voir Annexe 2 pour les profondeurs). De plus, sur le site du Bois Orcan, du fait de la grande superficie de la parcelle, les piézomètres ont été installés sur la rive gauche, la moins marquée d'un point de vue topographique

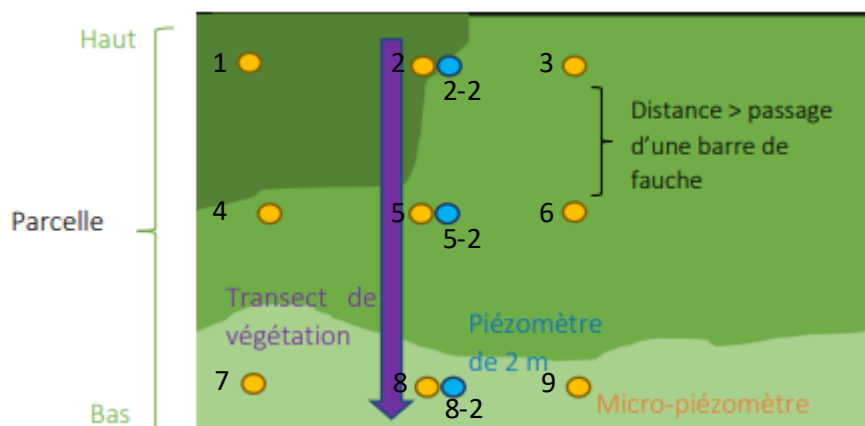


Figure 3 : Localisation des piézomètres sur les sites étudiés

Protocole d'échantillonnage

Les protocoles employés dans cette étude ont été utilisés à la fois sur les sites restaurés et les sites témoins.

Prélèvement d'eau

La sonde Exo1 produite par YSI devait initialement être utilisée pour analyser directement les paramètres carbone organique dissous (COD), nitrates et conductivité dans les piézomètres. Néanmoins, du fait de problèmes de livraison résultant de la crise sanitaire, le capteur de nitrates n'a été reçu qu'à la fin de la période d'étude. Les échantillons ont donc été prélevés et conservés au congélateur après filtration dans l'attente de pouvoir les analyser. Sur les sites, les niveaux d'eau dans les piézomètres sont tout d'abord mesurés. Les eaux sont ensuite récoltées dans les piézomètres dans les flacons de 250mL (préalablement étiquetés) à l'aide d'un préleveur à bille. 12 échantillons sont récoltés dans ces sites (9 dans les piézomètres à 50 cm et 3 dans les piézomètres à 2 m). Ils sont ensuite placés dans une glacière pour inhiber les processus bactériens. L'eau des cours d'eau est également prélevée en amont et en aval tout en prenant soin de commencer le prélèvement en aval.

Prélèvement du sol

Sur l'une des campagnes, un prélèvement des 20 premiers centimètres du sol a été réalisé à l'aide d'une tarière.

Relevés des niveaux des nappes

Les niveaux des nappes sont mesurés continuellement à partir d'octobre 2020 sur les piézomètres profonds à l'aide de sondes Troll. Ces sondes mesurent la pression de la colonne d'eau, qui est corrigée par la pression barométrique avant d'être convertie en niveau d'eau dans le piézomètre. Cette sonde a également permis d'obtenir la température en continu dans les piézomètres profonds. Ces mesures ont été réalisées d'octobre 2020 à mi-juin 2021.

Analyses en laboratoire

L'eau

Une fois prélevés, les échantillons sont filtrés. Cette filtration doit si possible être faite dans la même journée que les prélèvements pour éviter que le phosphore présent dans l'eau ne réagisse avec les matières en suspension. Puisque de nombreux éléments grossiers sont présents dans les échantillons (sédiments, morceaux de végétaux, ...), une filtration est réalisée. Les échantillons sont centrifugés pendant 5 min à 4000 tours/min à 4°C puis filtrés sur papier filtre. Les échantillons sont ensuite congelés avant analyse pour éviter les interactions du phosphore avec la matière organique, et pour stopper l'activité bactérienne à l'intérieur des échantillons.

Plusieurs paramètres ont été analysés dans cette étude. Tout d'abord les nitrates et les orthophosphates qui permettront de visualiser la contribution de la zone humide dans la régulation des flux. Le carbone organique dissous (COD) qui, quant à lui, servira de marqueur de dilution. En effet, la concentration en COD est plus faible en profondeur qu'en surface (Lambert 2013). Une baisse de la concentration nitrates associée à une baisse de la concentration en COD pourraient traduire une dilution entre la nappe en surface et la nappe souterraine située jusqu'à quelques mètres plus bas. La conductivité a également été analysée pour servir de marqueur de dilution.

Avant l'analyse des échantillons, une nouvelle filtration a dû être réalisée car les particules fines présentes ont floculé à cause de la décongélation des flacons.

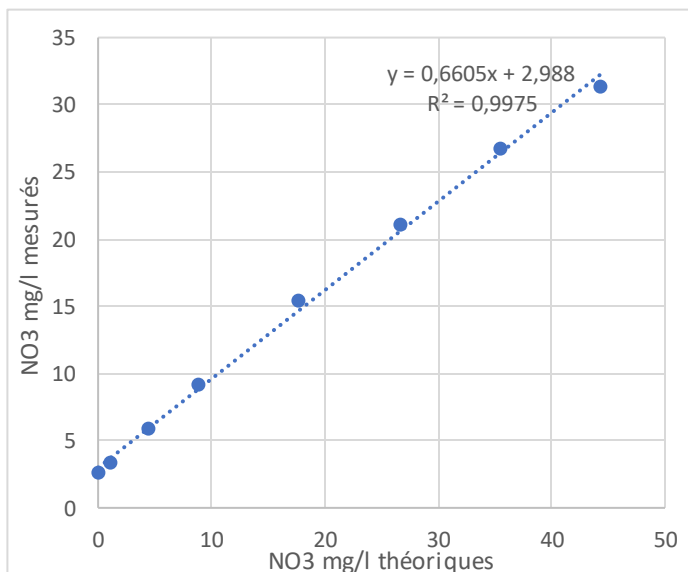


Figure 4 : Courbe d'étalonnage de la sonde s::can

La sonde Exo1 n'ayant pas été utilisée, une autre sonde à de ce fait été empruntée pour faire les mesures. Il s'agit de la sonde s::can produite par s::can GmbH qui permet la lecture directe des paramètres nitrates et COD. Les mesures des différents paramètres par la sonde sont réalisées par spectrométrie UV-Vis sur spectre continu (190-750 nm). Avant l'exploitation des résultats obtenus par la sonde, une courbe d'étalonnage de 0 à 50 mg/l de nitrates a été faite pour obtenir une gamme d'étalonnage (fig. 4). Cette courbe a permis de mettre en évidence que la sonde a tendance à sous-estimer les mesures. Une correction a donc été réalisée via l'équation de la droite d'étalonnage.

Les orthophosphates ont ensuite été mesurés en laboratoire par colorimétrie selon la norme AFNOR NF EN ISO 6878. Les orthophosphates réagissent avec le Molybdate et l'Antimoine pour former un complexe d'antimonylphosphomolybdate qui est réduit en présence d'acide ascorbique en un complexe phosphomolibdique bleu. L'absorbance de ce complexe est ainsi mesurée à 880nm .

La conductivité est quant à elle mesurée à l'aide d'une sonde de laboratoire.

Le sol

Pour la mesure du carbone et de l'azote total, les échantillons doivent être broyés préalablement. Par la suite, des nacelles comprenant environ 70 mg de sol sont faites et passées dans un analyseur élémentaire.

La mesure du phosphore est réalisée selon la méthode OLSEN. Le sol est traité par une solution d'hydrogénocarbonate de sodium à 0,5 mol/l ajustée à un pH de 8,5 avec de la soude. Cet ajustement permet de réduire la concentration en ions calcium, aluminium et fer III, permettant ainsi la libération des ions phosphates dans la solution. Un complexe phosphomolybdique va se former et une lecture à 825 nm est réalisée après réduction à chaud par l'acide ascorbique.

Analyse des données

Pour l'exploitation des données, celles-ci ont été regroupées en moyennant les valeurs des trois piézomètres situés en amont nommés « Haut » dans la suite de l'étude, ainsi que les trois situés au centre, nommés « Médium » et enfin ceux en aval nommés « Bas ». Enfin, les trois piézomètres profonds seront également moyennés sous le nom « Profond »

Résultats et discussion

1- Pégase V

a) Hydrologie

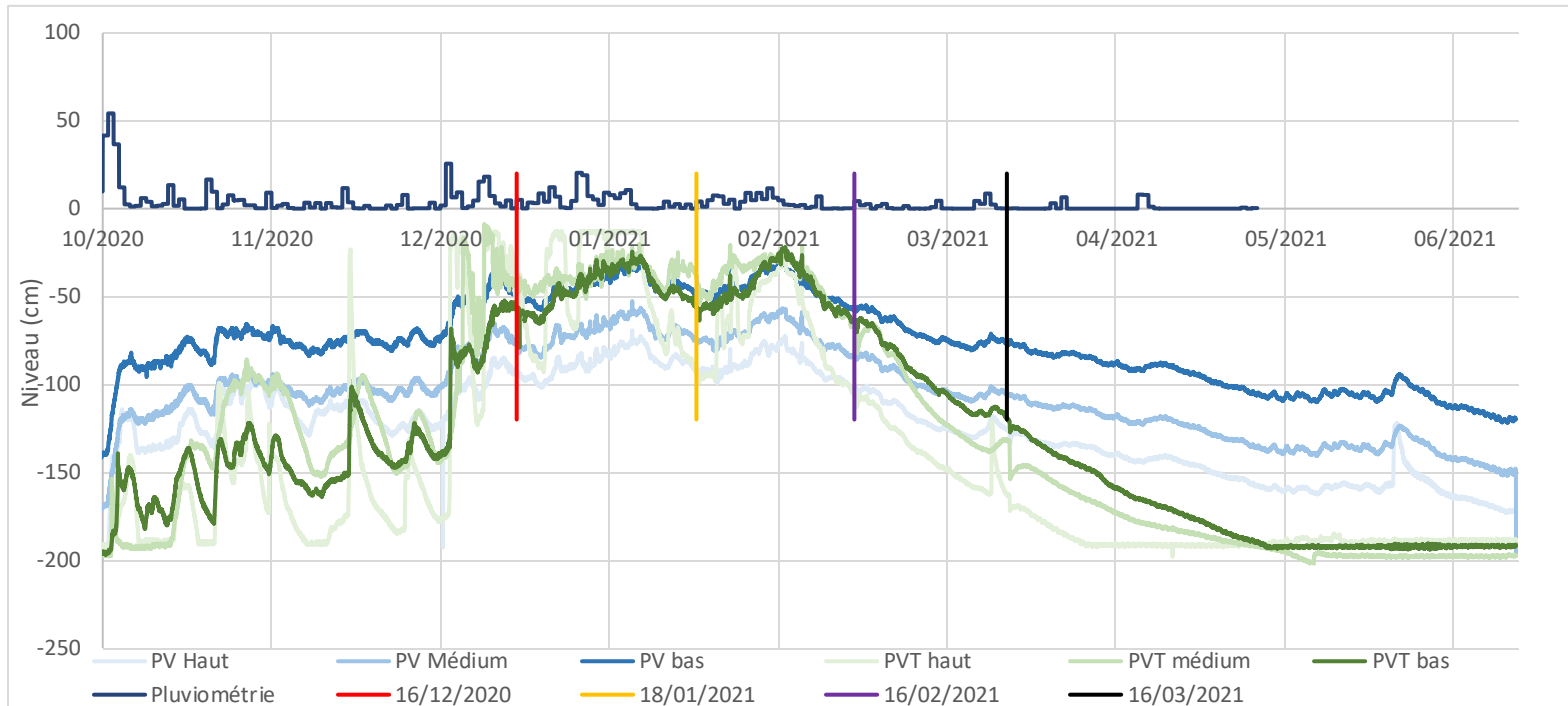


Figure 5 : Evolution du niveau de nappe et de la pluviométrie sur le site de Pégase V et son témoin

L'analyse de l'évolution du niveau de la nappe du site Pégase V (PV) et son témoin (PVT) montre son augmentation progressive sur les deux sites d'octobre à décembre 2020 suite aux précipitations (fig. 5). Les niveaux fluctuent peu et restent proches de la surface ensuite jusqu'à environ mi-janvier. Le niveau commence à baisser après cette période, dû notamment aux précipitations qui se rarifient. Bien que les niveaux de la nappe des deux sites suivent la même évolution au cours de l'année hydrologique, le site témoin semble tout de même avoir une nappe bien plus basse que le site restauré en période printanière. En effet, à partir de mi-février, les courbes divergent entre les deux sites. Le niveau de la nappe du site témoin dépasse la profondeur maximale mesurable par la sonde, qui est de deux mètres en mai pour chaque piézomètre alors que la nappe du site restauré descendra au maximum à -180cm pour le piézomètre le plus haut. Ainsi, les trois premiers prélèvements d'eau ont été effectués à des niveaux de nappe les plus hauts, mais le dernier, le 16/03/2021 a été fait à un niveau bien plus bas. Enfin, sur ces deux zones humides, le niveau d'eau reste sous celui du sol. Le maximum atteint voisine les -8 cm en début décembre pour PVT médium.

Un niveau de nappe supérieur à -25 cm a été mesuré pour le site témoin avec 21 jours pour le haut, 3 pour le médium et 1 pour le bas (fig. 6). Cependant, le niveau du piézomètre le plus haut est le plus souvent saturé et celui du bas le moins souvent. Pour le site restauré, le niveau ne dépasse cependant, jamais les -25 cm. Les prélèvements effectués sur les quatre campagnes n'ont pas eu lieu pour des niveaux d'eau supérieurs à -25 cm. La saturation du sol après -50 cm est plus fréquente. Sur le site restauré, seul le piézomètre bas dépasse ce niveau sur 55 jours. Le site témoin dépasse ce niveau pour l'ensemble des piézomètres. Seules les deux premières campagnes ont été réalisées pour des niveaux d'eau supérieurs à -50 cm sur PVT médium (16/12/2020 et 18/01/2021) et PV bas (18/01/2021)

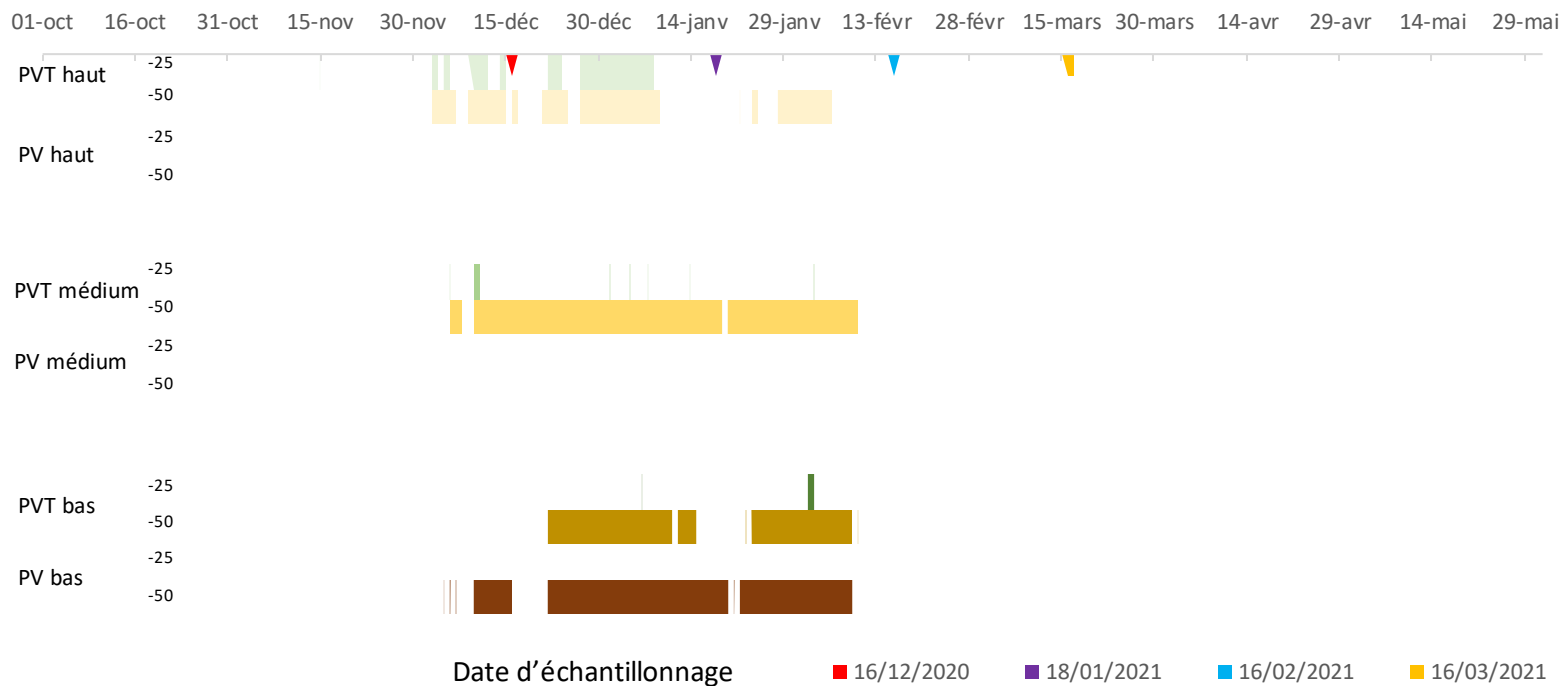


Figure 6 : Evolution des périodes de saturation à -25 et -50cm sur l'année hydrologique pour le site de Pégase V et son témoin

Le niveau de la nappe du site de Pégase V est bas durant toute la période de l'étude. Des valeurs jusqu'à -180 sont enregistrées en été. De plus, seul le piézomètre bas dépasse les -50 cm. Pour le témoin, les niveaux sont plus hauts puisque des mesures au-dessus de -25 cm ont été observées. Néanmoins, en été des mesures inférieures à 2 m ont été mesurées.

b) Chimie

Nitrates

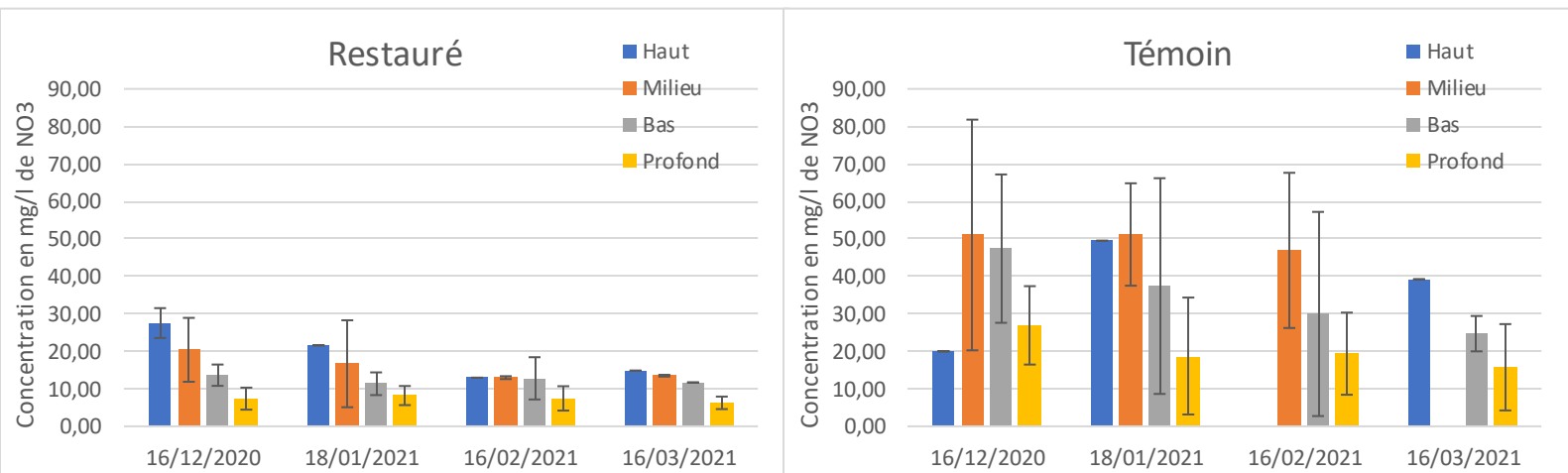


Figure 7 : Concentrations en nitrates, par campagne, sur le site de Pégase V et son témoin

La concentration en nitrates dans les piézomètres est en général plus faible pour le site restauré que le site témoin (fig. 7). Elle atteint son maximum sur le site restauré le 16/12/2020 en haut avec une concentration de $27,6 \pm 4,0$ mg/l. Sur le témoin, les concentrations sont beaucoup plus élevées, plusieurs valeurs atteignent 50 mg/l. Les deux sites montrent une concentration en nitrates plus faible à 2 mètres de profondeur qu'à 50 cm ($p < 0,05$). Sur le site restauré, une baisse d'amont en aval des concentrations en nitrates est observée, mais elle n'est significative que pour la campagne du 16/12/2020 entre le piézomètre haut et bas ($p < 0,05$). Sur le site témoin aucune différence significative

n'est identifiable ($p > 0,05$)

De grandes variabilités des données sont visibles pour le site restauré sur les piézomètres du milieu. Pour le site témoin cette variabilité est présente sur une grande majorité des valeurs. Enfin, pour les deux sites, peu de valeurs ont été obtenues pour les piézomètres du haut du fait des niveaux de nappe inférieurs à la profondeur de prélèvement.

La concentration en nitrates entre le site restauré et témoin est significativement différente ($p < 0,05$).

Rapport NO₃/COD et NO₃/conductivité

Sur le site restauré, le rapport NO₃/COD ne montre jamais de baisse significative ($p > 0,05$), seule une augmentation entre le médium et le bas est significative pour le 16/02/2021 (Annexe 2). Le site témoin lui, ne montre aucune augmentation ou baisse significative de ce rapport.

Sur les deux sites aucune baisse ou augmentation significative du rapport NO₃/conductivité n'est visible (Annexe 3).

Orthophosphates

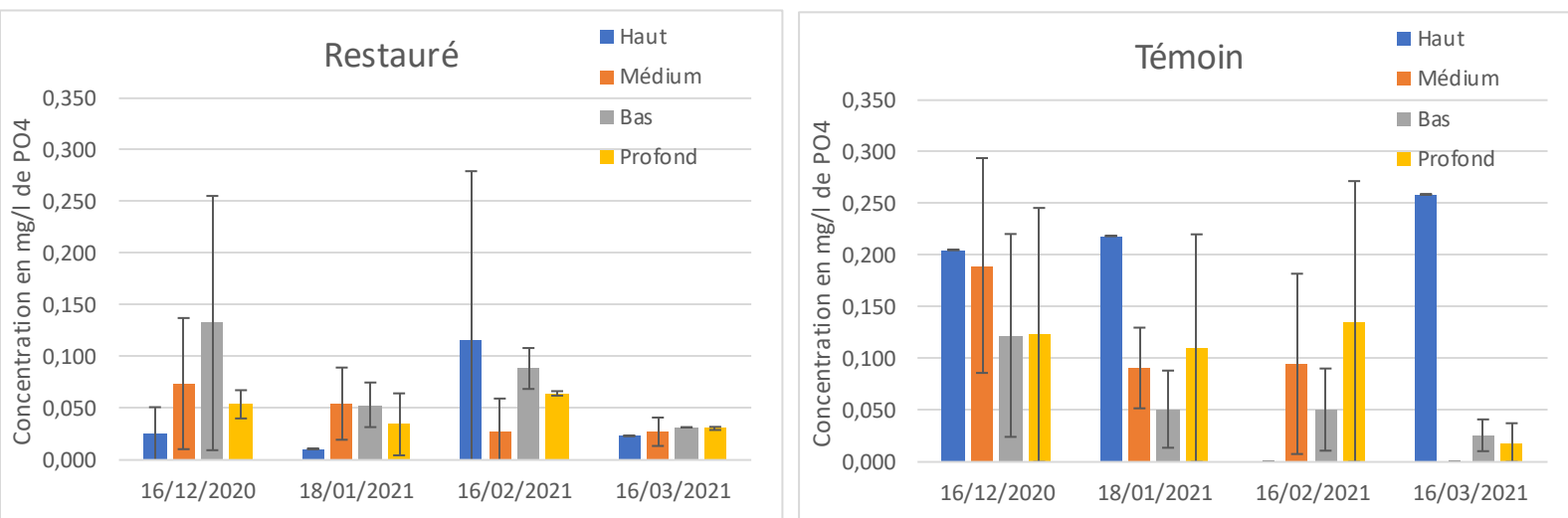


Figure 8 : Concentration en orthophosphates, par campagne, sur le site de Pégase V et son témoin

Les concentrations moyennes en orthophosphates du site restauré sont significativement plus faibles que celles du site témoin (fig. 8). De haut en bas, aucune hausse significative n'est visible pour le 16/02/2021 entre les piézomètres médium et bas. Pour le témoin, aucune différence n'est notable et des écarts-types très importants sont relevés.

Sols

Tableau 2 : Teneurs en carbone total, azote total et phosphore Olsen sur le site de Pégase V et son témoin

Site	Ligne	Carbone total (g/kg de MS)	Ecart-type (g/kg de MS)	Azote total (g/kg de MS)	Ecart-type (g/kg de MS)	Phosphore Olsen (mg/kg de MS)	Ecart-type mg/kg de MS)	C/N
PV	Haut	9,90	4,50	0,64	0,32	1,51	0,95	15,46
	Médium	11,69	2,95	0,80	0,24	1,57	0,76	14,67
	Bas	5,48	0,61	0,38	0,04	2,15	2,58	14,41
PVT	Haut	32,61	3,93	2,28	0,25	10,32	1,58	14,30
	Médium	37,71	4,05	2,55	0,26	7,20	0,51	14,79
	Bas	33,94	2,74	2,42	0,07	6,68	1,58	14,04

Une différence importante est visible pour chacun des éléments du tableau entre le site restauré et son témoin (tableau 2). Malgré cela, le rapport C/N des deux sites est approximativement le même. La partie basse du site restauré possède des teneurs en carbone et azote total significativement plus faibles comparés au médium ($p < 0,05$). Sur le site restauré, de grands écarts-types sont visibles pour chaque paramètre. Le site témoin montre peu de variation du haut vers le bas pour l'azote et le carbone. Pour le phosphore, le site haut possède une concentration significativement plus importante que le médium et le bas ($p < 0,05$).

c) Discussion

Selon l'arrêté du 24 juin 2008, les sols des zones humides présentent :

- des traits rédoxiques débutant à moins de 25 centimètres de profondeur dans le sol et se prolongeant ou s'intensifiant en profondeur
- des traits rédoxiques débutant à moins de 50 centimètres de profondeur dans le sol, se prolongeant ou s'intensifiant en profondeur, et des traits réductiques apparaissant entre 80 et 120 centimètres de profondeur (Arrêté du 24 juin 2008).

Pour que ces traits apparaissent, il est nécessaire que l'eau de la nappe ait atteint ces niveaux. Le site témoin, tout comme le restauré, ont tout au long de la période d'étude des niveaux de nappe qui restent assez bas. Le témoin dépasse rarement les -25 cm, même en hiver (fig. 5 et 6). Le site restauré, quant à lui, ne voit jamais son niveau dépasser les -25 cm sur l'ensemble des piézomètres. Seul le piézomètre bas dépasse les -50 cm en hiver. Les faibles niveaux visibles sur les deux sites peuvent s'expliquer par le fait que les sites sont en toute tête de bassin-versant avec le cours d'eau passant en contre bas du site restauré. Néanmoins, une différence est tout de même notable entre les deux sites au vu des niveaux de nappe mesurés tout au long de l'année. Les sols des zones humides sont définis par l'arrêté du 24 juin 2008 du code de l'environnement à partir de l'apparition des traits rédoxique à une profondeur minimale de -25 ou -50 cm. Ici, ces conditions ne semblent pas réunies pour les deux sites. Au vu des données obtenues, le site témoin est à la limite de cette définition puisqu'il ne dépasse que rarement les -50 cm. Le site restauré, en revanche, ne montre pas ces caractéristiques. Selon le code de l'environnement, le site de Pégase V ne peut pas être qualifié de zone humide, du moins, sur l'entièreté du site. Ainsi, d'un point de vue hydrologique et pour l'année 2020-2021, le site témoin et le site restauré semblent avoir un fonctionnement hydrologique différent.

Les concentrations en nitrates du site restauré sont significativement plus basses que celles du site témoin, que ce soit sur les piézomètres profonds ou en surface (fig. 7). Cette forte différence entre les deux sites peut expliquer une source d'alimentation en eau différente entre Pégase V et son témoin. De plus, la conductivité moyenne des deux sites est significativement différente, venant appuyer cette hypothèse. Au vu des valeurs obtenues et de la topographie du site, le site témoin serait alimenté par la parcelle voisine occupée par un champ de maïs et le site restauré par l'eau du versant occupé par la zone d'aménagement concerté (ZAC).

Sur le site restauré, bien qu'une tendance à la baisse d'amont en aval soit fréquemment identifiable,

une seule baisse significative entre le piézomètre haut et bas du site témoin est notable, bien que seul le piézomètre bas voit le niveau de sa nappe atteindre les -50 cm. Cette différence significative ne s'accompagne pas de modification notable sur le rapport NO₃/COD ou NO₃/conductivité (Annexes 2 et 3). Ces résultats laissent à penser qu'une dénitrification significative a eu lieu pour cette campagne. Les autres campagnes ne montrent pas le même résultat. Sachant que les niveaux de nappe sur ce site n'ont jamais dépassé le -50 cm sauf pour le piézomètre bas, les conditions nécessaires pour la dénitrification ne sont pas réunies puisque l'anoxie, nécessaire à ce processus est obtenue lorsque le niveau des nappes est haut (DIREN, 2005). L'absence d'une diminution significative en nitrates sur le témoin, laisse penser à la même conclusion, d'autant plus que les niveaux de nappe, bien que plus fréquemment à une profondeur de -50 cm ou plus rarement -25cm restent faibles. Les campagnes d'échantillonnages n'ont, de plus, pas été réalisées lors de ces rares moments de saturation à -25 cm notamment. Seule la campagne du 16 décembre a été réalisée juste après une saturation de la nappe à -25 cm. Mais cette dernière n'a duré qu'à peu près un jour, ne rendant pas les conditions suffisantes pour la dénitrification. A titre de comparaison, Montreuil (2008) a obtenu dans son étude sur des bassins-versants de Bretagne des teneurs en nitrates moyennes de 41,6 mg/l de NO₃ et 13,3 mg/l de NO₃ selon la rive pour une zone humide en bord de cours d'eau.

Les concentrations en orthophosphates entre le site restauré et le témoin suivent la même logique que pour les nitrates. La différence significative entre les deux sites peut s'expliquer par le contexte agricole de la parcelle voisine du site témoin (fig. 8). Les concentrations en orthophosphates sur les deux sites ne montrent aucune variation significative. Or en zone humide, avec des conditions anoxiques, une augmentation des concentrations en orthophosphates est attendue puisque le fer ferrique des complexes Fe(OOH)-P est alors réduit en fer ferreux libérant ainsi du phosphore (Matejka et al. 1992). Le niveau très bas des nappes peut expliquer l'absence de ce phénomène sur le site de Pégase V et son témoin. Néanmoins, il pourrait être attendu qu'à la date du 16 décembre, sur le site restauré, un relargage de phosphore soit visible puisqu'une baisse significative en nitrates a été démontrée. Cependant, le relargage du phosphore a lieu à un potentiel rédox inférieur à celui nécessaire à la dénitrification. Il est donc possible que ce potentiel n'ait pas été suffisant.

Les travaux de restauration visant à décaisser les remblais du site ont été faits trop profondément, réduisant l'horizon organique à 8 cm. Cet état de fait explique les très faibles teneurs en carbone total, azote total et phosphore Olsen sur ce site comparé au témoin dont l'horizon organique est de 60 cm.

D'après les données obtenues sur les paramètres biogéochimiques, les deux sites ne montrent pas de dénitrification marquée et aucun relargage en phosphore n'est également identifiable. De fortes différences en orthophosphates et nitrates sont visibles mais peuvent être associées aux fortes concentrations en phosphore et nitrates dans le sol. Néanmoins, comparer le site témoin et restauré sur leurs propriétés biogéochimiques est complexe. En effet, les concentrations en nitrates et en orthophosphates sont très différentes entre les deux sites. De plus, du fait du manque d'eau, les piézomètres hauts du site restauré étaient fréquemment asséchés. Une seule donnée a donc été obtenue, la plupart du temps, sur les trois piézomètres de la ligne haute. Néanmoins, sur l'année 2020-2021, d'après les données, il semblerait que les deux sites aient des fonctionnements biogéochimiques relativement similaires, malgré des caractéristiques abiotiques différentes.

Le site restauré et le site témoin sont donc différents d'un point de vue hydrologique mais similaire biogéochimiquement.

2- Keravilin

a) Hydrologie

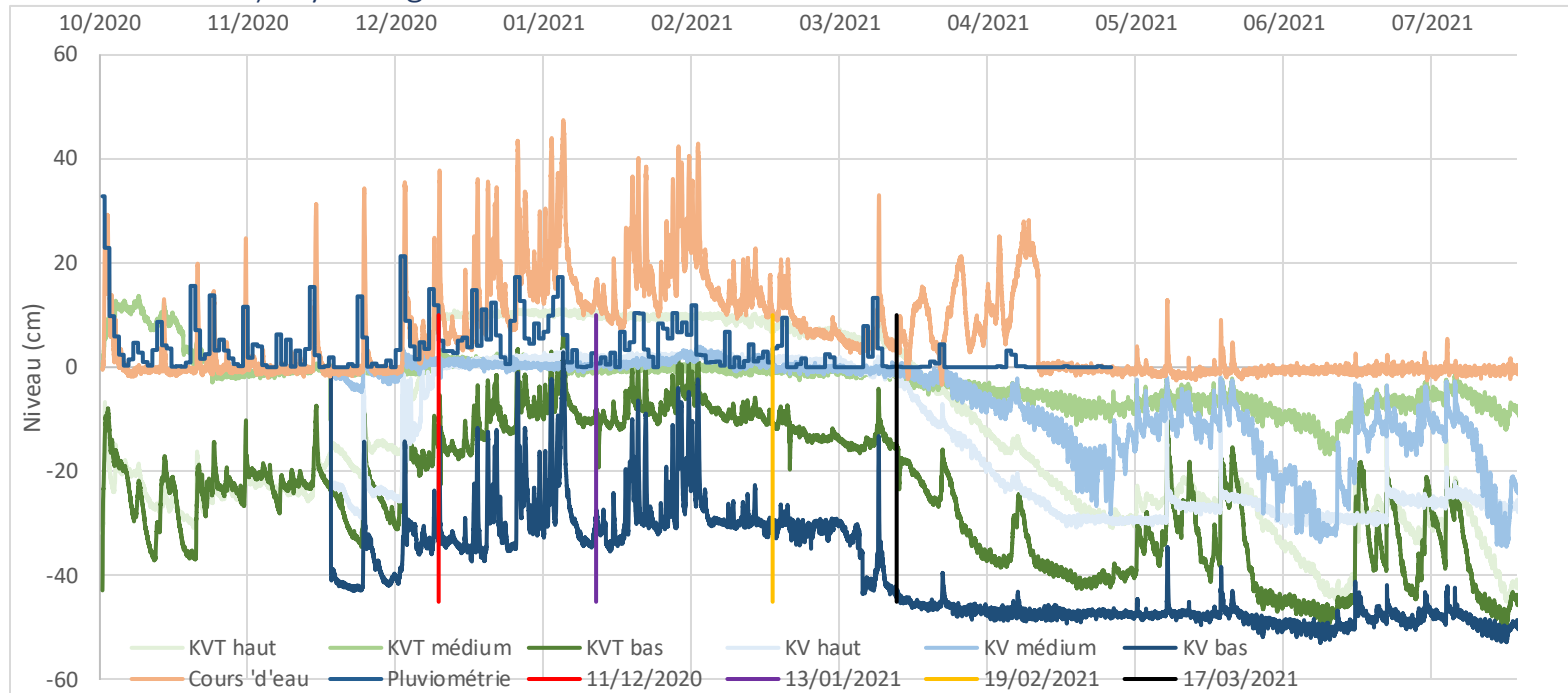


Figure 9 : Evolution des niveaux de nappe et de la pluviométrie du site de Keravilin et son témoin

Les niveaux sur le site de Keravilin sont rarement inférieurs à 50 cm. Seul le KV bas descend en dessous de cette valeur et cela seulement pendant 13 jours d'octobre à fin juillet (fig. 9 et 10). Sur les deux sites, les piézomètres bas sont ceux avec les niveaux les plus faibles, alors qu'ils se trouvent au plus près du cours d'eau. De grandes variations sont visibles pour le piézomètre bas lors de périodes de pluie. Sa vitesse de ressuyage est importante comparée aux autres piézomètres. Ce piézomètre atteint également un pallier dès début avril après que les précipitations soient devenues plus faibles et plus rares. Les autres piézomètres baissent également en niveau, mais des variations importantes sont encore visibles. Bien que les données de pluviométrie ne soient pas visibles sur le graphique après avril 2021, les précipitations peuvent être devinées assez précisément en suivant les légères variations du piézomètre bas du site restauré. Dès décembre, le piézomètre haut du site restauré dépasse le niveau du sol et le médium l'affleure. Pour le site restauré, le médium et le haut sont affleurants au sol. L'ensemble des campagnes de prélèvement a été réalisé à des niveaux de nappe supérieurs à -50 cm. Néanmoins, le niveau est inférieur à -25 cm pour les prélèvements du 08/12/2020 sur le piézomètre bas du site restauré.

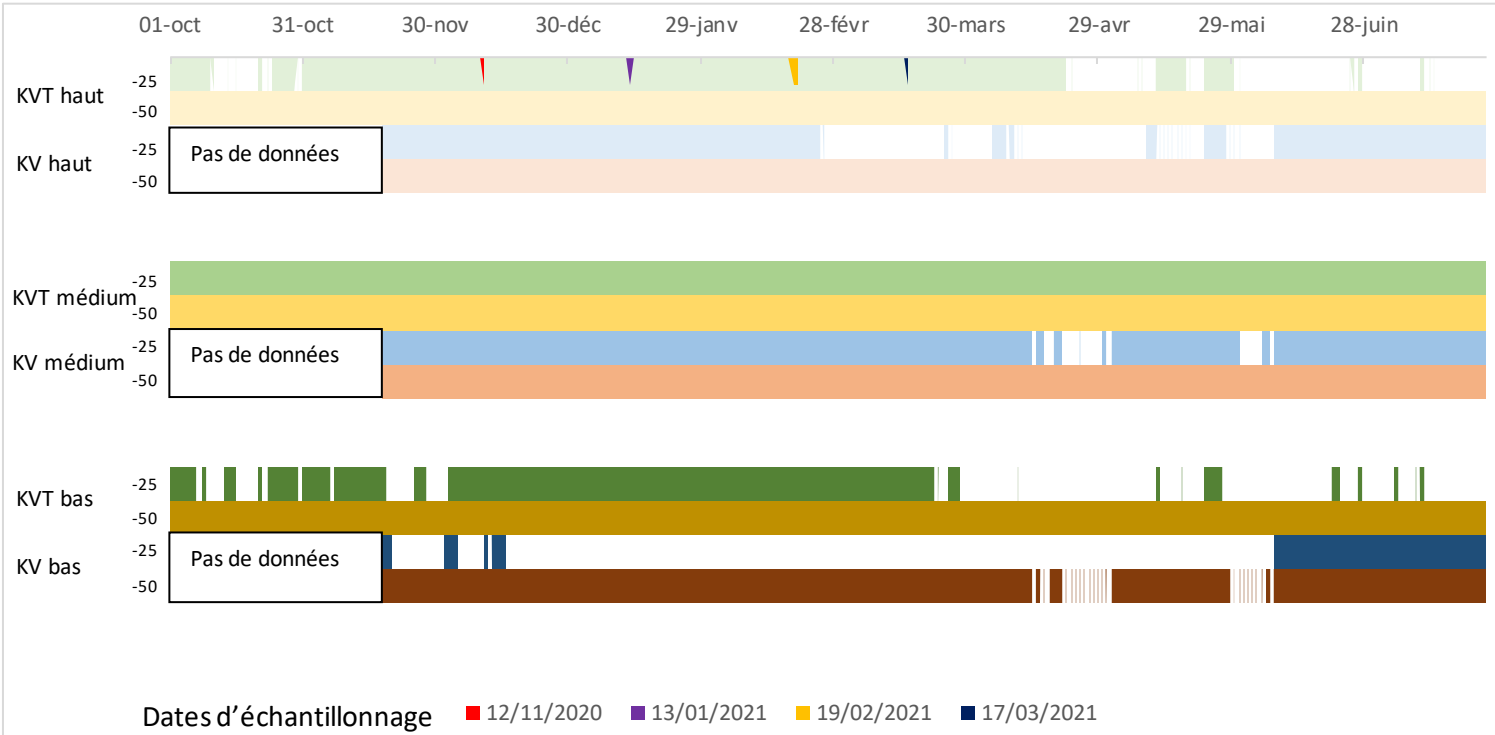


Figure 10 : Evolution des périodes de saturation à -25 et -50cm sur l'année hydrologique pour le site de Keravilin et son témoin

b) Chimie

Nitrates

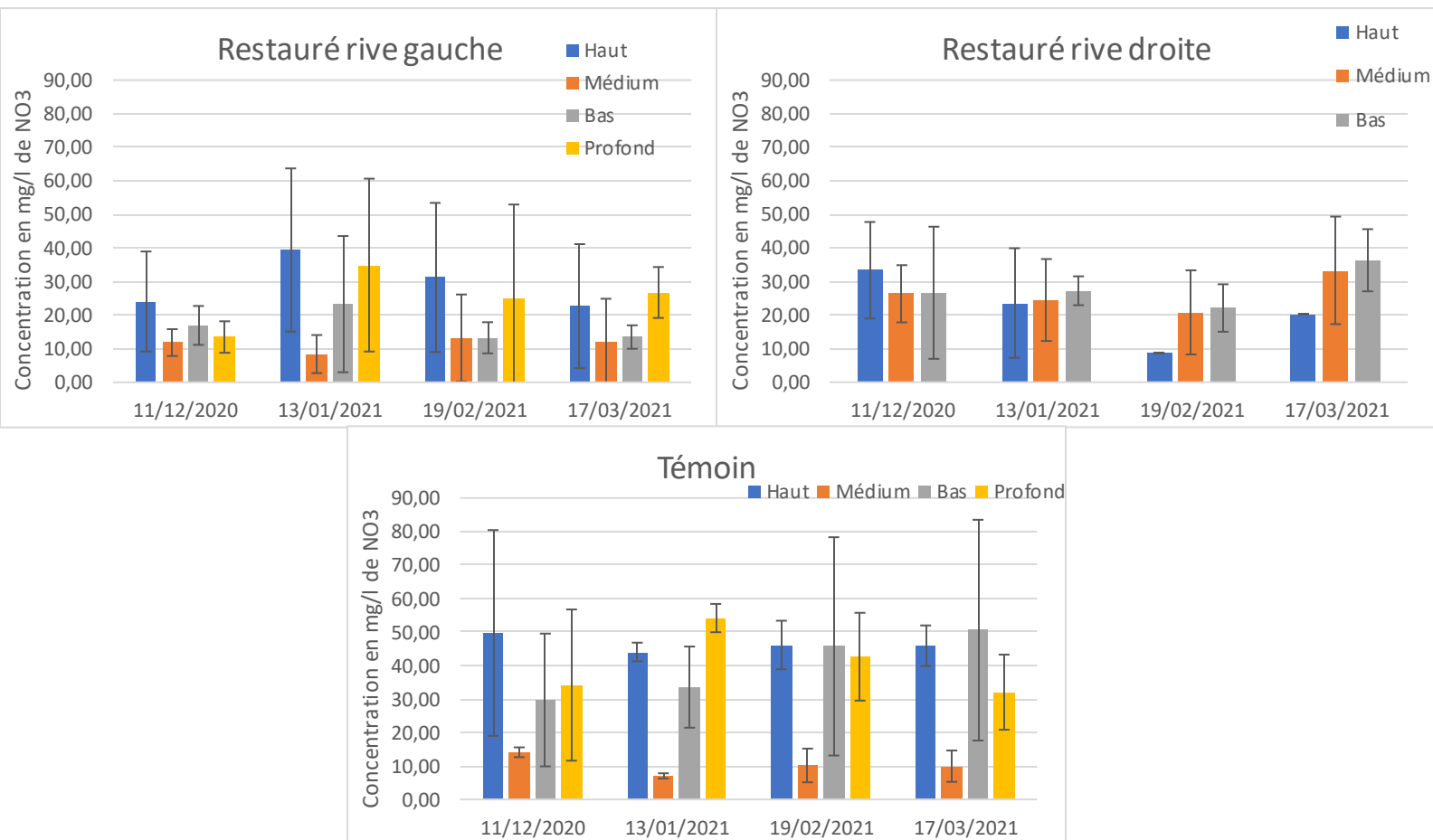


Figure 11 : Concentration en nitrates, par campagne, sur le site de Keravilin et son témoin

Le site de Keravilin rive droite et rive gauche, montrent des concentrations en nitrates moyennes allant d'environ $8,7 \pm 0,1$ à $39,4 \pm 24,3$ mg/l. Mais des écart-types importants sont observés sur la rive gauche (fig. 11). Les résultats sur les deux rives ne sont pas significatifs pour affirmer une baisse de la concentration en nitrates de haut bas. La concentration en nitrates dans les piézomètres de deux mètres est significativement plus élevée que sur le site précédent, atteignant en moyenne jusqu'à $34,9 \pm 25,7$ mg/l ($p < 0,05$). Sur le site témoin, les concentrations en nitrates sur la ligne médium sont significativement beaucoup plus basses que le haut pour le 13/01/2021, 19/02/2021 et 17/03/2021 ($p < 0,05$) et remontent significativement par la suite le 13/01/2021. Enfin, la concentration en nitrates entre la rive gauche et la rive droite ainsi que la rive gauche et le témoin sont significativement différentes ($p < 0,05$). Les concentrations moyennes en nitrates obtenues sur les deux rives du site restauré ne dépassent jamais celles du cours d'eau (Annexe 4). Le site témoin cependant les dépasse le 11/12/2020 et le 13/01/2021.

Rapport NO₃/COD et NO₃/conductivité

Les deux rives restaurées ne montrent aucune variabilité statistiquement significative ($p > 0,05$) du rapport NO₃/COD du fait des forts écarts-types (Annexe 5). Le témoin montre de grandes différences entre les moyennes du rapport NO₃/COD du haut et du médium bien que cela ne soit pas statistiquement significatif ($p > 0,05$). Une différence significative est néanmoins notable pour le 19/02/2021 entre le médium et le bas.

Le rapport NO₃/conductivité montre également une baisse significative uniquement pour le site témoin à la date du 19/02/2021 entre le médium et le bas ($p < 0,05$) (Annexe 6).

Orthophosphates

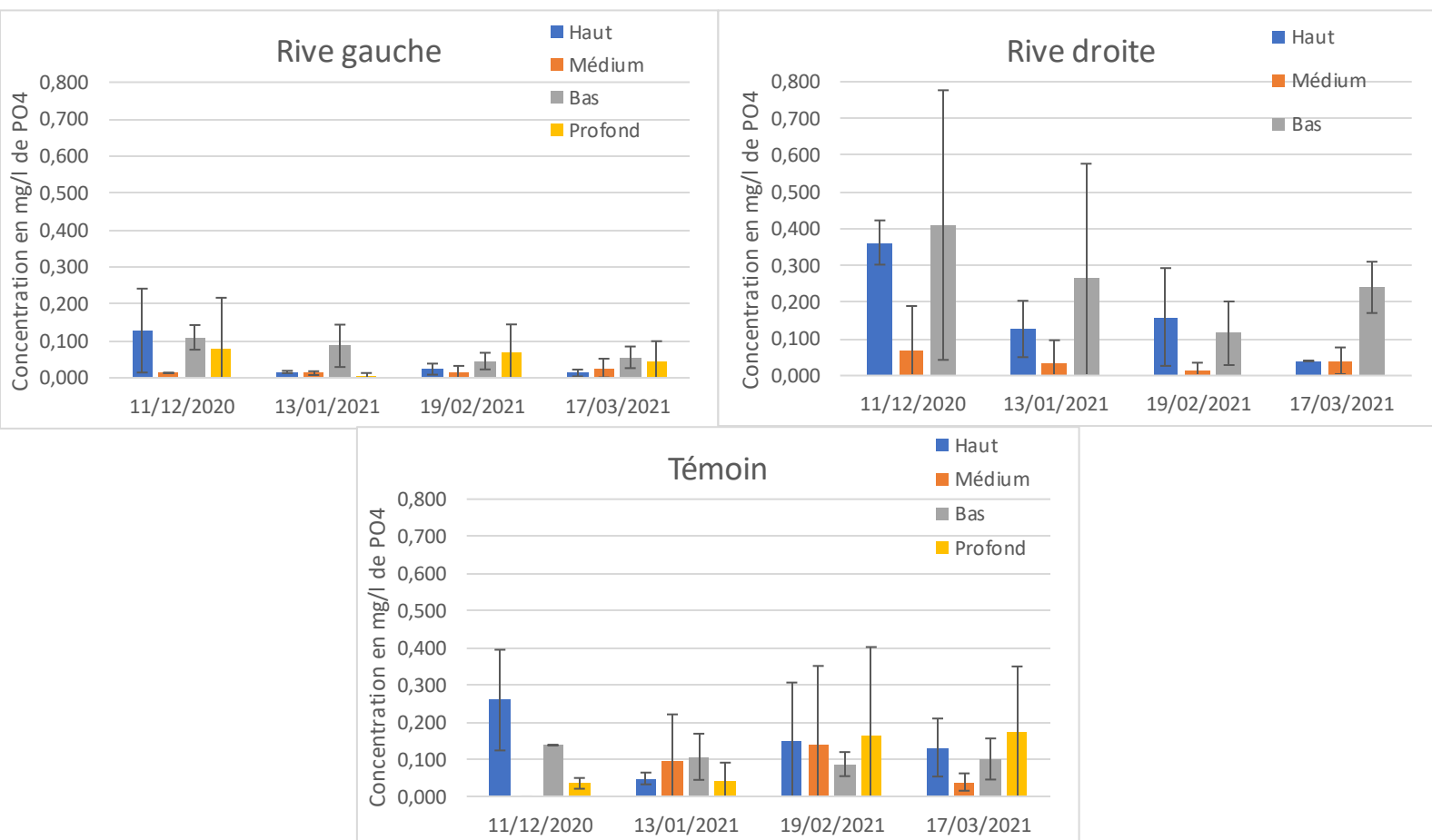


Figure 12 : Concentrations en orthophosphates, par campagne, sur le site de Keravilin et son témoin

La concentration moyenne en orthophosphates est significativement différente entre la rive gauche et la rive droite, ainsi que pour la rive gauche et le témoin ($p < 0.05$) (fig. 12). Une hausse significative est relevée sur la rive gauche le 11/12/2020 entre le piézomètre médium et bas. Sur la rive droite, les valeurs sont plus faibles entre le haut et le médium pour la campagne du 11/12/2020 et sont plus élevées entre le médium et le bas pour la campagne du 17/03/2021. Les concentrations en orthophosphates dépassent celles du cours d'eau aux dates du 11/12/2020, 19/02/2021 et 17/03/2021 (Annexe 4).

Tableau 3 : Teneurs en carbone total, azote total et phosphore Olsen sur le site de Keravilin et son témoin

Site	Ligne	Carbone total (g/kg de MS)	Ecart-type (g/kg de MS)	Azote total (g/kg de MS)	Ecart-type (g/kg de MS)	Phosphore Olsen (mg/kg de MS)	Ecart-type mg/kg de MS)	C/N
KVRG	Haut	30,22	9,67	2,18	0,70	14,26	3,88	13,86
	Médium	28,53	3,12	1,85	0,28	3,56	2,10	15,45
	Bas	21,62	6,71	1,63	0,45	25,78	7,51	13,29
KVRD	Haut	20,52	6,67	1,53	0,55	10,74	2,61	13,41
	Médium	24,27	5,30	1,83	0,39	25,82	8,39	13,29
	Bas	35,87	3,66	2,72	0,42	14,52	2,41	13,19
KVT	Haut	NaN	NaN	NaN	NaN	35,88	15,41	0,00
	Médium	NaN	NaN	NaN	NaN	41,30	10,78	0,00
	Bas	NaN	NaN	NaN	NaN	37,93	1,59	0,00

Les teneurs en azote, carbone et phosphore Olsen sur la rive droite et gauche diffèrent (tableau 3). Une grande variabilité pour les trois paramètres est visible sur la rive droite. Pour la rive gauche, cette grande variabilité est visible pour le phosphore Olsen. Le site témoin, quant à lui, possède des concentrations en phosphore Olsen bien plus importantes que les rives restaurées.

Température

Sur le site de Keravilin témoin, les températures de l'eau mesurées dans les piézomètres profonds sont approximativement identiques de haut en bas et ne suivent pas les fortes variations visibles dans le cours d'eau (Annexe 7). La température dans la nappe est supérieure à celle dans le cours d'eau jusqu'au printemps pour s'inverser ensuite. Sur le site restauré, une plus grande variabilité est notable. En hiver, la température des piézomètres médium et bas suivent les mêmes variations importantes que le cours d'eau, alors que les valeurs obtenues sur le piézomètre haut sont plus indépendantes. A partir de mi-avril, une plus forte variabilité est visible entre les trois piézomètres. La température du piézomètre médium se rapproche de celle du cours d'eau alors que celles des deux autres piézomètres restent indépendantes.

c) Discussion

Le piézomètre bas du site de Keravilin témoin fluctue beaucoup au cours du temps (fig. 9). Cette fluctuation suit celle du niveau du cours d'eau, mettant en évidence son rôle d'alimentation du bas de la zone humide. De plus, le faible niveau de la nappe dans le piézomètre le plus bas montre également l'effet drainant du cours d'eau lorsque son niveau diminue. Le même constat peut être fait sur le site restauré dont le piézomètre bas fluctue également, mais de façon plus prononcée que le témoin, tout en suivant les variations du niveau du cours d'eau. Cet effet drainant très marqué s'explique du fait que les piézomètres bas de Keravilin et son témoin ont été placés plus près du cours d'eau que les autres sites d'étude pour faciliter l'exploitation des parcelles. Le cours d'eau, de niveau de Strahler plus élevé, est également plus encaissé par rapport aux sites en tête de bassin versant. Le cours d'eau draine l'eau des parties basses des sites alors que les parties hautes restent avec des niveaux supérieurs à -25 cm la grande majorité du temps (fig. 10).

Les fluctuations de température entre les piézomètres profonds et le cours d'eau sont similaires lorsque le niveau de l'eau dans la rivière est le plus haut et le sont moins lorsque le niveau est plus bas (Annexe7). La nappe du cours d'eau alimente sûrement le bas de la zone humide lorsque le cours d'eau est le plus élevé, alors que le haut du site est alimenté par la nappe du versant dont la température fluctue moins.

D'un point de vue hydrologique, le site témoin et le site restauré possèdent une variabilité saisonnière du niveau de leur nappe similaire. Néanmoins, au regard des données de température, il semble que le site restauré soit différent du témoin, notamment dans la partie médiane du site restauré.

Les concentrations en nitrates sur le site restauré et le témoin sont plus élevées que les sites précédents (fig. 11). En effet, le site de Keravilin est localisé dans une vallée relativement encaissée avec des parcelles dédiées à l'agriculture situées tout autour du site. Ces conditions favorisent le ruissellement des eaux vers le site.

Les concentrations en nitrates dans les piézomètres profonds sont plus importantes que pour les autres sites étudiés. Les piézomètres profonds du site de Keravilin et son témoin n'ont pas pu être installés à une profondeur de 2 mètres car le sol est très peu profond sur ces sites. Ils ne dépassent ainsi que légèrement ceux des micropiézo-mètres. La même gamme de concentration en nitrates est ainsi retrouvée. Sur les deux rives, aucune baisse significative en nitrates n'a pu être observée, bien que les niveaux de nappes soient suffisamment élevés pour favoriser les conditions anoxiques nécessaires au processus de dénitrification. Sur le témoin, seule la concentration en nitrates sur le piézomètre médium est, pour chaque campagne, significativement plus basse avec des concentrations bien inférieures aux autres piézomètres et un très faible écart-type. L'absence d'une différence significative des rapports NO_3/COD et $\text{NO}_3/\text{conductivité}$ entre le haut et le médium ne permet pas de conclure sur une dilution des eaux avec celles de la nappe plus profonde (Annexes 5 et 6). Ainsi, au vu de ces résultats, il peut être conclu qu'une dénitrification a lieu sur le site témoin, entre les deux rangées de piézomètres les plus hautes. La forte remontée de valeurs en nitrates sur le piézomètre bas peut s'expliquer par un apport localisé en nitrates entre les deux piézomètres. L'alimentation de la partie basse de la zone humide par le cours d'eau peut être à l'origine de cet apport. En effet, les concentrations dans le cours d'eau sont bien plus importantes que celles mesurées sur les piézomètres médium. La dilution de l'eau entre le bas de la zone humide et la rivière a eu pour conséquence une augmentation de la concentration en nitrates.

La concentration en orthophosphate est significativement plus importante sur la rive droite que sur la rive gauche (fig. 12). Sur cette rive, seules les valeurs du piézomètre médium sont faibles. La teneur en phosphore Olsen ne peut pas expliquer cette différence puisque cette dernière est en moyenne la plus importante sur la ligne médium.

La rive droite et la rive gauche montrent des propriétés biogéochimiques similaires, aucune baisse en nitrates ou hausse en orthophosphates n'ont pu être identifiées. Néanmoins, une différence en teneur en nitrates et orthophosphates est identifiable. Les deux sites n'ont pas été restaurés la même année, et la rive gauche a été plus décaissée que la rive droite. De plus, elles ne drainent pas le même côté du bassin-versant. Selon les activités agricoles, ces teneurs peuvent varier.

Les deux rives n'ont pas les mêmes fonctionnements biogéochimiques que le témoin. En effet, le site témoin est le seul sur lequel une dénitrification a pu être constatée.

Les résultats obtenus sur ce site permettent de conclure que le site de Keravilin possède des caractéristiques hydrologiques semblables au regard des niveaux de nappe mais différents au regard du paramètre température. Néanmoins, d'un point de vue biogéochimique, les deux sites sont différents puisque seul le site témoin montre une baisse significative en nitrates comparé à la rive droite et gauche du site restauré.

3- La Haie

a) Hydrologie

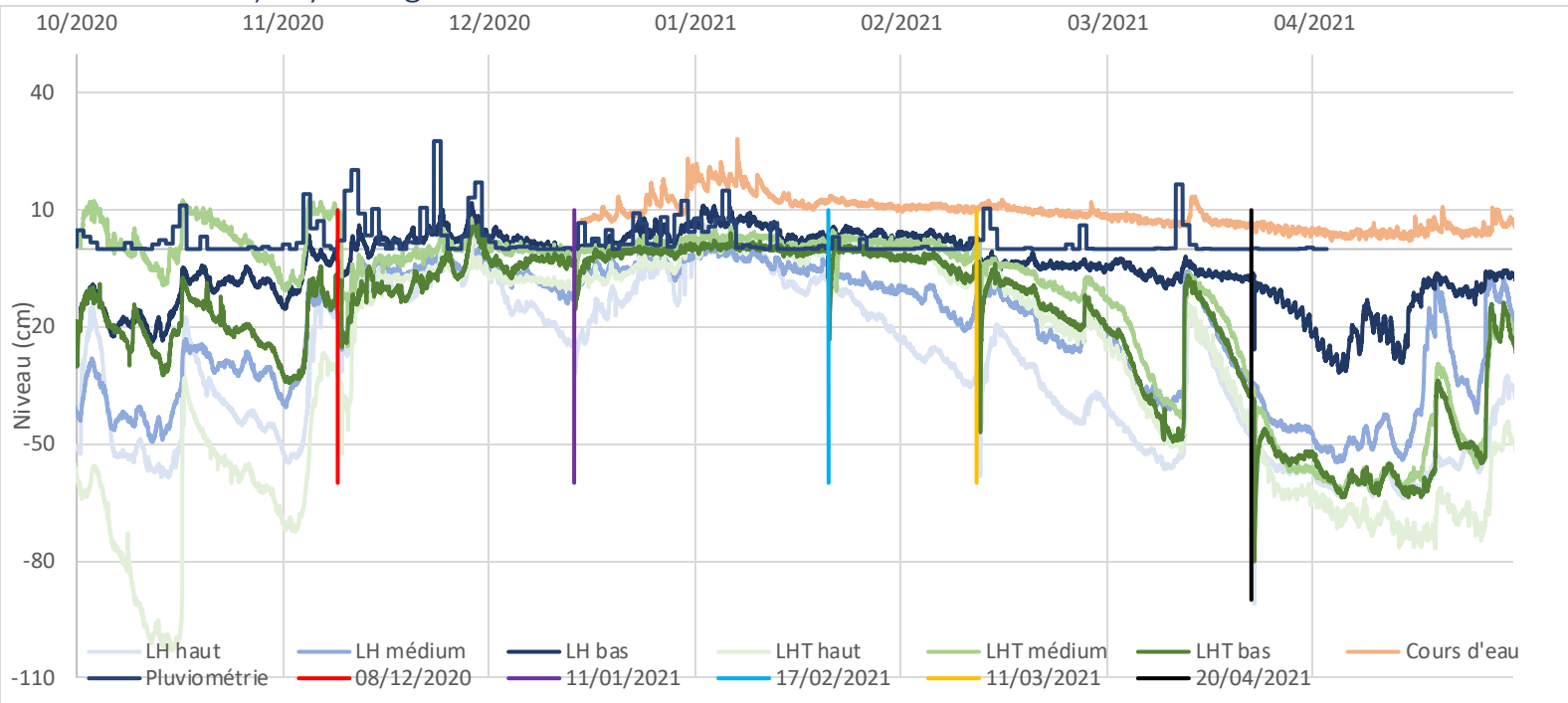


Figure 13 Evolution des niveaux de nappe et de la pluviométrie du site de La Haie et son témoin

Le niveau de nappe du site de La Haie (LH) et son témoin (LHT) évolue approximativement de la même façon d'octobre à juin (fig. 13). Dès octobre, le niveau d'eau du témoin se trouve au-dessus du niveau du sol et ce, jusqu'à environ mars. La nappe est affleurante pour le témoin médium comme pour le site restauré bas (qui dépasse même fréquemment le niveau du sol).

Une baisse est visible à partir de mi-mars sur les deux sites.

L'apparition d'événements pluvieux importants se traduit rapidement par une élévation du niveau de la nappe. C'est le cas notamment, du relevé de mi-avril où l'ensemble du niveau des piézomètres ont fortement augmenté. A la suite de ces pluies, le niveau de l'ensemble des piézomètres montre une diminution similaire, sauf pour le restauré bas, qui montre une vitesse de ressuyage bien plus faible. Le niveau du piézomètre bas du site restauré de La Haie est bien plus important que les autres à partir de fin mars. Les autres piézomètres se rapprocheront de ce niveau que lors d'événements pluvieux.

En observant la fréquence de saturation du sol des piézomètres sur les deux sites (fig. 14.), il ressort que le piézomètre bas de La Haie, se situant au plus près du cours d'eau, est pratiquement constamment saturé à -25 cm de la surface à -50 cm, ce qui ne se vérifie pas sur les deux autres. Le témoin ne montre pas la même chose car le piézomètre qui est saturé le plus fréquemment à -25 et -50 cm est celui du milieu. Il est important tout de même de rappeler que ce site témoin n'est pas à proximité du cours d'eau. Néanmoins, les deux sites sont très similaires. Les mêmes périodes de saturation sont fréquemment visibles. Enfin, les campagnes de prélèvement ont été faites lors d'une saturation du sol à -25 cm sur l'ensemble des piézomètres pour le 11/01/2021 et 17/02/2021. Pour la première date d'échantillonnage, les piézomètres haut et médium du site restauré sont saturés depuis peu (environ 4 jours). Pour la date du 11/03/2021, le piézomètre bas du site restauré se trouve entre deux événements de saturation. Enfin, en avril, seul le piézomètre bas du site restauré est saturé en eau. Néanmoins, la dernière saturation remonte à quelques jours (6 pour les piézomètres hauts et 3 à 4 pour les autres) pour l'ensemble des autres piézomètres.

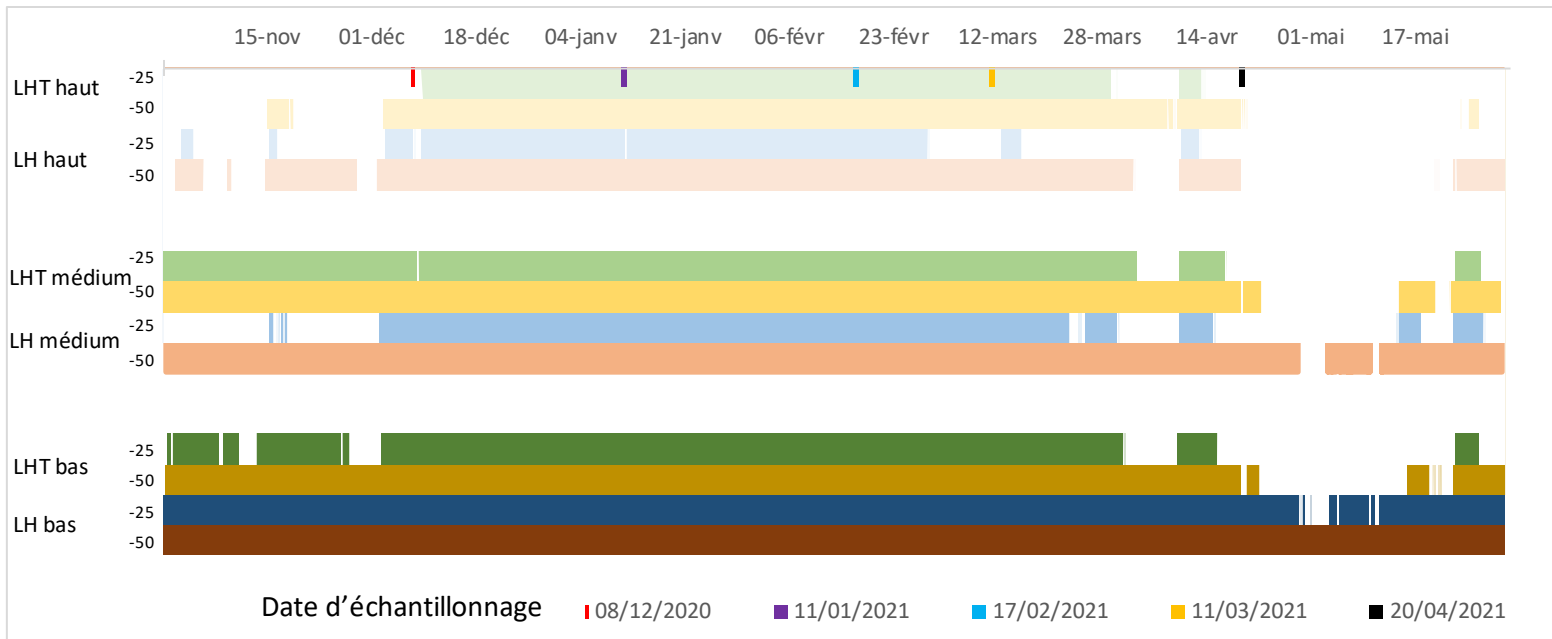


Figure 14 : Evolution des périodes de saturation à -25 et -50 cm sur l'année hydrologique pour le site de La Haie et son témoin

Le site restauré et le site témoin possèdent donc des caractéristiques hydrologiques similaires. Les campagnes de prélèvement ont été réalisées pour des niveaux d'eau supérieurs à -50 cm pour la plupart des piézomètres.

b) Chimie

Nitrates

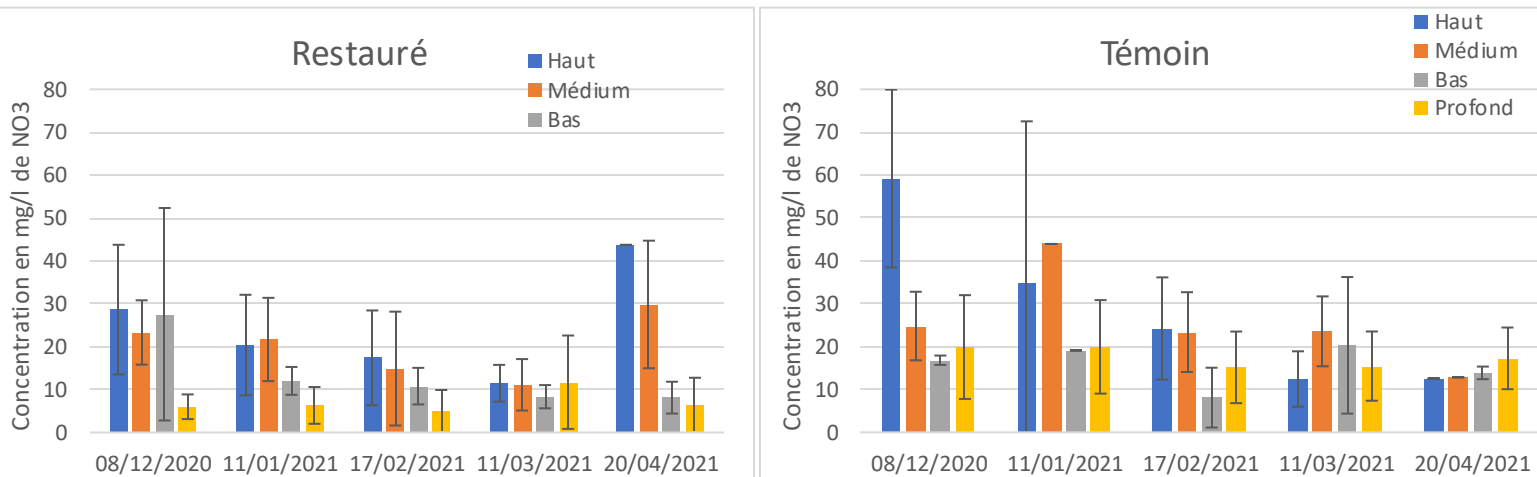


Figure 15 : Concentrations en nitrates, par campagne, sur le site de La Haie et son témoin

La concentration moyenne en nitrates sur le site restauré atteint son maximum le 20/04/2021 sur la ligne haute (fig. 15). Pour l'ensemble des campagnes, les plus fortes concentrations sont observées sur la partie haute des sites. Sur le témoin, la concentration moyenne la plus élevée est pour la ligne du haut le 08/12/2020 avec $59,21 \pm 20,74$ mg/l de nitrates. Sur le site restauré, la concentration en nitrates est généralement plus faible dans les piézomètres profonds. Sur le site témoin, elle a tendance à être plus élevée, du moins comparée aux valeurs des piézomètres bas.

Le site restauré de La Haie ne montre pas de diminution significative en nitrates de haut à médium, de médium à bas ainsi que de haut à bas ($p > 0,05$). Sur le site témoin, un abattement significatif ($p < 0,05$) est visible pour le 08/12/2020, entre le haut et le médium ainsi que le haut et le bas. Les autres

campagnes ne montrent pas d'abattement significatif. Les concentrations en nitrates entre les deux sites ne sont pas significativement différentes ($p > 0.05$).

La concentration moyenne en nitrates dépasse celle du cours d'eau pour le haut et le médium du site restauré (Annexe 8). Le témoin montre également des concentrations supérieures à la date du 17/02/2021 et 11/03/2021. Pour les deux premières campagnes, les relevés dans le cours d'eau n'ont pas été faits, aucune comparaison n'est possible.

Rapport NO₃/COD et NO₃/conductivité

Le site restauré, tout comme le site témoin ne montrent pas de différences significatives du rapport NO₃/COD ($p > 0,05$) de haut en bas pour chaque campagne (Annexe 9). Néanmoins, une tendance à la baisse est notable pour le site témoin sur les campagnes du 08/12/2020, 17/02/2021. Les variations du rapport nitrates sur conductivité ne montrent également pas de changement significatif ($p > 0,05$) bien qu'une tendance soit visible pour l'ensemble des campagnes site restauré, et pour les campagnes du 08/12/2020 et 17/02/2021 du site témoin (Annexe 10).

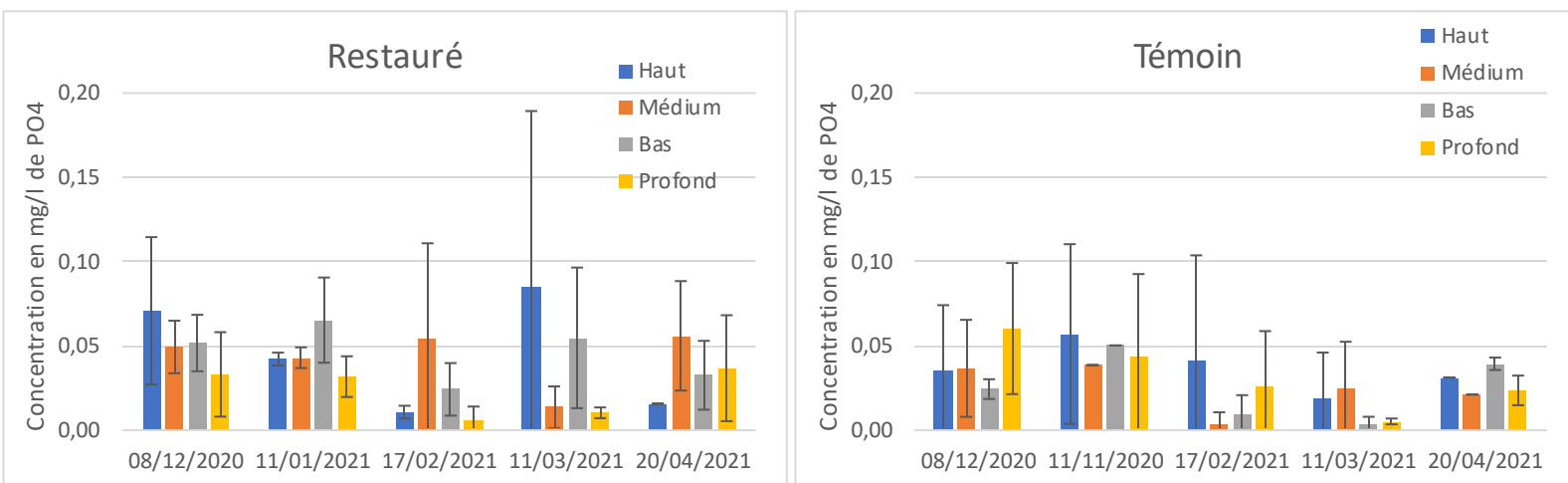


Figure 16 : Concentrations en orthophosphates, par campagne, sur le site de La Haie et son témoin

Orthophosphates

La concentration en orthophosphates sur le site restauré, tout comme le témoin, ne montre pas d'augmentation ou de baisse significatives ($p > 0,05$) d'amont en aval (fig. 16). Les valeurs obtenues montrent une grande variabilité avec des écarts-types souvent importants. Néanmoins, la concentration en orthophosphates en profondeur est significativement inférieure à celle des piézomètres situés en surface ($p < 0,05$) sur le site de référence. Ensuite, la concentration sur le site restauré est plus importante que sur le site témoin. Enfin, la concentration orthophosphates entre les deux sites est significativement différente ($p < 0,05$). Les concentrations moyennes en orthophosphates sur les deux sites restent constamment inférieures à celles du cours d'eau sur les 3 dernières campagnes (Annexe 8).

Sols

Tableau 4 : Teneurs en carbone total, azote total et phosphore Olsen sur le site de La Haie et son témoin

Site	Ligne	Carbone total (g/kg de MS)	Ecart-type (g/kg de MS)	Azote total (g/kg de MS)	Ecart-type (g/kg de MS)	Phosphore Olsen (mg/kg de MS)	Ecart-type mg/kg de MS)	C/N
LH	Haut	24,19	2,03	2,10	0,21	11,34	2,00	11,54
	Médium	23,51	4,41	2,03	0,31	12,45	3,68	11,58
	Bas	27,77	1,11	2,35	0,13	14,68	1,67	11,84
LHT	Haut	38,73	3,94	3,40	0,26	5,80	2,12	11,38
	Médium	42,27	6,79	3,66	0,40	6,15	1,94	11,55
	Bas	45,08	6,06	3,79	0,33	7,31	1,39	11,88

Les teneurs en carbone et azote des sols du site restauré sont plus faibles que celles du témoin (tableau 4). Néanmoins à l'échelle du site, aucune variation significative de ces deux paramètres n'est observable ($p > 0,05$). Pour le phosphore, c'est le contraire, la teneur est bien plus importante sur le restauré que le témoin, mais encore aucune variation significative statistiquement ($p > 0,05$).

Température

La mesure de la température de l'eau dans les piézomètres profonds met en évidence un décalage entre celles du piézomètre médium et les deux autres. En effet, le piézomètre médium semble plus suivre la température du cours d'eau que les deux autres (Annexe 9).

c) Discussion

Le site de la Haie et son témoin, sont régulièrement saturés en eau à -25 cm et -50 cm de la surface sur l'ensemble de la période hydrologique étudiée (fig. 14). Néanmoins, des niveaux d'eau supérieurs au niveau du sol sont fréquemment mesurés sans inondation notable sur le terrain (fig. 13.). Ce phénomène est caractéristique de la présence d'une nappe artésienne. L'eau se trouvant dans la nappe est en sous-pression par rapport à l'atmosphère. De ce fait, le niveau d'eau remonte dans le piézomètre, ce qui surestime les valeurs.

Les variations de niveau de la nappe entre le site restauré et le témoin sont similaires tout au long de l'année hydrologique. L'évolution temporelle de la saturation de la nappe à -25 cm et -50 cm sont peu variables entre les deux sites. Ces données permettent de conclure que, d'un point de vue hydrologique, le site témoin et le site restauré ont un fonctionnement similaire.

Les variations du niveau de la nappe du site témoin se fait ressentir sur les concentrations en nitrates (fig. 15). En décembre, la nappe vient tout juste de remonter, les conditions anoxiques ne sont pas forcément optimales. Or, l'absence d'oxygène est l'un des paramètres essentiels pour que la dénitrification ait lieu (DIREN, 2005). Ce qui pourrait expliquer les fortes concentrations en nitrates présentes sur le site restauré et témoin à la date du 08/12/2020. Le niveau de la nappe était plus haut pour les trois campagnes suivantes. Les concentrations en nitrates sont donc plus faibles. Ces variations au cours de l'année sont marquées sur le site restauré, mais moins visibles sur le site témoin. A la date du 20/04/2021, le niveau de la nappe est bien plus bas sur les deux sites, bien que celui du restauré, piézomètres bas, soit encore saturé à -25 cm. Néanmoins, le niveau de la nappe dépassait les -50 cm, voir -25 cm pour l'ensemble des sites quelques jours avant. Ainsi, la quantité d'oxygène dans la nappe était sûrement encore faible. La dénitrification pouvait avoir lieu. De plus, la température était plus élevée pour cette campagne, stimulant ainsi l'activité bactérienne. Ces phénomènes peuvent expliquer la faible concentration en nitrates sur le site témoin. Pour le site restauré, les concentrations en nitrates pour le haut et le médium restent néanmoins élevées.

Les rapports NO₃/COD et NO₃/conductivité obtenus, bien qu'ils ne soient pas significatifs, montrent une tendance à la baisse de haut en bas. Une baisse de ce rapport, laisse à penser que l'eau prélevée a été diluée avec les eaux plus profondes dont la concentration en COD et la conductivité sont plus faibles (Annexes 9 et 10).

La concentration en phosphore sur les deux sites ne montre également pas de différences significatives de haut en bas (fig. 16). Néanmoins, la différence significative en orthophosphates entre les deux sites s'explique par la différence de concentration en phosphore dans le sol (Tableau 4). Le site restauré est régulièrement amendé, ce qui se traduit par des concentrations plus importantes en phosphore que le site témoin dans le sol et l'eau. Un relargage du phosphore n'est cependant pas visible, même sur les campagnes avec des niveaux de nappes hauts et donc en contexte anoxique, ou le fer ferrique des complexes Fe(OOH)÷P devrait être réduit en fer ferreux libérant ainsi du phosphore (Matejka et al. 1992). Cependant, pour qu'un relargage du phosphore ait lieu, les conditions réductrices doivent être présentes. Ce potentiel réducteur n'est peut-être pas suffisant pour que ce processus s'exerce.

Les résultats biogéochimiques montrent que le site de La Haie et son témoin sont similaires pour le paramètre nitrates, sans abattement significatif. Pour le phosphore, le même constat peut être fait malgré la différence importante en phosphore entre le site restauré et témoin. Il peut être conclu qu'il n'y a pas de différence de fonctionnement entre le site témoin et le site restauré.

Les données obtenues sur le site de La Haie et son témoin permettent de conclure sur une similarité hydrologique et biogéochimique entre les deux sites.

4- Bois Orcan

a) Hydrologie

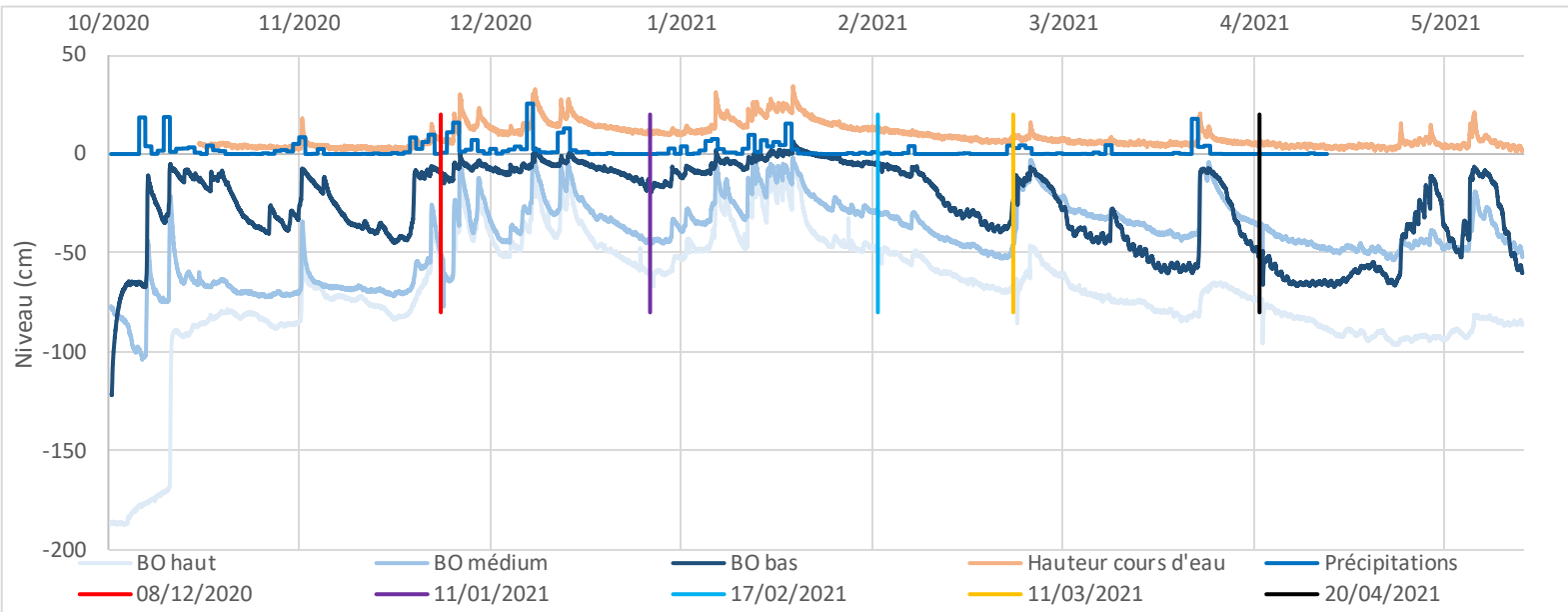


Figure 17 : Evolution des niveaux de nappe et de la pluviométrie du site du Bois Orcan

Le site du Bois Orcan (BO) montre une hydrologie très différente de celle du site de La Haie. Une augmentation et une stabilisation du niveau de la nappe du piézomètre bas sont visibles de décembre à mi-février 2021 (fig. 17). Pendant cette période, le niveau des deux autres piézomètres fluctue beaucoup, dépendant surtout des précipitations. Après, les niveaux de chacun des piézomètres vont fluctuer drastiquement suivant les précipitations. Le niveau du cours d'eau suit également les fluctuations des précipitations, et donc également les fluctuations des niveaux des piézomètres. Les vitesses de ressuyage des piézomètres haut et médium sont beaucoup plus importantes que le piézomètre du bas. En effet, ces piézomètres voient leur niveau fortement s'abaisser directement après la fin des pluies.

La saturation en eau sur les différents piézomètres suit la logique haut-bas avec la saturation la moins fréquente en haut, suivi ensuite par une fréquence plus élevée pour le piézomètre médium et enfin, 135 jours de saturation pour le piézomètre du bas situé au plus près du cours d'eau (fig. 18). Les prélèvements d'eau n'ont jamais été faits lors d'une saturation à -25 cm de chaque piézomètre. En date du 08/12/2020, seul le piézomètre bas était saturé à -25 cm et -50 cm. Pour le 11/01/2021, seul le piézomètre bas était saturé à -25 cm. Le prélèvement du 17/02/2020 s'est fait à la fin de la saturation du sol à -25 cm pour le piézomètre médium. Mais l'eau saturait cependant encore le sol du piézomètre bas. L'échantillonnage du 11/03/2021 a été fait juste avant que le sol ne se sature sur le piézomètre bas et médium. Enfin, le prélèvement d'avril n'a pas été fait lors d'une saturation des sols en eau à -25 cm et seul le piézomètre médium était saturé à -50 cm.

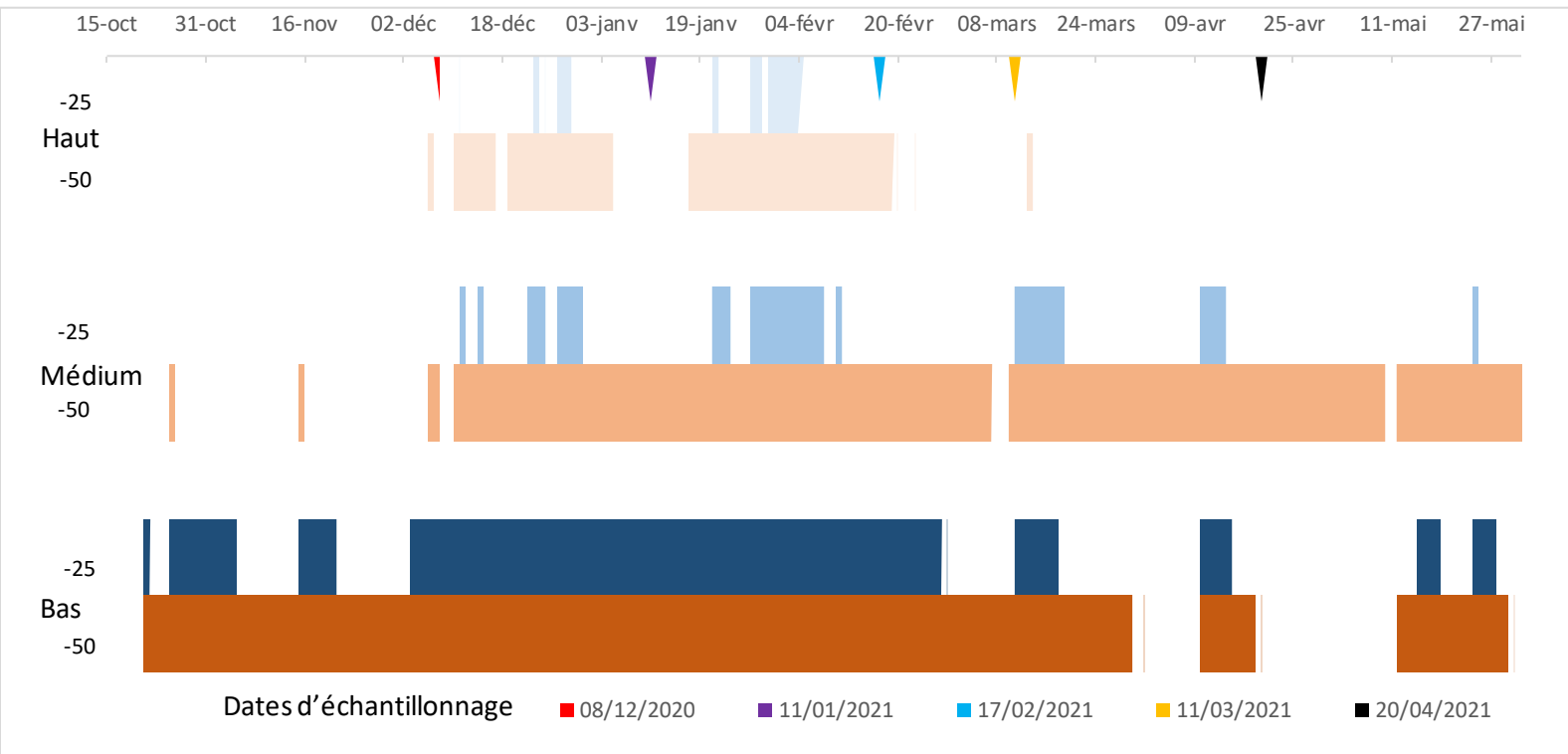


Figure 18 : Evolution des périodes de saturation à -25 et -50cm sur l'année hydrologique pour le site du Bois Orcan

b) Chimie

Nitrates

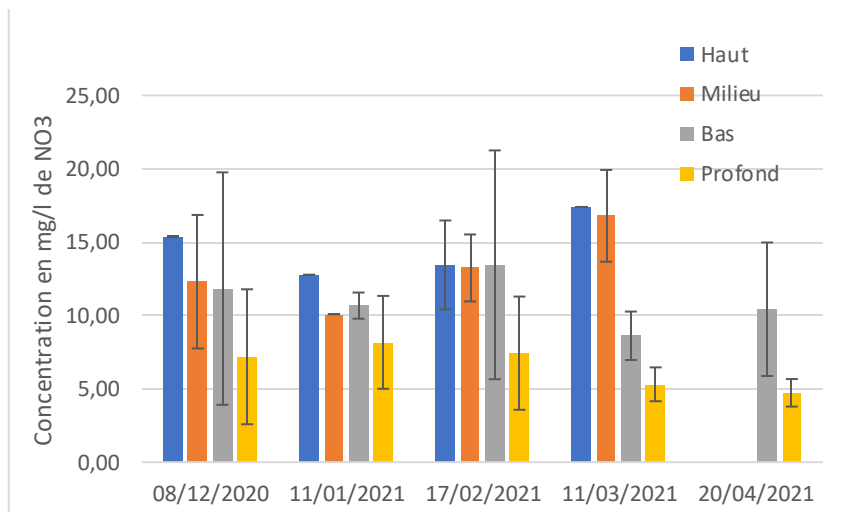


Figure 19 : Concentrations en nitrates, par campagne, sur le site du Bos Orcan

La concentration moyenne en nitrates atteint son maximum le 11/03/2021 pour le site du haut, mais n'est composée que d'une seule valeur (fig. 19). Des baisses de haut en bas sont visibles mais seule celle entre le médium et le bas à la date du 11/03/2021 est significative ($p < 0,05$). En effet de grands écarts-types sont encore visibles et des mesures sont également manquantes, car les niveaux d'eau sont trop bas, notamment pour l'échantillonnage du 20/04/2021. Les concentrations en nitrates dans la zone humide ne dépassent jamais celles du cours d'eau, toutes dates confondues (Annexe 12). La teneur en nitrates dans le cours d'eau varie, quant à elle, au cours de l'année. Elle est minimale en décembre et atteint son maximum pour la campagne de janvier 2021. Dans les piézomètres profonds,

les variations de nitrates entre le haut et le bas ne sont pas notables, sauf pour la campagne du 08/12/2020 (Annexe 13).

Rapport NO₃/COD et NO₃/conductivité

Le rapport nitrates/COD, ne montre aucune variation significative de haut en bas tout comme le rapport NO₃/conductivité ($p > 0,05$) (Annexes 14 et 15).

Orthophosphates

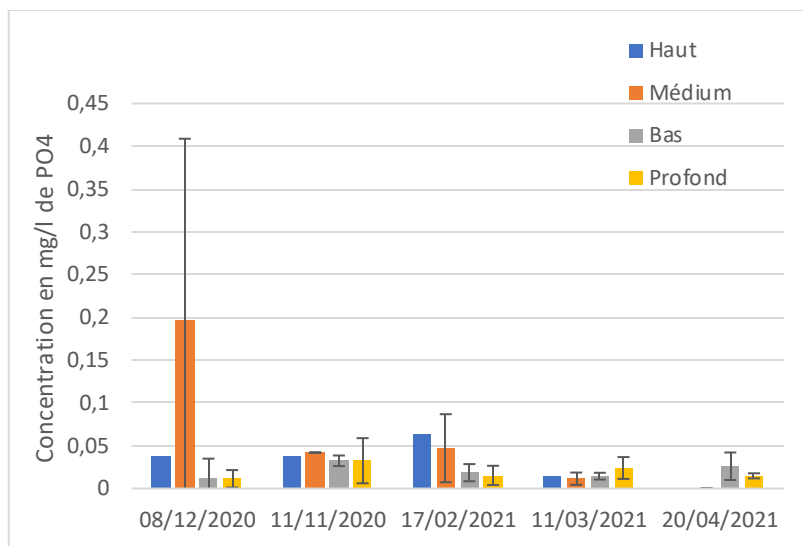


Figure 20 : Concentrations en orthophosphates, par campagne, sur le site du Bois Orcan

Les concentrations en orthophosphates sur ce site ne montrent pas d'évolutions significatives ($p > 0,05$) (fig. 20) du haut vers le bas. Les concentrations sur l'ensemble des campagnes et des sites sont, la plupart du temps, inférieures à 0.05 mg/l, sauf pour le piézomètre du milieu à la date du 08/12/2020 qui atteint près de $0,197 \pm 0,212$ mg/l.

Les concentrations dans le cours d'eau sont variables au cours de l'année, atteignant leur maximum le 11/01/2021. Les valeurs dans la zone humide dépassent celles du cours d'eau aux dates du 08/12/2020, 17/02/2021 et 20/04/2021.

Conductivité

La conductivité mesurée dans les piézomètres profonds est très variable de haut en bas. Les valeurs obtenues en bas sont beaucoup plus importantes que les deux autres piézomètres pour l'ensemble des campagnes avec des valeurs doublant, voir triplant (Annexe 13).

Sols

Tableau 5 : Teneurs en carbone total, azote total et phosphore Olsen sur le site du Bois Orcan

Ligne	Carbone total (g/kg de MS)	Ecart-type (g/kg de MS)	Azote total (g/kg de MS)	Ecart-type (g/kg de MS)	Phosphore Olsen (mg/kg de MS)	Ecart-type (mg/kg de MS)	C/N
Haut	23,40	1,71	2,03	0,05	5,91	1,60	11,53
Médium	24,18	3,44	2,13	0,29	6,52	2,06	11,37
Bas	23,98	4,49	1,94	0,37	5,45	1,70	12,34

Le sol du Bois Orcan possède des teneurs moyennes en carbone, azote total et phosphore Olsen qui ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$). Le rapport C/N est également peu variable (tableau 5).

Température

Les températures de la nappe sont peu variables entre les piézomètres haut et médium pendant toute l'année hydrologique étudiée (Annexe 16). Ces températures sont supérieures à celles du cours d'eau pendant la période hivernale et inférieures à partir de début février. La température de l'eau du piézomètre bas est inférieure à celles des deux autres piézomètres pendant la majorité de l'étude. Cette dernière remonte et va même jusqu'à dépasser celles des piézomètres haut et bas à partir de mai.

c) Discussion

Sur le site du Bois Orcan, en l'absence de précipitations marquées, le niveau de la nappe ne dépasse pas les -25 cm pour les piézomètres haut et bas, même en hiver (fig. 18). Le même constat est identique pour le piézomètre haut pour une saturation à -50 cm. D'un point de vue hydrologique, le site du Bois Orcan possède les caractéristiques nécessaires à l'apparition de traits rédoxiques définis par le Code de l'Environnement (Arrêté du 24 juin 2008).

Les concentrations en nitrates sur ce site sont, dans l'ensemble, plus faibles que sur le site de Keravilin ou La Haie. En effet, le Bois Orcan est séparé des cultures par des surfaces boisées (fig. 19). Les 3 premières campagnes ne montrent aucun abattement en nitrates. Le niveau de la nappe était inférieur à -25 cm, voir -50 cm pour les piézomètres haut et médium. Les conditions anoxiques n'étaient pas présentes pour assurer la dénitrification. La baisse significative entre le médium et le bas sur la campagne du 11/03/2021 ne s'accompagne pas de changement significatif du rapport NO₃/COD et NO₃/conductivité (Annexes 14 et 15). Au vu du niveau de la nappe, (affleurant les -50cm pour le piézomètre médium et à -25 cm pour le piézomètre bas), une dénitrification peut être supposée.

Aucun relargage de phosphore n'est identifiable puisque aucune variation significative n'a pu être mise en évidence (fig. 20). Les conditions anoxiques ne semblent pas idéales sur plusieurs campagnes dont l'eau n'a pas saturé le sol pendant une période suffisante.

La température du piézomètre profond bas et celles des piézomètres profonds haut et médium sont différentes (Annexe 16). En hiver, l'eau plus froide du cours d'eau alimente la partie basse de la zone humide. A partir de mai, la température du piézomètre bas dépasse celles des deux autres. Le cours d'eau s'est réchauffé, ainsi la température mesurée dans le piézomètre est plus élevée. Le cours d'eau du site du Bois Orcan alimente la partie basse de la zone humide, entraînant des variations de température de l'eau de la nappe au sein du milieu en période hivernale. Cette hypothèse peut être vérifiée au regard des valeurs de conductivité obtenues (Annexe 13). En effet, les valeurs du piézomètre profond bas sont très proches de celles mesurées dans le cours d'eau alors qu'elles sont beaucoup moins élevées pour les deux autres piézomètres profonds. Néanmoins, au vu des concentrations plus élevées en nitrates dans le cours d'eau, une augmentation de la concentration en nitrates serait également attendue dans le piézomètre profond bas (Annexe 13). Ce qui n'est pas le cas.

1) Discussion générale

Deux types différents de restaurations ont été employées sur les sites suivant les altérations présentes sur ces milieux. Le site de La Haie et du Bois Orcan ont été restaurés grâce au passage d'une sous-soleuse permettant de briser les drains pour que l'eau soit mieux contenue en son sein. Au vu des données hydrologiques obtenues durant l'année hydrologique de 2020-2021, il semble que ces deux sites aient retrouvé leurs propriétés hydrologiques et un caractère humide. En effet, le site de La Haie montre la même hydrologie que son site témoin et Bois Orcan montre une saturation en eau durable sur l'ensemble de la surface étudiée.

Il a été cependant difficile de visualiser un phénomène de dénitrification et un relargage du phosphore de haut en bas sur les sites restaurés, mais également sur le témoin.

Une étude floristique a été réalisée en parallèle sur le site du Bois Orcan et de La Haie. Les résultats ont montré une conformité de 6% au panel de référence pour le site du Bois Orcan, avec des espèces ne correspondant pas à des zones humides en bon état de conservation. De plus, les espèces recensées sont trop monospécifiques (ex : *Juncus acutiflore*). Le site de La Haie montre 36% de conformité au panel de référence, avec la présence d'espèces de culture telle que *Lolium sp.*. En reliant ces données, il semble que le passage de la sous-soleuse ait permis aux sites de retrouver des caractéristiques de zones humides. Néanmoins, leur état ne semble pas être optimal.

Les sites de Pégase V et de Keravilin ont subi une restauration différente consistant à la suppression de remblai. L'hydrologie du site restauré de Keravilin montre les mêmes caractéristiques que le site témoin concernant les niveaux de la nappe. La variation de température au sein de la zone humide ne montre cependant pas, le même résultat. La biogéochimie du site n'est également pas similaire puisqu'aucun processus de dénitrification n'a pu être mis en évidence de haut en bas sur le site restauré, contrairement au témoin.

Sur le site de Pégase V, les niveaux de la nappe sont faibles, pendant toute la période de l'étude. Seule la partie la plus basse du site voit des niveaux supérieurs à -50 cm durant l'hiver. Le témoin, bien qu'avec un niveau de nappe bas, semble posséder un caractère humide. Toutes ces hypothèses seraient à confirmer avec des études supplémentaires, notamment des études pédologiques et floristiques.

Afin d'améliorer les résultats obtenus dans cette étude, notamment sur le volet biogéochimique, plus d'échantillons auraient pu être analysés. En effet, les résultats ont montré que trois échantillons par ligne étaient, la plupart du temps, insuffisants, puisqu'une trop grande disparité des résultats n'a pas permis de faire des analyses statistiques efficaces.

Des améliorations pourraient également être faites dans le protocole d'échantillonnage. En effet, après le prélèvement de l'eau et avant la congélation des flacons, l'activité bactérienne a pu continuer à l'intérieur de flacons et fausser les résultats en nitrates et orthophosphates. Normalement, les mesures devaient être faites directement sur le terrain, ce qui aurait limité ce risque. Mais à cause d'un problème de livraison du matériel, le protocole a dû être adapté. Il a également été difficile d'utiliser le carbone organique dissous et la conductivité en tant que marqueur de dilution. L'utilisation du chlore, fréquemment utilisé en tant que marqueur de dilution pour les nitrates, aurait pu servir à l'analyse. Cependant par manque de budget, cette technique n'a pas été employée.

D'autres paramètres auraient également pu être mesurés. C'est le cas de l'ammonium et du potentiel rédox. L'ammonium aurait pu permettre une meilleure analyse des résultats. En effet, la présence d'ammonium combinée avec de faibles concentrations en nitrates peut traduire un engorgement permanent. En effet, en l'absence d'oxygène, il ne peut y avoir nitrification et donc production de nitrates. Puisqu'aucun relargage de phosphore n'a pu être mis en avant, la mesure du potentiel rédox aurait pu aider à savoir si les conditions rédoxiques présentes dans l'eau étaient favorables pour que

ce processus ait lieu.

Enfin, la comparaison du site du Bois Orcan avec un témoin aurait permis une meilleure analyse de ce site. Néanmoins aucun site témoin aux alentours n'a pu être trouvé, le contexte agricole intensif ayant entraîné l'altération de la plupart des zones humides du secteur où est localisé le site.

Conclusion

Le projet ETREZH vise à estimer les travaux de restauration de zones humides à partir de paramètres hydrologiques, biogéochimiques et écologiques. Les données hydrologiques ont permis de mettre en évidence une hydrologie typique d'une zone humide pour les sites de Keravilin, et La Haie, avec une forte similarité avec leur témoin associé. Le site du Bois Orcan a aussi ces caractéristiques, mais sans comparaison possible avec un témoin. Le site de Pégase V possède, quant à lui, des niveaux bas qui vont à la limite de la définition d'une zone humide. Son témoin possède des niveaux bas également mais pas autant que le site restauré. Des relevés pédologiques et une étude botanique permettraient de confirmer cette hypothèse.

Sur les paramètres géochimiques, il a été difficile de démontrer un phénomène de dénitrification, et de relargage de phosphore sur les sites restaurés. Le manque d'échantillons et la grande variabilité des concentrations dans les piézomètres n'ont pas permis d'obtenir beaucoup de résultats significatifs pour l'ensemble des sites. Néanmoins, cette étude et ce stage ont permis de mettre en évidence la complexité d'étudier un milieu hétérogène.

Les restaurations effectuées sur les sites de Keravilin, Bois Orcan et La Haie ont permis de redonner aux milieux un caractère humide, bien que, d'un point de vue géochimique, les propriétés attendues n'aient pu être mises en avant. Seul le site de Pégase V voit son potentiel humide remis en question.

Bibliographie

« Application de la disposition 8B-1 du Sdage Loire-Bretagne sur les zones humides ». s. d. Consulté le 17 mai 2021. http://www.centre-val-de-loire.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/sdage_fiche4_zones_humides.pdf.

Arrêté du 24 juin 2008 précisant les critères de définition et de délimitation des zones humides en application des articles L. 214-7-1 et R. 211-108 du code de l'environnement. s. d. Consulté le 17 août 2021.

Bernard, P. 1994. « Rapport d'évaluation sur les politiques publiques en matière de zones humides publié ». *Unpublished report of ministère de l'écologie, de l'énergie, du Développement durable et de la mer*. Available at http://www.ramsar.org/pdf/wurc/wurc_actionplan_france_2010.pdf (Accessed on 10 January 2013).

Berton, J. P., et M. Bacchi. 1996. « La restauration des zones humides ». *La Houille Blanche*, n° 6-7: 120-32.

Bressan, Yoann. 2006. « Les fonctions des zones humides: Synthèse bibliographique ».

Brodie, Ross, Baskaran Sundaram, Robyn Tottenham, Stephen Hostetler, et Tim Ransley. 2007. « An overview of tools for assessing groundwater-surface water connectivity ». *Bureau of Rural Sciences, Canberra, Australia* 131.

CLEMENT, JC. 2003. « Le rôle des ripisylves dans la régulation des pollutions azotées. » *Forêt méditerranéenne*.

Curie, Florence. 2007. « Rétention de nitrate dans les zones humides riveraines: rôle des facteurs hydrologiques, géomorphologiques et biogéochimiques: approche multi-échelle dans le bassin de la Seine ». PhD Thesis, Paris 6.

Dausse, Armel, Alix Augier, Anaëlle Magueur, Lou Grouhan, Eva Burguin, et Emilie Jungas. 2000. « Les zones humides de Bretagne ».

Dupas, Rémi, Gérard Gruau, Sen Gu, Guillaume Humbert, Anne Jaffrézic, et Chantal Gascuel-Odoux. 2015. « Groundwater control of biogeochemical processes causing phosphorus release from riparian wetlands ». *Water research* 84: 307-14.

Grimonprez, Benoît. 2018. *Zones humides*. Institut universitaire Varenne.

Gu, Sen, Gérard Gruau, Rémi Dupas, Patrice Petitjean, Qingman Li, et Gilles Pinay. 2019. « Respective roles of Fe-oxyhydroxide dissolution, pH changes and sediment inputs in dissolved phosphorus release from wetland soils under anoxic conditions ». *Geoderma* 338: 365-74.

« Introduction à la Convention sur les zones humides (anciennement Le Manuel de la Convention de Ramsar). Secrétariat de la Convention de Ramsar, Gland, Suisse. » s. d. Consulté le 22 avril 2021. https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/handbook1_5ed_introductiontoconvention_f_final.pdf.

Junk, Wolfgang J., Shuqing An, C. M. Finlayson, Brij Gopal, Jan Květ, Stephen A. Mitchell, William J. Mitsch, et Richard D. Robarts. 2013. « Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis ». *Aquatic sciences* 75 (1): 151-67.

Korom, Scott F. 1992. « Natural denitrification in the saturated zone: a review ». *Water resources research* 28 (6): 1657-68.

Lambert, Thibault. 2013. « Sources, production et transfert du carbone organique dissous dans les bassins versants élémentaires sur socle: apports des isotopes stables du carbone ». PhD Thesis, Université Rennes 1.

« Les zones humides bretonnes insérées dans le paysage agricole : une partie des zones humides inventoriées en France ». 2017. TERRIT'EAU. 24 mai 2017. https://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_Eau/CONNAISSANCES/Zones_humides/definition.asp.

Maître, Véronique, Anne-Claude Cosandey, Eric Desagher, et Aurèle Parriaux. 2003. « Effectiveness of groundwater nitrate removal in a river riparian area: the importance of hydrogeological conditions ». *Journal of Hydrology* 278 (1-4): 76-93.

Matejka, G., G. Feuillade, I. Heulot, P. Lemehaute, et M. Mazet. 1992. « Les échanges de phosphore à l'interface eau-sédiments ». *La Tribune de l'eau* 45 (556): 19-25.

Miller, Joseph, Eric W. Peterson, et Dagmar Budikova. 2019. « Diurnal and seasonal variation in nitrate-nitrogen concentrations of groundwater in a saturated buffer zone ». *Hydrogeology Journal* 27 (4): 1373-87.

Montreuil, Olivier. 2008. « RELATION ENTRE L'ORDRE DES BASSINS VERSANTS, L'ORGANISATION SPATIALE ET LE FONCTIONNEMENT HYDROLOGIQUE ET HYDROCHIMIQUE DES ZONES HUMIDES RIVERAINES ». PhD Thesis, University of Birmingham.

Montreuil, Olivier, Philippe Mérot, et Pierre Marmonier. 2010. « Estimation of nitrate removal by riparian wetlands and streams in agricultural catchments: effect of discharge and stream order ». *Freshwater Biology* 55 (11): 2305-18.

Oxtobee, Jaime PA, et Kent Novakowski. 2002. « A field investigation of groundwater/surface water interaction in a fractured bedrock environment ». *Journal of Hydrology* 269 (3-4): 169-93.

Paran, Frédéric, Florent Arthaud, Mathilde Novel, Didier Graillet, Christophe Piscart, Gudrun Bornette, Pierre Marmonier, Veronique Lavastre, Yves Travi, et Laurent Cadilhac. 2015. « Caractérisation des échanges nappes/rivières en milieu alluvionnaire—Guide méthodologique. » PhD Thesis, Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse; Zone Atelier Bassin du Rhône (ZABR

« Rôle, formes et transferts d'éléments intervenant dans la qualité des eaux ». s. d. Consulté le 1 juillet 2021. https://www.creseb.fr/voy_content/uploads/2021/04/Recueil-Fiches_FamilleB_Azote_CSEB2005.pdf.

Ting, Cheh-Shyh, Tienfuan Kerh, et Chiu-Jung Liao. 1998. « Estimation of groundwater recharge using the chloride mass-balance method, Pingtung Plain, Taiwan ». *Hydrogeology Journal* 6 (2): 282-92.

Walton, Craig R., Dominik Zak, Joachim Audet, Rasmus Jes Petersen, Jelena Lange, Claudia Oehmke, Wendelin Wichtmann, Jürgen Kreyling, Mateusz Grygoruk, et Ewa Jabłońska. 2020. « Wetland buffer zones for nitrogen and phosphorus retention: Impacts of soil type, hydrology and vegetation ». *Science of the Total Environment* 727: 138709.

Annexes

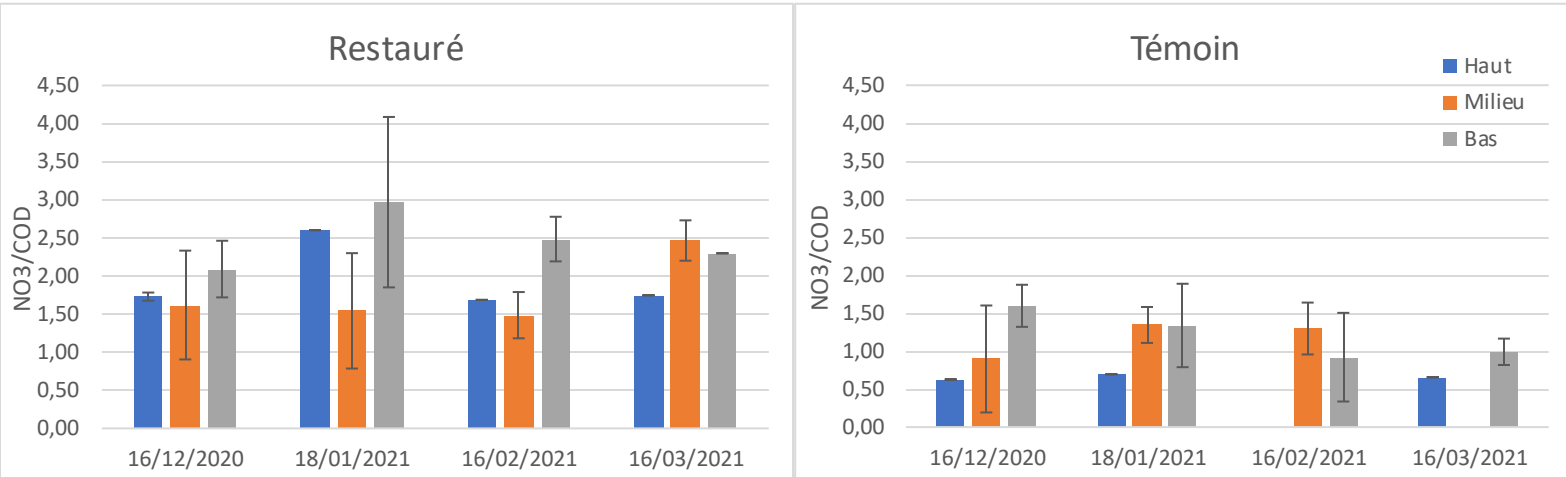
Annexe 1: Localisation des sites étudiés dans le projet ETREZH



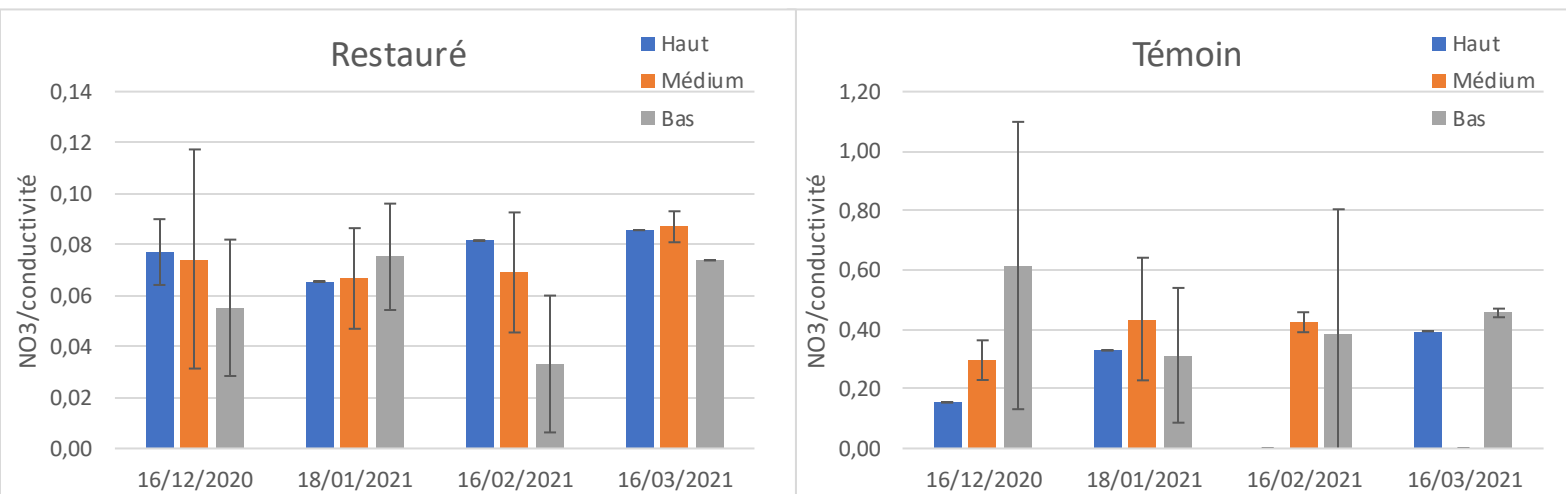
Annexe 2 : Profondeur des piézomètres profonds du site de Keravilin et son témoin

Piézomètre	KV Haut	KV Médium	KV Bas	KVT Haut	KVT Médium	KVT Bas
Profondeur (cm)	31,5	37,4	67,5	52,1	88,6	78,8

Annexe 3 : Rapport NO₃/COD pour le site de Pégase V et son témoin

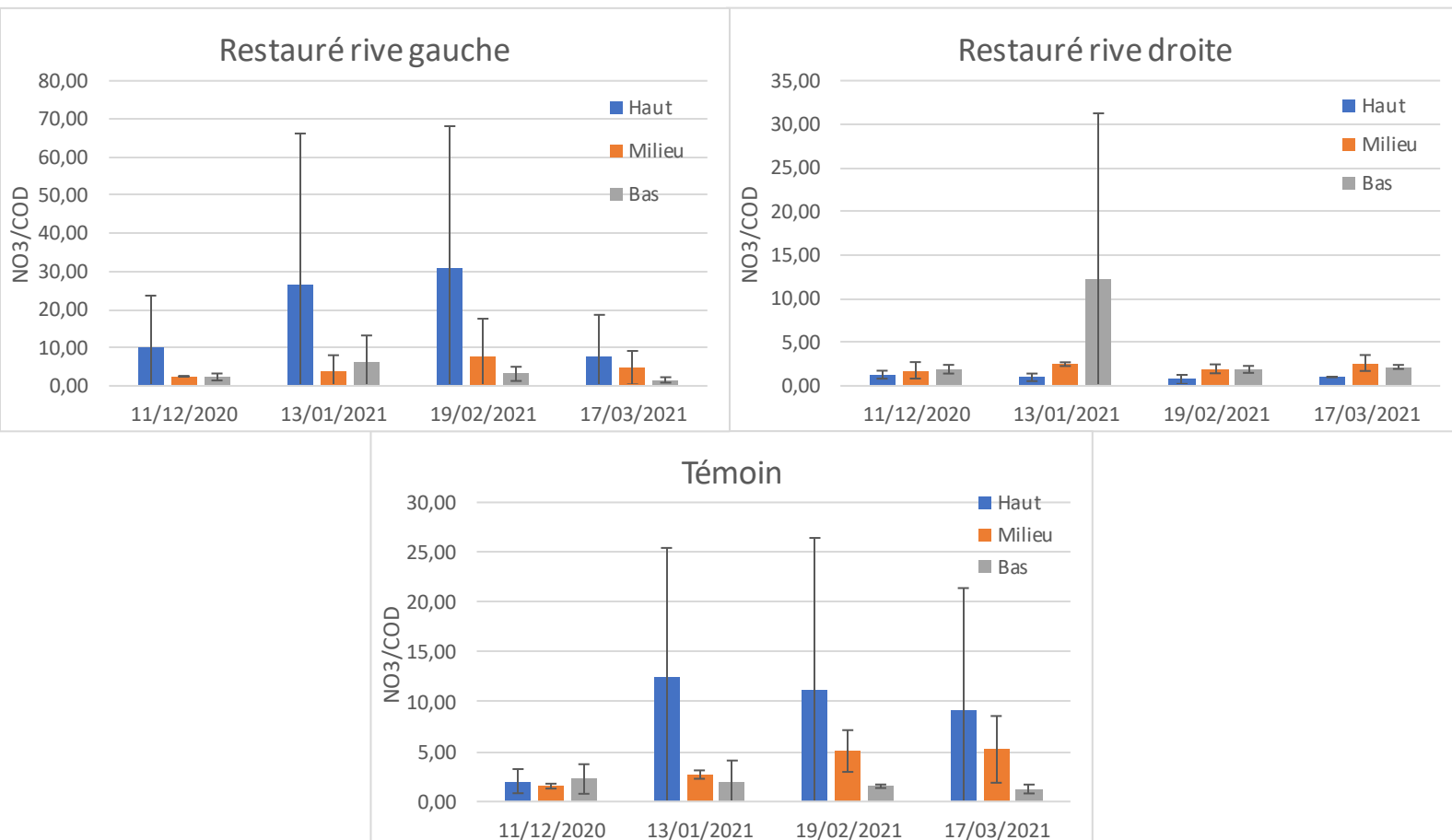


Annexe 3 : Rapport NO₃/Conductivité pour le site de Pégase V et son témoin

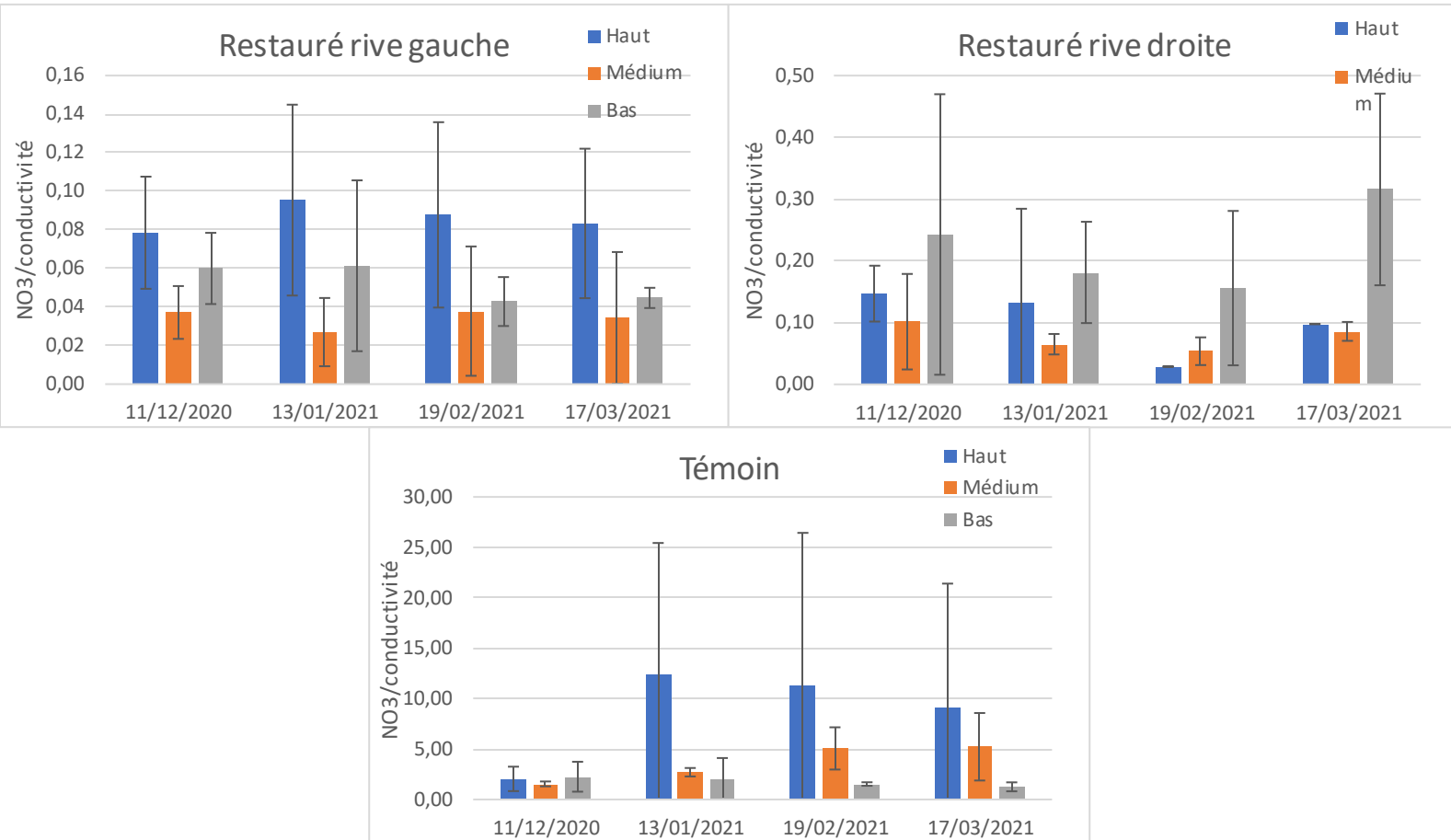


Annexe 4 : Concentration des différents éléments dans le cours d'eau du site de Keravilin

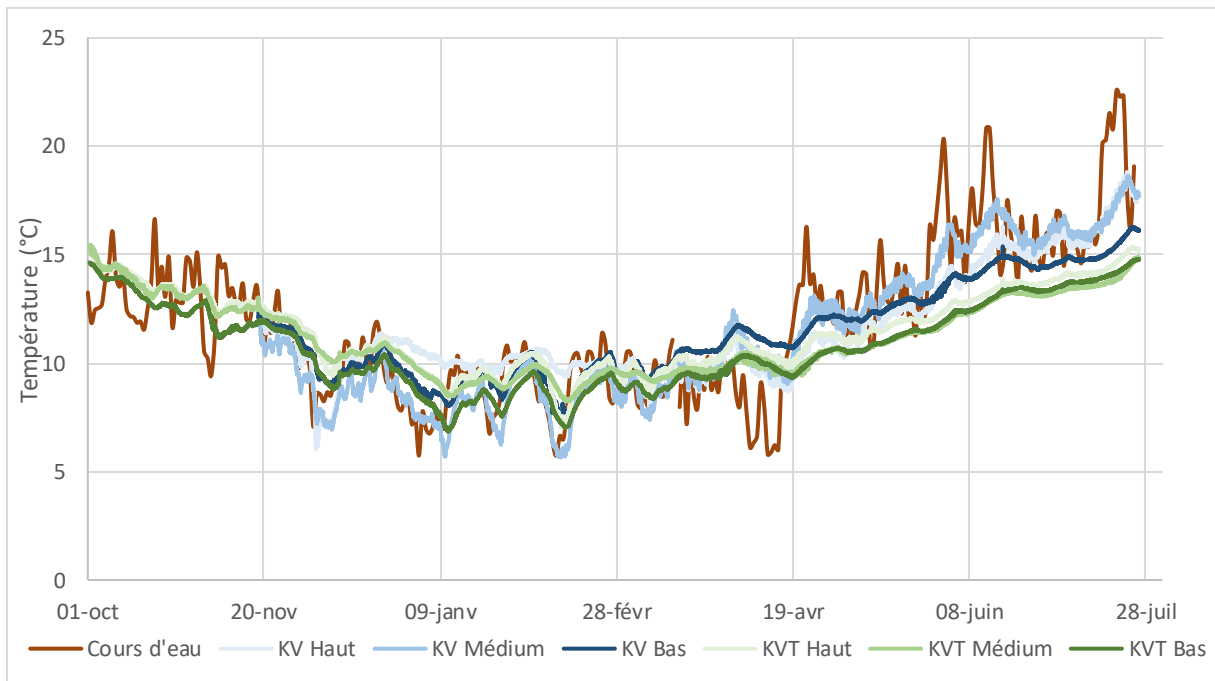
Date		Nitrates (mg/l de NO ₃)	Orthophosphates (mg/l de PO ₄)	COD (mg/l)	Conductivité
11/12/2020	Amont	51,01	0,243	12,44	263
	Médium	47,79	0,231	11,7	266
	Aval	49,53	0,238	12,6	261
13/01/2021	Amont	Na	0,154	Na	253
	Médium	46,75	0,157	5,25	338
	Aval	46,21	0,149	5,35	337
19/02/2021	Amont	51,04	0,153	4,48	354
	Médium	51,11	0,149	4,51	352
	Aval	51,31	0,156	4,62	350
17/03/2021	Amont	52,25	0,103	3,46	366
	Médium	52,05	0,125	3,79	362
	Aval	51,78	0,107	3,5	364

Annexe 5 : Rapport NO₃/COD pour le site de Keravilin et son témoin

Annexe 6 : Rapport NO₃/Conductivité pour le site de Keravilin et son témoin



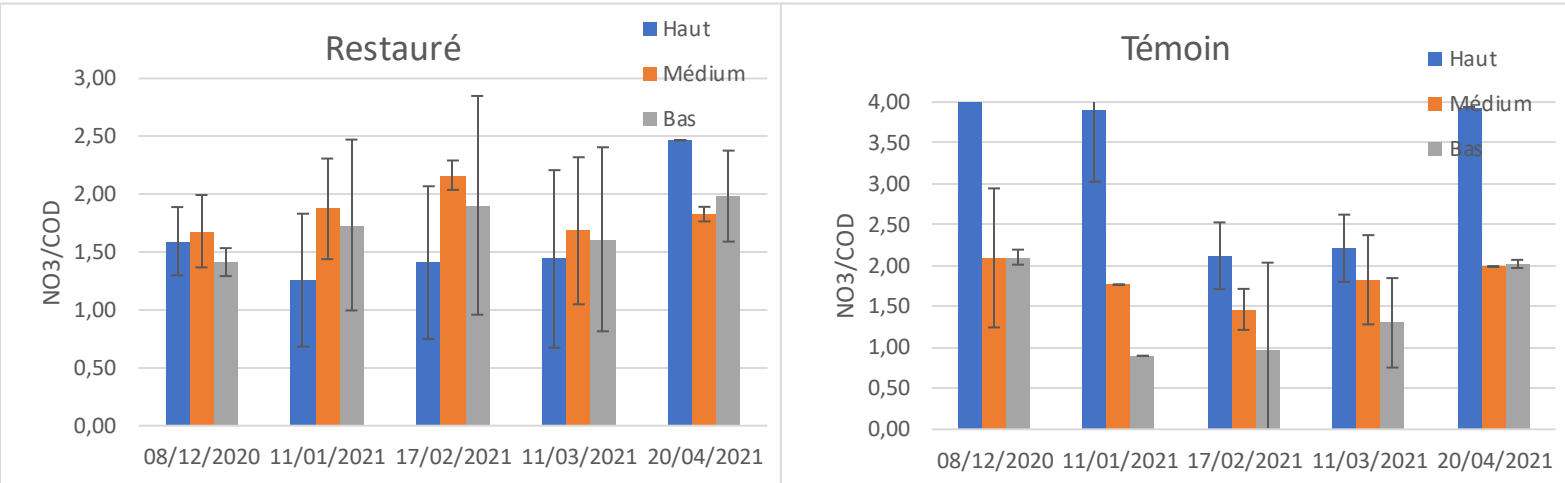
Annexe 7 : Variation de température dans le cours d'eau et les différents piézomètres du site de Keravilin et son témoin



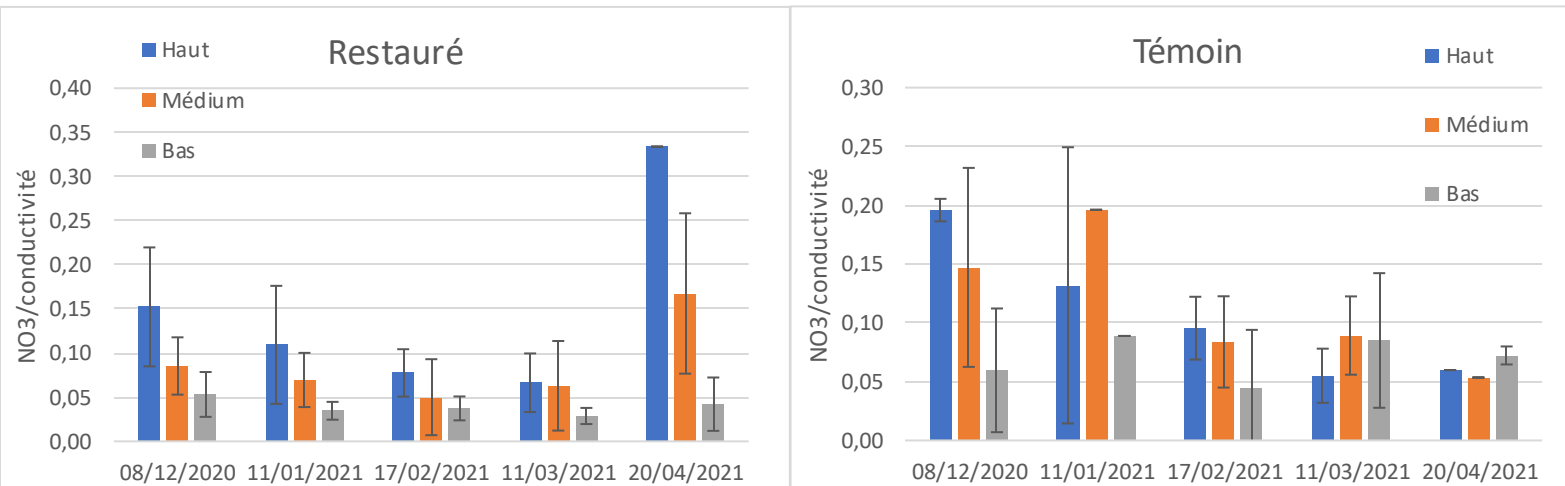
Annexe 8 : Concentration des différents éléments dans le cours d'eau du site de La Haie

Date	Nitrates (mg/l de NO3)	Orthophosphates (mg/l de PO4)	COD (mg/l)	Conductivité
08/12/2020	Na	Na	Na	Na
11/01/2021	Na	Na	Na	Na
17/02/2020	20,41	0,143	3,15	236
11/03/2020	21,55	0,316	1,81	256
20/04/2020	22,89	0,231	2,08	270

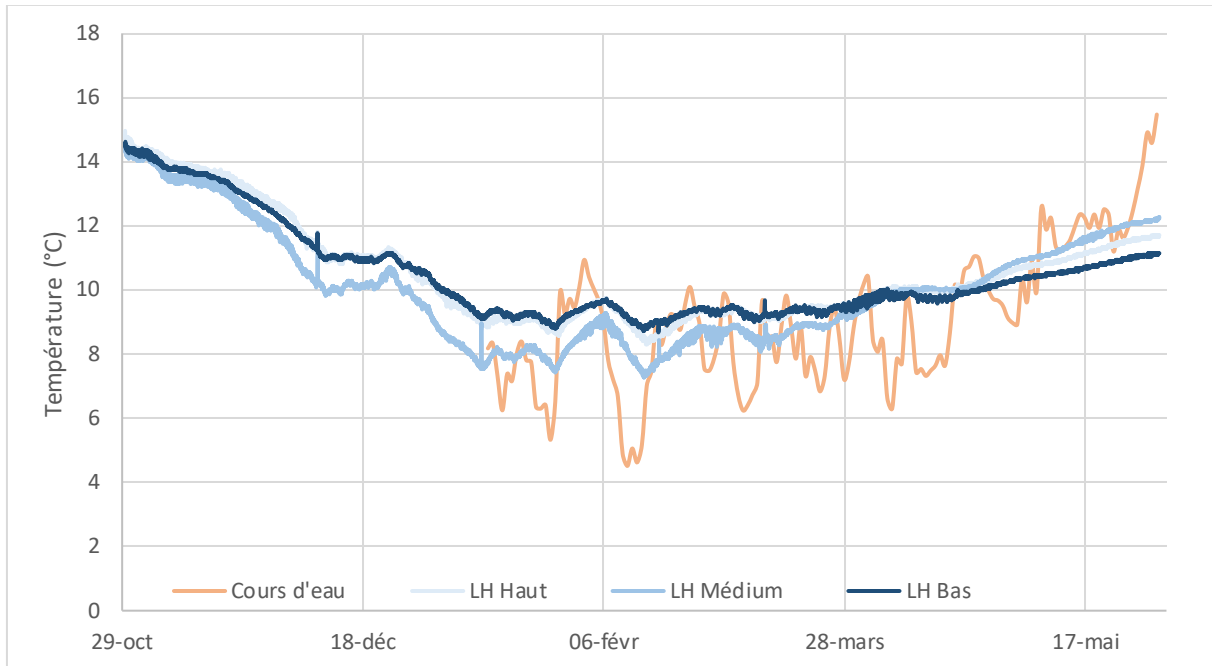
Annexe 9 : Rapport NO3/COD pour le site de La Haie et son témoin



Annexe 10 : Rapport NO3/Conductivité pour le site de La Haie et son témoin



Annexe 11 : Variation de température dans le cours d'eau et les différents piézomètres du site de La Haie

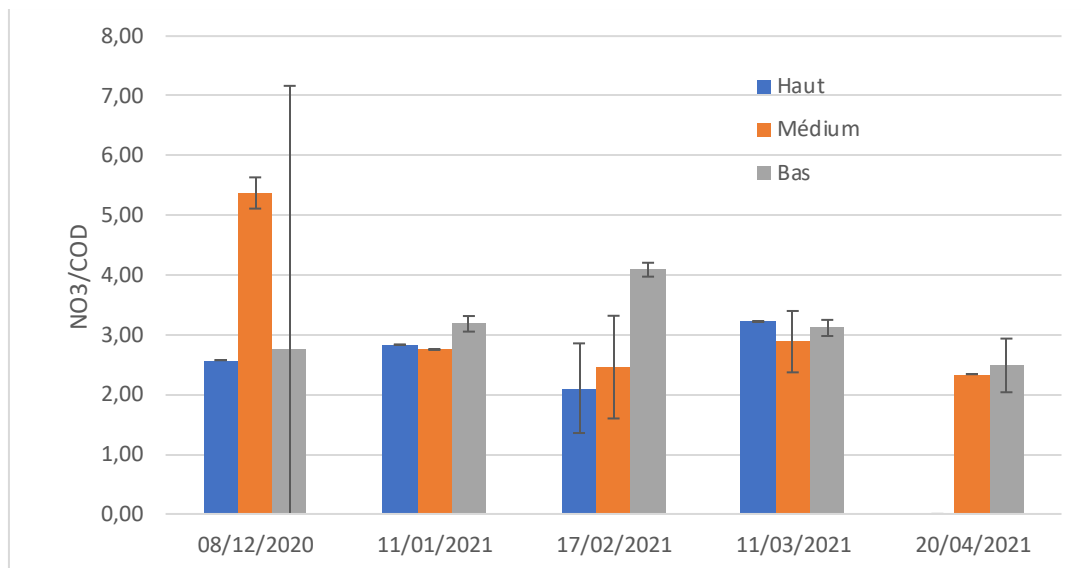
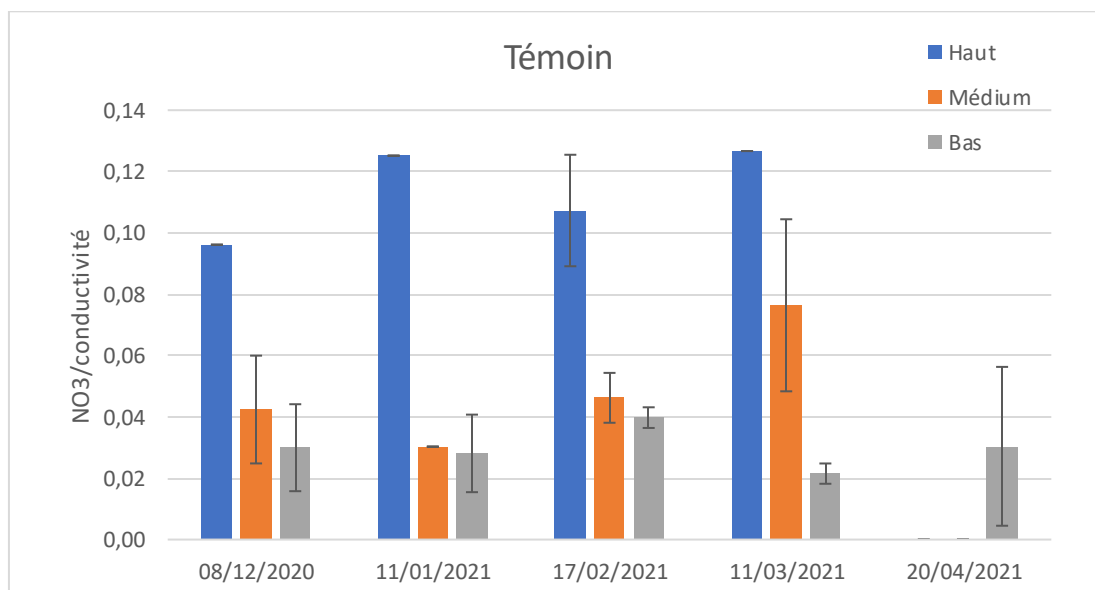


Annexe 12 : Concentration des différents éléments dans le cours d'eau du site du Bois Orcan

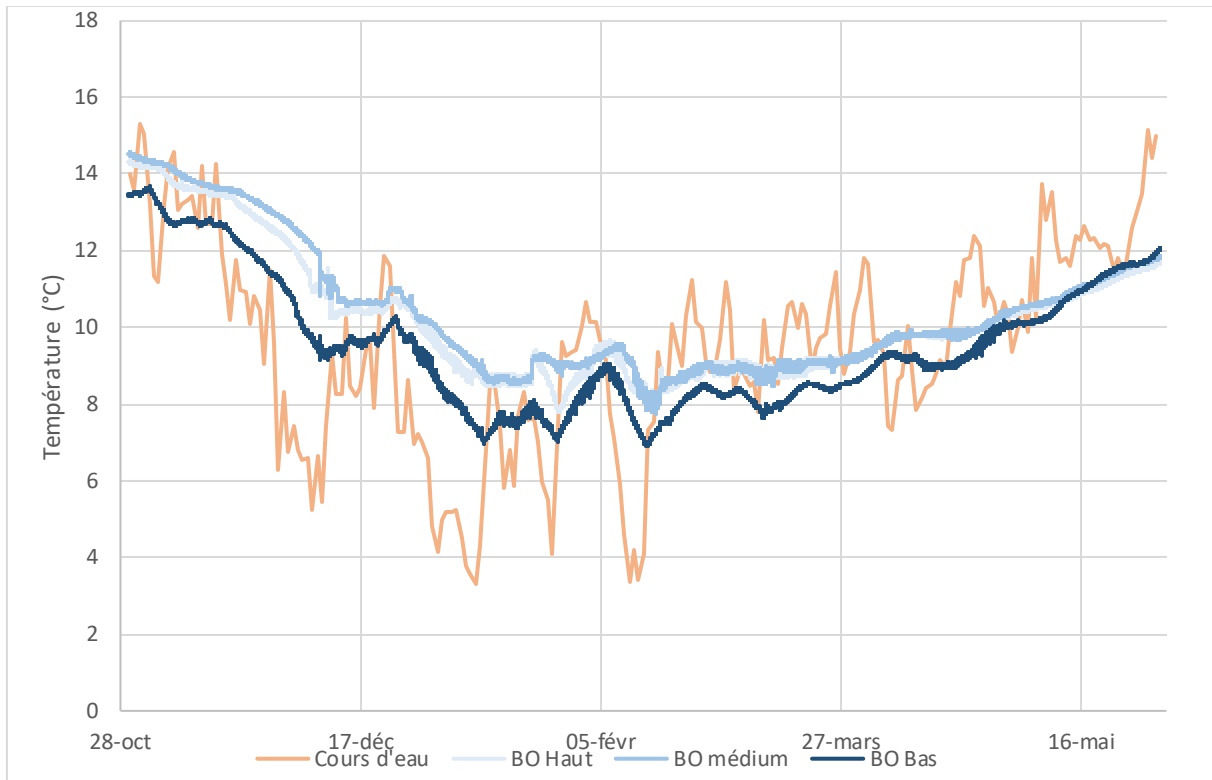
Date		Nitrates (mg/l de NO ₃)	Orthophosphates (mg/l de PO ₄)	COD (mg/l)	Conductivité
08/12/2020	Amont	20,88	0,052	2	451
	Médium	Na	Na	Na	Na
	Aval	22,82	0,025	2,19	422
11/01/2021	Amont	41,19	0,076	1,54	458
	Médium	40,85	0,062	1,87	450
	Aval	43,73	0,058	1,92	432
17/02/2020	Amont	34,15	0,048	2,7	391
	Médium	33,35	0,042	2,64	369
	Aval	34,35	0,049	2,59	233
11/03/2020	Amont	31,47	0,041	2,26	417
	Médium	31,27	0,051	2,4	406
	Aval	26,91	0,083	5,52	350
20/04/2020	Amont	27,51	0,015	2,37	411
	Médium	25,91	0,014	2,25	395
	Aval	26,24	0,016	2,35	391

Annexe 13 : Conductivité et concentration en nitrates dans les piézomètres profonds

Paramètre	Piézomètre profond	08/12/2020	11/11/2020	17/02/2021	11/03/2021	20/04/2021
Conductivité ($\mu\sigma/\text{cm}^2$)	Haut	197	161	161	174,5	268
	Médium	218	159	150	230	182
	Bas	564	444	378	433	396
Nitrates (mg/l)	Haut	2,18	5,19	6,40	4,93	5,40
	Médium	8,14	11,50	11,70	6,60	3,65
	Bas	11,23	7,81	4,19	4,39	5,13

Annexe 14 : Rapport NO₃/COD pour le site du Bois OrcanAnnexe 15 : Rapport NO₃/conductivité pour le site du Bois Orcan

Annexe 16: Variation de température dans le cours d'eau et les différents piézomètres du site du Bois Orcan





POLYTECH[®]
TOURS

35 ALLÉE FERDINAND DE LESSEPS
37200 TOURS

Verseil Rémi

2020-2021

Evaluation des fonctions biogéochimiques et hydrologiques de zones humides restaurées

Résumé :

À la suite de la disparition de près des deux tiers des zones humides française, des moyens ont été mis en œuvre pour restaurer ces milieux. Ce stage s'inscrit au sein du projet ETREZH (Evaluation de l'effet des travaux de restauration sur le fonctionnement des zones humides de Bretagne) afin d'estimer les effets des travaux de restauration sur le fonctionnement hydrologique, biogéochimique et biologique des zones humides et d'évaluer si ces zones humides restaurées ont retrouvé les mêmes caractéristiques que des zones humides en bon état de conservation. Cette étude s'est concentrée sur l'évaluation des propriétés hydrologique et biogéochimique de quatre zones humides restaurées.

Mots Clés : Biogéochimie, hydrologie, zones humides, restauration, nitrates, phosphores, dénitrification

INRAE centre Bretagne-Normandie

65 RUE DE SAINT BRIEUC 35000 RENNES

Tuteur entreprise :

Anne Jaffreczic

Tuteur académique :

Sabine Greulich