



Limouzin Marine
Rapport de stage de Master 2
Gestion des Ecosystèmes ANThropisés (GEANT)
Année 2013 - 2014



Evaluation écologique des effets des opérations de restauration hydromorphologique dans un contexte de larges échelles

Sous la direction de M. MANGEOT Pierre, maître de stage



ÉTABLISSEMENT PUBLIC DU MINISTÈRE
EN CHARGE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE

Remerciements

Après ces 6 mois de stage à l'Agence de l'eau, je tiens à remercier en premier lieu Pierre Mangeot, mon maître de stage, pour ses conseils et sa disponibilité à répondre à mes interrogations, qui m'ont permis d'avancer efficacement. Plus globalement merci à toute l'équipe du SENR pour la chaleur de votre accueil.

Un grand merci à Clémence Ricochon d'avoir pris le temps de m'éclairer sur tes travaux lorsque j'étais perdu. Heureusement que tu étais présente à l'Agence de l'eau et en espérant que tu puisses y être embauché pour de bon !

Merci à toutes les personnes de l'Agence de l'eau que j'ai sollicité au cours de mon stage dont la rapidité de réponse m'a permis de travailler efficacement. Notamment Pierre-Olivier Lausecker, pour m'avoir orienté sur les bonnes pistes d'analyse.

Je tiens à particulièrement remercier Philippe Russo pour m'avoir emmené sur le terrain à la découverte des cours d'eau lorrains et au contact des acteurs qui travaillent sur ces milieux, mais également pour m'avoir présenté au réseau busards !

Présentation de la structure d'accueil

Les Agences de l'eau sont des établissements publics du ministère chargé du développement durable. Elles ont été créées en 1964 suite à la promulgation de la loi sur l'eau.

Leur mission est de « favoriser une gestion équilibrée et économe de la ressource en eau et des milieux aquatiques, l'alimentation en eau potable, la régulation des crues et le développement durable des activités économiques » (article L213-8-1 Code de l'environnement).

Elles appliquent les politiques nationales et européennes de l'eau grâce :

- au développement d'outils de planification tels que les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux et les Schémas d'Aménagement Gestion des Eaux ;
- aux soutiens à la fois technique et financier apportés aux projets favorisant la gestion équilibrée de la ressource en eau ;
- à la production de données sur l'eau pour apporter des éléments de connaissance, évaluer les évolutions des milieux et permettre l'adaptation des pratiques de gestion.

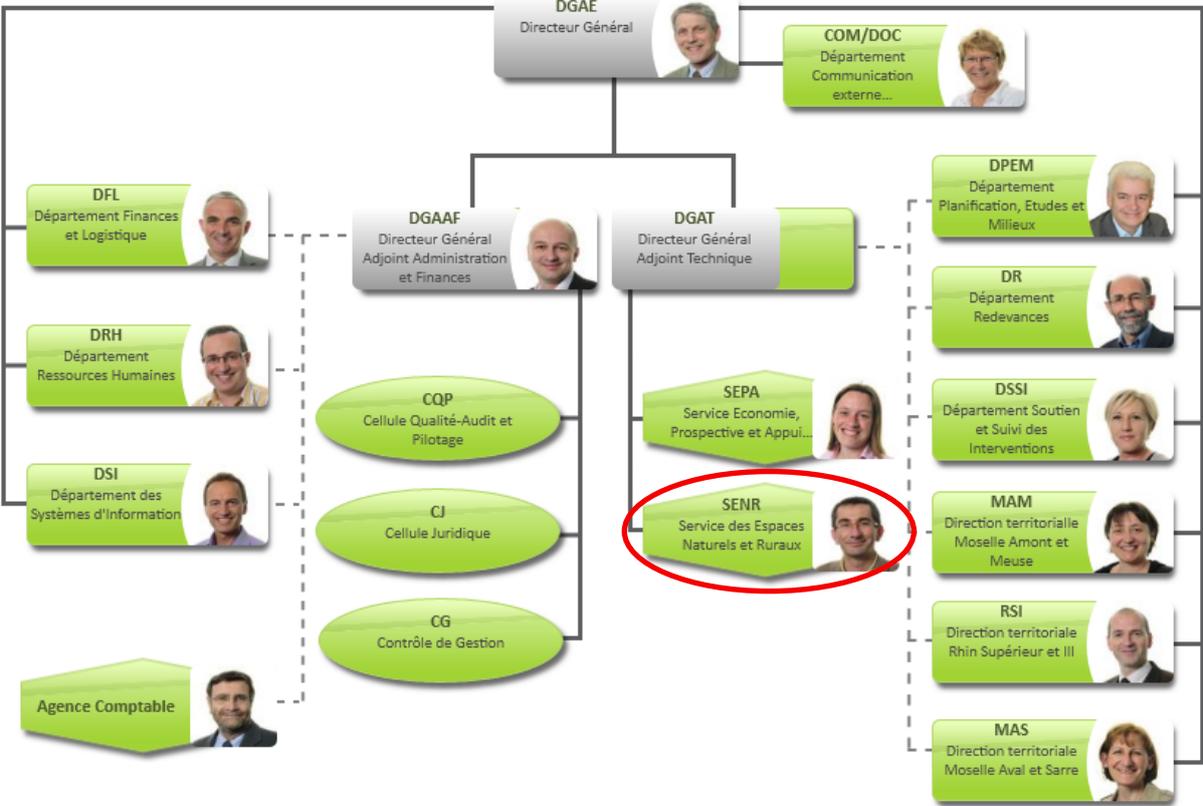
La France métropolitaine est découpée en 6 bassins hydrographiques. Le bassin Rhin-Meuse représente seulement 6% du territoire mais a la particularité de regrouper 2 districts internationaux : le district Rhin qui implique 9 pays différents et le district Meuse qui concerne 4 pays.



La création de programme d'interventions permet d'orienter les actions à mener au sein des territoires. L'agence de l'eau Rhin-Meuse en est à ce jour à son 10^{ème} programme d'intervention, établi pour la période 2013-2018. Il met l'accent sur trois points essentiels : la lutte contre les pollutions diffuses d'origine agricole, la restauration physique des cours d'eau et des zones humides et la réduction des rejets de substances toxiques.

Au sein de l'agence, le Service des Espaces Naturels et Ruraux (SENR) regroupe des compétences dans le domaine de la gestion des cours d'eau et des zones humides, de

l'agriculture et de l'émergence des SAGE. Il apporte essentiellement un appui technique aux directions territoriales et assure l'élaboration de suivi des actions mises en place.



Avant-propos

Au sein de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse, un Groupe de Valorisation des Données sur l'Eau (GVDE) a été créé en 2012. Comme son nom l'indique, son but est de valoriser les données disponibles à l'Agence de l'Eau pour permettre la communication d'informations, résultats, suivis, bilans, etc. au sein de l'Agence et avec les partenaires externes. Pour cela, différents projets et études sont en cours en lien avec les priorités de l'Agence.

Dans les différents axes d'étude développés par le GVDE, un axe prioritaire concerne la « contribution à l'évaluation des effets des interventions de l'agence de l'eau sur le milieu ». Au sein de cet axe, un projet concernant l'évaluation écologique des interventions sur l'hydromorphologie a été initié par le Service des Espaces Naturels et Ruraux (SENR). En effet, les restaurations hydromorphologiques sont financées depuis une vingtaine d'année par l'Agence et un réel besoin d'évaluation de leur efficacité existe.

Pour répondre aux objectifs de ce projet, une réflexion s'est notamment engagée sur les possibilités d'évaluation des effets des actions de restauration à larges échelles spatiales et temporelles. Un premier stage de 6 mois a ainsi été réalisé en 2013 et a permis d'identifier les questions posées, une méthodologie d'approche pour y répondre, les données nécessaires et de créer les liens interservices pour en disposer mais également de communiquer sur le projet par l'animation de réunion. Sur la base de la méthodologie d'évaluation mise en place, les premières études de cas ont pu être analysées. Les résultats ont permis de conclure que l'analyse d'indicateurs « simples », notamment utilisés pour les besoins de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE), n'était pas suffisant, conduisant ainsi à la programmation d'un second stage de 6 mois pour la période 2014 afin d'approfondir la méthode sur des indicateurs plus fins et de multiplier les études de cas. Dans le but d'optimiser ces 6 mois de stage, une démarche de projet a été mise en place, en identifiant les différents intervenants et en élaborant un rétro-planning planifiant les différentes phases de travail (voir ci-joint).

Macroplanning du stage

	03- mars	10- mars	17- mars	24- mars	31- mars	07- avril	14- avril	21- avril	28- avril	05- mai	12- mai	19- mai	26- mai	02- juin	09- juin	16- juin	23- juin	30- juin	07- juill	14- juill	21- juill	28- juill	04- août	11- août	18- août	25- août			
PHASE 1 - Théorie (M&M)	Fiche Projet																												
	1. Préparation																												
	Fonctionnement - Contexte																												
	Vision générale																												
	Etablissement projet																												
	2. Bibliographie et méthodologie			Bibliographie et méthodologie																									
	Recherche bibliographique (restauration, traits, pressions...)																												
	Modification et apports de compléments à la méthodologie																												
	Récupération des données																												
	3. Application																						Application de la nouvelle méthodologie						
Test de la méthodologie affinée sur le bassin déjà étudié en 2013																													
Sélection de nouveaux bassins tests et analyse																													
Interprétation des résultats obtenus																													
Réalisation d'une fiche synthèse pour chaque bassin étudié																													
4. Interprétation et Synthèses																													
Sélection des principaux résultats																													
Critiques du travail réalisé																													
Perspectives																													
PHASE 2 - Résultats, Synthèse																													
Rapport de stage																													

Sommaire

Remerciements.....	ii
Présentation de la structure d'accueil.....	iii
Avant-propos	v
Sommaire	1
I. INTRODUCTION.....	3
II. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE.....	4
II.1. Les grands principes de l'hydromorphologie.....	4
II.1.1 L'hydromorphologie c'est quoi?	4
II.1.2 Impact des pressions anthropiques	5
II.1.2.1 Altération des flux liquides et solides	5
II.1.2.2 Altération de la structure	5
II.1.2.3 Répercussions écologiques	5
II.2. La restauration de l'hydromorphologie	6
II.2.1 Evolution des pratiques dans la gestion des milieux aquatiques	6
II.2.2 Contexte réglementaire de la gestion des milieux aquatiques	6
II.2.3 Les différents types de restauration	7
II.3. Evaluation des effets sur le milieu.....	8
II.3.1 Variabilité des effets sur le milieu	8
II.3.2 Multitude de forces motrices à prendre en compte	8
II.3.3 Opérations de suivi existantes sur le bassin Rhin-Meuse	9
II.4. Intérêt de l'utilisation des communautés biologiques.....	10
II.4.1 Pourquoi le compartiment biologique pour évaluer la pression hydromorphologique ?	10
II.4.2 Que "disent" les communautés biologiques ?	10
II.4.3 Avantages et inconvénients des différents niveaux d'analyse des compartiments biologiques	12
II.4.3.1 Les indices biologiques et descripteurs taxonomiques	13
II.4.3.2 Traits biologiques et écologiques	15
III. MATERIEL ET METHODE.....	16
III.1. Définition du cadre d'étude (Synthèse de la méthodologie définie en 2013).....	16
III.1.1 Choix de l'échelle d'étude	16
III.1.1.1 Echelle spatiale.....	16
III.1.1.2 Echelle temporelle	17
III.1.2 Compartiments étudiés et finesse d'analyse.....	17
III.1.3 Choix des paramètres de description des différentes forces motrices et caractérisations de leurs évolutions	18
III.1.3.1 L'hydromorphologie et sa restauration	18
III.1.3.2 Les activités agricoles et les rejets des collectivités	19
III.1.4 Critères de sélection des zones "test"	21
III.1.5 Mise en évidence des évolutions du milieu	22
III.2 Analyse affinée des communautés biologiques pour évaluer les effets des opérations de restauration.....	23
III.2.1 Jusqu'où pousser la finesse d'analyse des compartiments biologiques?	23
III.2.2 Source et disponibilité des données	24
III.2.3 ETAPE 1 : Etude de l'évolution des peuplements de poissons / macroinvertébrés et leurs traits biologiques et écologiques associées	25

III.2.3.1	Quels traits prendre en compte?	25
III.2.3.2	Quels liens entre traits et pressions?	25
III.2.3.3	A quel niveau de détermination taxonomique analyser les peuplements de poissons et de macroinvertébrés?	26
III.2.3.4	Quelles analyses statistiques réaliser?	27
III.2.4	ETAPE 2 : Evaluation de la part des différentes pressions dans les évolutions de traits	28
III.2.4.1	Les données biologiques étant annuelles, qu'elle agrégation utiliser pour le croisement avec les données physico-chimiques mensuelles?	29
III.2.4.2	Quel(s) trait(s) considérer comme témoin de la qualité du milieu physique sur le bassin étudié?	29
III.2.4.3	Corrélation de rang de Spearman	30
IV.	RESULTATS	30
IV.1	Etude de cas : Bassin amont de la Meuse	31
IV.1.1	Choix du cas d'étude et contexte du bassin	31
IV.1.2	Evolution de la qualité de l'eau	34
IV.1.3	Evolution de la biologie	34
IV.1.3.1	Indices	34
IV.1.3.2	Peuplement piscicole (espèces et traits)	35
IV.1.3.3	Peuplement macroinvertébrés	37
IV.1.4	Evolution croisée de la qualité de l'eau et de la biologie	39
IV.2	Etude de cas : Bassin de l'Orne	39
IV.2.1	Choix du cas d'étude et contexte du bassin	39
IV.2.2	Evolution de la qualité de l'eau	42
IV.2.3	Evolution de la biologie	43
IV.2.3.1	Indices	43
IV.2.3.2	Peuplement piscicole	44
IV.2.3.3	Peuplement macroinvertébrés	45
IV.2.4	Evolution croisée de la qualité de l'eau et de la biologie	46
IV.3	Etude de cas : Bassin des Niefs	47
IV.3.1	Choix du cas d'étude et contexte du bassin	47
IV.3.2	Evolution de la qualité de l'eau	48
IV.3.3	Evolution de la biologie	49
IV.3.3.1	Indices	49
IV.3.3.2	Peuplement piscicole	50
IV.3.3.3	Peuplement macroinvertébrés	51
IV.3.4	Evolution croisée de la qualité de l'eau et de la biologie	53
V.	DISCUSSION	53
V.1.	Interprétation des différents cas d'étude	53
V.2.	Mise en parallèle des cas d'étude	57
V.3.	Limites de l'exercice	58
VI.	CONCLUSION	60
	Bibliographie	63
	Annexes	66

I. INTRODUCTION

Les activités anthropiques en lien plus ou moins directes avec les milieux aquatiques (urbanisation, agriculture, sylviculture, industries...) ont entraîné des modifications parfois lourdes de ces milieux altérant leur fonctionnement et leur forme, notamment par des travaux d'hydraulique (curage, rectification, extraction de matériaux, prélèvement d'eau...), ainsi que la qualité de l'eau (pesticides, matières organique, fertilisants...).

En 2000 la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE) est promulguée. Elle fixe aux Etats membres de la communauté européenne l'ambitieux objectif d'atteindre en 2015 le bon état, écologique et chimique, des masses d'eaux superficielles et le bon état chimique des masses d'eaux souterraines. En plus des paramètres chimiques et biologiques, elle intègre la qualité hydromorphologique comme support essentiel à l'atteinte de ce bon état écologique.

L'Agence de l'eau finance depuis les années 90 des opérations de restauration des milieux aquatiques sur le bassin Rhin-Meuse. Les obligations d'atteinte du bon état écologique ont amené l'Agence à augmenter les budgets alloués aux interventions sur le milieu et à en faire une priorité pour les années à venir en visant à accroître le nombre de projets ainsi que leur ambition. Evaluer les effets de ces opérations est donc primordiale afin d'améliorer les pratiques en la matière et permettre de convaincre les porteurs de projet des bénéfices de ces actions.

Dans la continuité du travail mené en 2013, l'objectif de cette étude est d'évaluer, à l'échelle de bassin versant, l'effet écologique global des restaurations sur le milieu et de tenter de distinguer les évolutions liées à l'hydromorphologie et à sa restauration de celles en rapport avec d'autres pressions et axes d'interventions (agriculture, assainissement...).

Dans un premier volet, des éléments bibliographiques sur la restauration de l'hydromorphologie ainsi que les différents outils et méthodes d'évaluation seront abordés. Dans une seconde partie, les principaux éléments de méthodologie définis lors du stage de 2013 seront synthétisés et complétés par l'apport des nouveaux éléments concernant notamment l'analyse fine de la biologie. Dans un troisième volet, les résultats de trois bassins d'étude sélectionnés seront présentés. Ces résultats seront enfin discutés dans une quatrième et dernière partie.

II. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

II.1. Les grands principes de l'hydromorphologie

II.1.1. L'hydromorphologie c'est quoi ?

L'hydromorphologie est une discipline qui étudie la dynamique fluviale et la morphologie du cours d'eau qui en résulte.

Les rivières sont en constante évolution. Elles recherchent un équilibre entre des variables dites de « contrôle » (le débit liquide et le débit solide) qui orientent leurs évolutions physiques et des variables de « réponse » (la largeur, la profondeur, la sinuosité et la pente du cours d'eau) qui entraînent des ajustements morphologiques des cours d'eau en réponse aux variables de contrôle. Les caractéristiques géomorphologiques impliquent l'existence de différents types de cours d'eau plus ou moins dynamiques tels que les torrents, les cours d'eau de plaine et de cotes....

L'hydromorphologie est donc le résultat de fluctuations de variables s'exerçant à différentes échelles (*Fig.1*). Des changements du milieu, qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique, peuvent induire des modifications directes (stockage des sédiments en amont d'un barrage) ou indirectes (déboisement d'un bassin versant modifiant les apports liquides et solides au cours d'eau) de ces variables se répercutant sur la morphologie de la rivière.

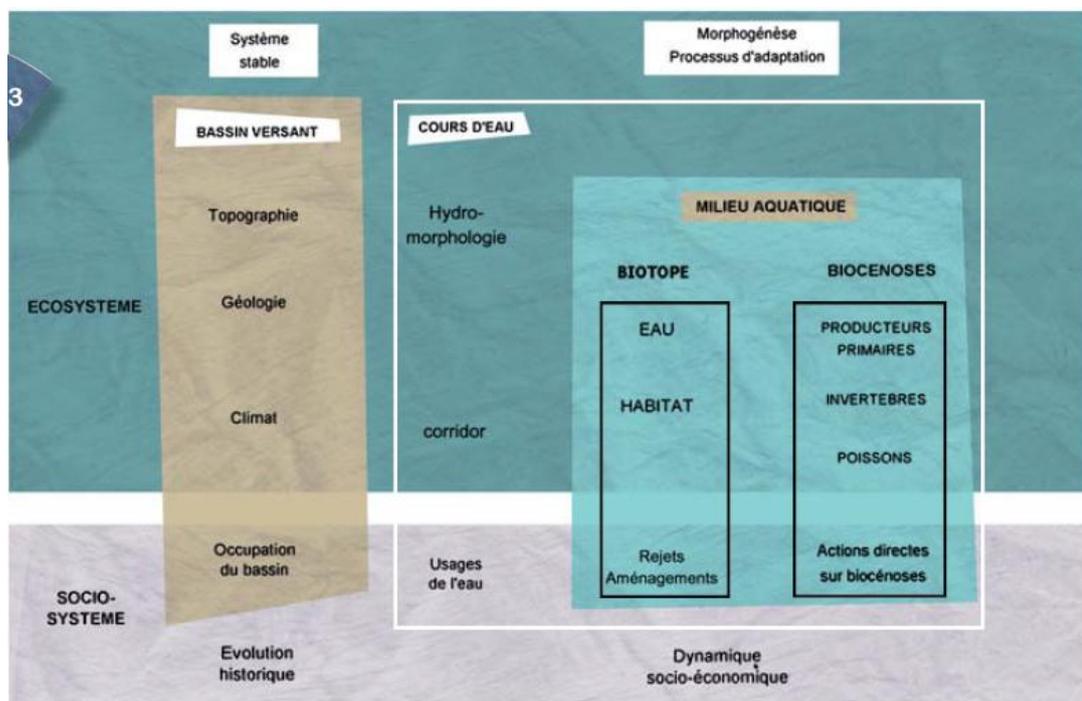


Figure 1 : Les compartiments de l'hydrosystème (Malavoi et Bravard, 2010)

II.1.2. Impact des pressions anthropiques

Depuis des siècles, des pressions d'origine anthropique s'exercent sur les cours d'eau et ont entraîné des modifications importantes de leur hydromorphologie. Ces pressions, et altérations qui en découlent, résultent à la fois de l'exploitation des cours d'eau en eux-mêmes, que ce soit pour l'irrigation, le transport, l'approvisionnement en eau potable, la production d'énergie ou l'exploitation de matériaux... mais également de l'exploitation de leurs bassins versants (agriculture, urbanisation, industrialisation...).

II.1.2.1. Altération des flux liquides et solides

L'exploitation des cours d'eau, notamment par des prélèvements en eau, modifie les débits liquides pouvant entraîner des modifications des régimes de crues ainsi que de brusques variations de débit ou encore une aggravation des étiages (Souchon et Chandesris, 2008). L'anthropisation impacte également les flux de matières solides de par l'extraction de granulats mais également du fait de la rétention de la charge solide générée par les ouvrages transversaux (seuil et barrages) ou indirectement par les modifications sur le bassin versant (limitation de l'érodabilité par l'urbanisation, augmentation par l'agriculture intensive...).

II.1.2.2. Altération de la structure

Les altérations de structure sont essentiellement dues à des actions menées sur le cours d'eau directement. Les principales altérations hydromorphologiques recensées, concernent le recalibrage et la rectification du tracé des cours d'eau, la déconnexion du lit mineur de ses annexes hydrauliques par endiguement, l'altération des successions de faciès d'écoulement (radiers/mouilles) causée par l'implantation de seuils et barrages, la suppression de la ripisylve, etc... (Chandesris *et al.*, 2008).

II.1.2.3. Répercussions écologiques

Toutes ces altérations et dégradations tendent à homogénéiser la morphologie des cours d'eau entraînant une perte de leurs fonctionnalités naturelles (autoépuration, régulation hydraulique,...) et de la diversité d'habitat nécessaire au développement de peuplements biologiques diversifiés. Les nombreux ouvrages transversaux construits pour l'exploitation des cours d'eau sont reconnus pour être particulièrement impactant sur le compartiment piscicole de par le blocage de leurs flux migratoires, indispensables à la réalisation du cycle biologique de certaines espèces.

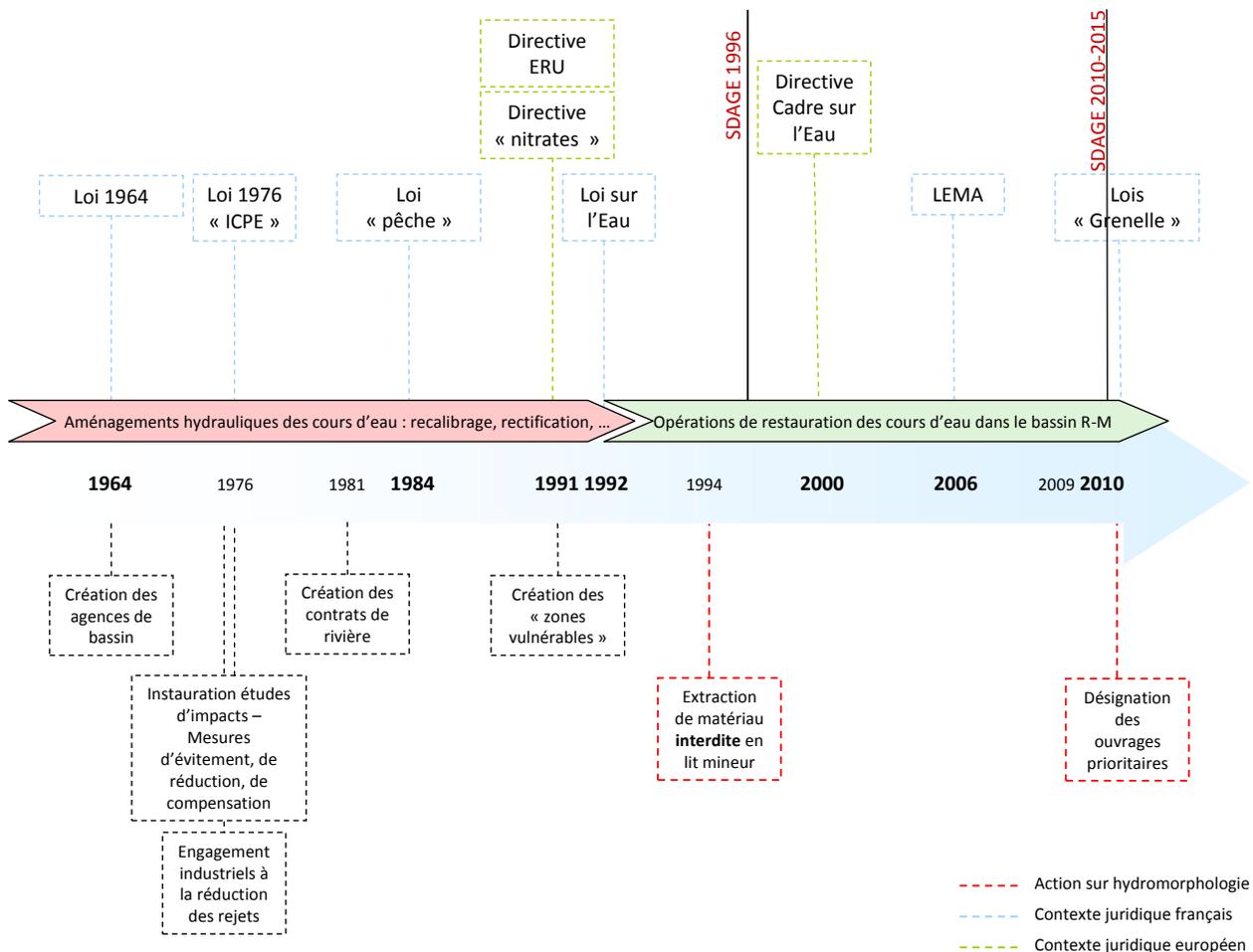
II.2. La restauration de l'hydromorphologie

II.2.1. Evolution des pratiques dans la gestion des milieux aquatiques

La période de l'après-guerre a été marquée par une intensification des pratiques agricoles ayant sensiblement augmenté les pressions sur les cours d'eau. En effet, cette période s'est traduite notamment par le remembrement des parcelles, dans le but de faciliter leur exploitation. Ces remembrements ont été associés au recalibrage et à la rectification de nombreux cours d'eau ainsi qu'à l'assèchement d'importantes surfaces de zones humides entre 1950 et 1980. Une forte chenalisation des rivières est également entreprise à cette période pour permettre une meilleure gestion des crues visant à limiter les débordements et à évacuer l'eau le plus rapidement vers l'aval. Ces interventions se sont faites avec le soutien de l'Etat jusque dans les années 1980. A partir de cette date, notamment au regard des conséquences néfastes de ces politiques d'aménagement, l'Etat oriente ses préconisations vers une gestion plus douce des rivières (Bravard, 2010). Cependant, ce n'est qu'à partir des années 1990 que la restauration des cours d'eau commence réellement avec une augmentation du nombre d'opérations de restauration suite à la promulgation de la DCE en 2000.

II.2.2. Contexte réglementaire de la gestion des milieux aquatiques

Figure 2 : Contexte juridique lié aux milieux aquatiques et à l'hydromorphologie (Ricochon, 2013)



L'amélioration de l'hydromorphologie est le résultat de levées de certaines pressions visées par des opérations de restauration mais également potentiellement permises par des leviers juridiques. Il semble donc primordial de replacer le contexte juridique de l'hydromorphologie dans celui plus général des milieux aquatiques et ainsi mettre en évidence les évolutions dans la gestion des cours d'eau (*Fig. 2*).

Le cadre réglementaire progressivement établi en matière de gestion des milieux aquatiques vise essentiellement à préserver les cours d'eau en encadrant les actions potentiellement dégradantes. Par contre, bien que définie comme élément majeur de l'atteinte du bon état écologique des masses d'eau par la DCE, l'hydromorphologie ne dispose d'aucun soutien réglementaire pour faire entreprendre des actions de restauration, au-delà de l'obligation d'entretien qui incombe aux propriétaires riverains. Seuls les ouvrages transversaux doivent faire l'objet d'aménagement pour rétablir la continuité écologique sur certains cours d'eau classés au titre de l'article L.214-17 du Code de l'Environnement. Cependant ces aménagements se limitent bien souvent à améliorer le transit piscicole (passes à poissons) sans restaurer le fonctionnement hydromorphologique.

Cette absence d'outil réglementaire ajoutée aux forts enjeux socio-économiques, liés à l'exploitation des milieux aquatiques, ainsi qu'à l'incertitude des résultats obtenus après travaux, entraîne de nombreux freins à l'engagement des élus dans des programmes de restauration. C'est en cela que les subventions, apportées principalement par les Agences de l'eau, sont essentielles pour permettre la réalisation d'opérations de restauration et qu'il est primordial de pouvoir évaluer concrètement les effets de ces restaurations pour les valoriser.

« Sur le bassin Rhin-Meuse, entre 1992 et 2011 « près de 2800 opérations de travaux ont été financées par l'Agence de l'eau (POYRY Environnement et AERM, 2013). Un constat général d'arrêt des dégradations et de restauration « simple » (gestion de la végétation, entretien raisonné de la ripisylve) dans les années 1990 a été fait. Le début des années 2000 marque une augmentation du niveau d'ambition des opérations avec des actions davantage dirigées sur la réduction/suppression des pressions sur l'hydromorphologie. » (Ricochon, 2013)

II.2.3. Les différents types de restauration

Deux types de restaurations sont généralement distingués (Malavoi, 2007):

- La restauration passive, elle consiste essentiellement à réduire les pressions qui s'exercent sur le cours d'eau. Cette technique s'appuie sur la dynamique du cours d'eau pour qu'il restaure par lui-même sa morphologie naturelle.

- La restauration active, il s'agit d'intervenir sur le cours d'eau pour améliorer sa morphologie. Les opérations de restaurations actives sont communément classées selon 3 niveaux d'ambitions : le niveau R1 prend en compte la restauration d'un compartiment de l'hydrosystème, on y retrouve notamment les passes à poissons ; R2 admet la restauration des fonctionnalités globales du cours d'eau au niveau de son lit mineur ; et enfin R3 dont les restaurations concernent également les fonctionnalités globales du cours d'eau au niveau de son lit mineur mais également de son lit majeur, lui permettant ainsi de retrouver notamment sa dynamique d'érosion.

II.3. Evaluation des effets sur le milieu

II.3.1. Variabilité des effets sur le milieu

L'évaluation des effets des opérations de restauration ainsi que leur quantification peut montrer des résultats très contrastés. Les effets vont dépendre à la fois du type de restauration ainsi que de son niveau d'ambition et de deux caractéristiques majeures du cours d'eau : sa puissance et la disponibilité en sédiment. Ces paramètres reflètent les capacités du cours d'eau à réajuster sa morphologie et le temps nécessaire à sa stabilisation après travaux (Malavoi et Adam, 2007a). Dans les faits il est difficile d'estimer le temps nécessaire à l'observation des effets en raison des grandes variabilités entre chaque cas. Toutefois, plusieurs années sont généralement nécessaires pour que le milieu puisse améliorer ces fonctionnalités, on parle de 15 ans lorsqu'il s'agit de restaurations de la ripisylve (Friberg *et al.*, 1998). Dans l'évaluation des effets, le choix de l'échelle temporelle et spatiale d'analyse va donc être primordial.

II.3.2. Multitude de forces motrices à prendre en compte

De nombreuses pressions s'exercent sur les cours d'eau de façon directe, ou indirecte lorsqu'elles s'appliquent au niveau des bassins versants, et influencent la qualité de l'eau et de l'hydromorphologie. Ces pressions, qui entraînent des modifications de l'environnement au sens large, peuvent être classées en quatre grandes forces motrices : l'industrie, l'agriculture, les zones urbaines et l'énergie. Dans l'étude, il a été choisi de s'intéresser essentiellement à l'impact des zones urbaines, à travers les rejets d'eaux usées, et à l'agriculture, notamment en raison des choix de bassins versants en contexte rural (cf. partie Résultats). Ces deux forces motrices sont en effet les principales sources d'azote, de phosphore et de matières organiques du milieu et déterminent, en complément de l'hydromorphologie, la qualité écologique du milieu, en particulier pour la biologie aquatique.

En ce qui concerne les rejets d'eaux usées par les collectivités, trois principaux impacts sur les écosystèmes ont été recensés :

- la dégradation aérobie des matières organiques par les bactéries entraîne une diminution des concentrations en oxygène dissous dans le milieu pouvant provoquer des modifications de la composition des communautés aquatiques ;

- certains micropolluants en provenance des rejets d'eaux usées peuvent entraîner des mortalités au sein des communautés aquatiques animales de part leur toxicité aiguë ou chronique, c'est notamment le cas de l'ammonium ;

- l'eutrophisation du milieu peut-être accentuée par les apports de phosphore et d'azote.

L'installation de stations d'épuration (STEP) contribue à améliorer la qualité de ses rejets d'eaux usées. Cependant différents types de STEP existent avec des modes de traitement plus ou moins efficaces pour traiter certains polluants. Les effets de la mise en service d'une STEP sont visibles essentiellement sur la qualité de l'eau et de façon relativement immédiate.

L'agriculture impacte à la fois la qualité de l'eau et le fonctionnement/la structure du cours d'eau. Différents types de pressions/dégradations sont distingués :

- des modifications de débit dues aux prélèvements d'eau pour l'irrigation ;

- la disparition de zones humides induite par la mise en place de systèmes de drainage, généralement accompagnés par des besoins de curages réguliers de cours d'eau ;

- la perte d'habitat engendrée par les rectifications, recalibrages, curages et suppressions de ripisylves pour favoriser les écoulements ;

- l'eutrophisation due à l'apport d'azote et de phosphore au cours d'eau entraîné par le lessivage des terres agricoles.

Ces pressions évoluent constamment et tendent à être réduites par les différents leviers, réglementaires et financiers, mis en place pour faire émerger des actions de reconquête de la qualité de l'eau. De par leurs impacts conséquents sur le milieu, ces pressions ont un rôle majeur dans les variations des communautés biologiques. L'étude de leur évolution est donc indispensable pour comprendre les phénomènes observés sur le milieu.

II.3.3. Opérations de suivi existantes sur le bassin Rhin-Meuse

La surveillance de l'état des eaux et des milieux aquatiques réalisée pour les besoins de la DCE permet de suivre l'évolution du milieu mais ne rend pas compte directement de la qualité hydromorphologique. Cependant, cette qualité est évaluée indirectement à travers des inventaires de pressions sur les milieux ainsi que par l'étude des compartiments biologiques et

plus secondairement de la physico-chimie de l'eau. L'interprétation de la qualité hydromorphologique, et de son impact sur les communautés biologiques qui peut en découler, reste toutefois très approximative dans ce cadre DCE.

Jusqu'à présent, l'Agence de l'eau a suivi certaines opérations de restauration du milieu de façon très qualitative, avec essentiellement des comparaisons du milieu avant et après travaux. En lien avec des travaux nationaux sur le sujet, notamment menés par l'Office National de l'Eau et des Milieux (ONEMA) et l'Institut de Recherche en Sciences et Technologie pour l'Environnement et l'Agriculture (IRSTEA), l'Agence s'est lancée depuis la fin des années 2000 dans la mise en place de suivis plus complets des opérations de restauration pour permettre de mieux quantifier leurs effets. Il s'agit de caractériser l'évolution du milieu physique et d'analyser les réactions de la biologie, principalement piscicole, par la réalisation d'échantillonnages réguliers avant et après travaux. Quelques opérations de grande envergure et de forte ambition (4 sur le bassin Rhin-Meuse) font l'objet de suivis plus complets pour lesquels l'Agence a engagé des marchés avec les bureaux d'études pour pouvoir réaliser les investigations. Ces améliorations apportées en termes de suivi restent cependant des évaluations à des échelles très locales (d'un projet soit quelques kilomètres de cours d'eau). De ce fait, l'idée d'une évaluation qui puisse intégrer les effets de cumul d'opérations sur un territoire a été développée et a fait l'objet d'un premier stage en 2013 à l'Agence suivi par cette présente étude.

II.4. Intérêt de l'utilisation des communautés biologiques

II.4.1. Pourquoi le compartiment biologique pour évaluer la pression hydromorphologique ?

Les communautés aquatiques sont étroitement liées à la morphologie des cours d'eau par la notion d'habitats. En effet, le compartiment physique leur fournit une diversité de milieux nécessaire à leur cycle de vie, aussi bien pour le nourrissage, la reproduction ou le repos.... De par leur dépendance à cette diversité d'habitats, les communautés biologiques sont considérées comme des bio-indicateurs de la qualité physique du milieu, témoins de leur environnement (Mondy, 1997). La DCE considère d'ailleurs l'hydromorphologie comme un « fort élément d'explication de l'altération des communautés aquatiques » (Trichet-Arce, 2013). La biologie aquatique constitue ainsi le paramètre le plus indiqué pour évaluer les résultats d'opération de restauration visant la levée des pressions/altérations morphologiques.

II.4.2. Que « disent » les communautés biologiques ?

Afin d'évaluer la qualité biologique des cours d'eau, la DCE requière le suivi de 4 compartiments biologiques: l'ichtyofaune, les macroinvertébrés benthiques, le phytoplancton et la flore aquatique (macrophytes et diatomées) (Reyjol, 2013). Ces 4 compartiments biologiques ayant des sensibilités différentes aux pressions qui s'exercent sur le milieu.

Les diatomées sont reconnues pour être le témoin de la qualité de l'eau en général (Hering et al. 2006), notamment en ce qui concerne les concentrations en matières organiques et en nutriments. Ce compartiment est donc utilisé essentiellement pour évaluer la pression chimique et ne reflète en rien la qualité physique du milieu (Reyjol, 2013).

Les macrophytes, permettent de rendre compte à la fois de la qualité chimique de l'eau et de la qualité de l'habitat à large échelle. Cependant l'évaluation de ce compartiment est plutôt rare et est principalement axée sur la qualité chimique de l'eau (Hering et al 2006) à travers l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR). Des travaux sont actuellement réalisés pour déterminer des métriques pour permettre d'évaluer l'hydromorphologie à partir du compartiment macrophyte (Reyjol, 2013).

Les macroinvertébrés benthiques est le groupe le plus fréquemment utilisé dans le monde pour la biosurveillance des cours d'eau (Trichet-Arce, 2013 ; Hering *et al.*, 2006).

Ce groupe est représenté par des taxons très hétérogènes se traduisant par une grande diversité de formes de réponse aux perturbations, les rendant ainsi intéressants en tant que bio-indicateur (Mondy 2012 ; Trichet-Arce, 2013). De nombreuses études ont montré la forte réponse de ce compartiment aux perturbations hydromorphologiques (Marzin *et al.*, 2012), les considérant donc comme de bons bio-indicateurs de ce type de perturbations. Cependant, comme toutes les communautés biologiques, les macroinvertébrés sont sensibles à une multitude de pressions notamment la qualité chimique de l'eau dont les effets se révèlent significatifs sur ces populations (Hering *et al.* 2006). De ce fait, la distinction des effets de ces deux pressions sur les macro-invertébrés reste encore très complexe (Lausecker *et al.*, 2012).

Le choix de l'échelle spatiale à prendre en compte pour évaluer les pressions hydromorphologiques qui s'exercent sur le milieu est essentiel (Trichet-Arce, 2013). Les macro-invertébrés possèdent de faible capacité de dispersion, ils sont donc considérés comme de bons indicateurs de leur environnement local car très intégrateur de la qualité du milieu qui les entoure (Kail *et al.*, 2012 ; Mondy, 2012 ; Springe *et al.*, 2006 ; Tichet-Arce, 2013). Cependant, cette hypothèse est controversée puisque certaines études ont montré que les

macroinvertébrés peuvent également être intégrateurs des pressions hydromorphologiques s'exerçant à large échelle (Hering *et al.* 2006 ; Lausecker *et al.*, 2012).

Le compartiment piscicole est également très intéressant pour la bioindication car en plus d'être influencé par la qualité chimique de l'eau, comme l'ensemble des communautés, il est reconnu pour être très sensible à la qualité du milieu physique (Marzin *et al.*, 2012). Ce lien fort avec les pressions hydromorphologiques s'explique par le besoin des poissons d'une grande diversité d'habitat pour réaliser les différentes phases de leur cycle de vie (Hering *et al.*, 2006). Du fait de leur sensibilité à la fois à la qualité du milieu physique et à la qualité de l'eau, il est là encore complexe d'isoler les effets ces deux pressions (Lausecker *et al.*, 2012).

La grande capacité de dispersion des poissons leur permet d'intégrer la variabilité morphologique des cours d'eau à une large échelle (Springe *et al.*, 2006). Cependant certaines études menées tendent à prouver l'hypothèse inverse, c'est-à-dire que le peuplement piscicole témoigne de pressions hydromorphologiques s'exerçant à petite échelle (tronçon) (Hering *et al.*, 2006), seule la composition en espèces du peuplement piscicole aurait un lien significatif avec la pression hydromorphologique évaluée à large échelle (Lausecker *et al.*, 2012). L'utilisation du compartiment piscicole présente également l'avantage de la durée de vie plutôt longue des individus qui permet d'intégrer les variabilités du milieu sur de larges échelles de temps (Reyjol, 2013), leur permettant d'être témoins de l'évolution du milieu.

En synthèse, les auteurs s'accordent sur le fait que les macroinvertébrés et les poissons constituent les compartiments permettant la meilleure intégration des pressions hydromorphologiques. Toutefois, il est important de noter qu'ils sont sensibles à une multitude de facteurs, notamment la qualité chimique de l'eau, et qu'il est généralement difficile de dissocier la part explicative de chacune des pressions.

Déterminer l'échelle géographique à laquelle les peuplements biologiques sont le plus intégrateurs reste également complexe. Les conditions de bassin versant et plus locales à l'échelle du tronçon et de la station sont imbriquées entre elles et déterminent conjointement la présence et la dynamique des populations.

II.4.3. Avantages et inconvénients des différents niveaux d'analyse des compartiments biologiques

L'évaluation des différents compartiments biologiques cités précédemment est essentiellement réalisée à travers le calcul d'indices dans le cadre de la DCE: Indice Poissons Rivière (IPR), Indice Biologique Global Normalisé (IBGN), Indice Biologique Diatomées

(IBD), IBMR. Cependant, des évaluations plus précises peuvent être réalisées par l'utilisation de descripteurs taxonomiques ou par l'étude des traits biologiques et écologiques des espèces.

II.4.3.1. Les indices biologiques et descripteurs taxonomiques

Indices biologiques généraux et multimétriques

Les macroinvertébrés sont le premier groupe faunistique à être utilisé pour évaluer la qualité du milieu à travers différents indicateurs se succédant au fil des années. Depuis 2007, l'IBGN-Equivalent remplace officiellement l'IBGN qui était utilisé depuis 1992. La note IBGN obtenue s'échelonne de 0 à 20, elle correspond à la somme de la variété taxonomique et de la valeur du Groupe Indicateur (GI). Ces indices basés essentiellement sur l'identification de taxons tendent à évoluer vers des indices multimétriques prenant en compte les caractéristiques fonctionnelles des peuplements, plus intégrateurs des pressions s'exerçant sur le milieu. L'évaluation encadrée par la DCE a poussé le développement de ce type d'indice avec notamment l'I2M2 qui sera prochainement amené à remplacer l'IBGN-Equivalent.

Comme tout indice, l'IBGN comporte des biais. En effet, il n'intègre pas certains paramètres comme la diversité et l'abondance des taxons ou encore la typologie du cours d'eau. De plus ces limites ont été démontrées quant à sa sensibilité faible vis-à-vis des pressions hydromorphologiques s'exerçant sur le milieu. La création du nouvel indice I2M2 devrait permettre de pallier ces problèmes et ainsi mieux dissocier les pressions anthropiques (Reyjol, 2013). En parallèle de l'I2M2, les recherches actuelles se tournent vers le développement d'un outil de diagnostic qui pourrait permettre de déterminer avec précision, à l'aide des traits biologiques et écologiques, le type de pression s'exerçant sur le milieu.

L'ichtyofaune a fait l'objet d'analyses intégrées plus récentes avec le développement de l'Indice Poisson Rivière (IPR), mis en place au début des années 2000 (Reyjol, 2013) et qui découle de l'Index of Biological Integrity (indice IBI) instauré aux Etats-Unis (Karr et Chu, 2000). Une augmentation de la note IPR, traduit l'éloignement du peuplement observé par rapport au peuplement théorique attendu en situation de référence, indiquant ainsi une dégradation du milieu. Les limites de l'évaluation de la qualité du milieu par l'IPR se situent au niveau des cours d'eau avec de faibles



Pêche électrique d'échantillonnage

richesses spécifiques. En outre, tout comme l'IBGN, il présente une sensibilité limitée aux pressions hydromorphologiques. Afin de remédier à ces problèmes, des recherches ont permis d'aboutir à la création d'un nouvel indice : l'IPR+. (Pont *et al.*, 2011 ; Reyjol, 2013). L'indice ne permettra cependant pas de réellement rendre compte des différents types de pression qui s'exercent sur le milieu puisque l'impact de chacune sur l'ichtyofaune n'est pas clairement connue à ce jour.

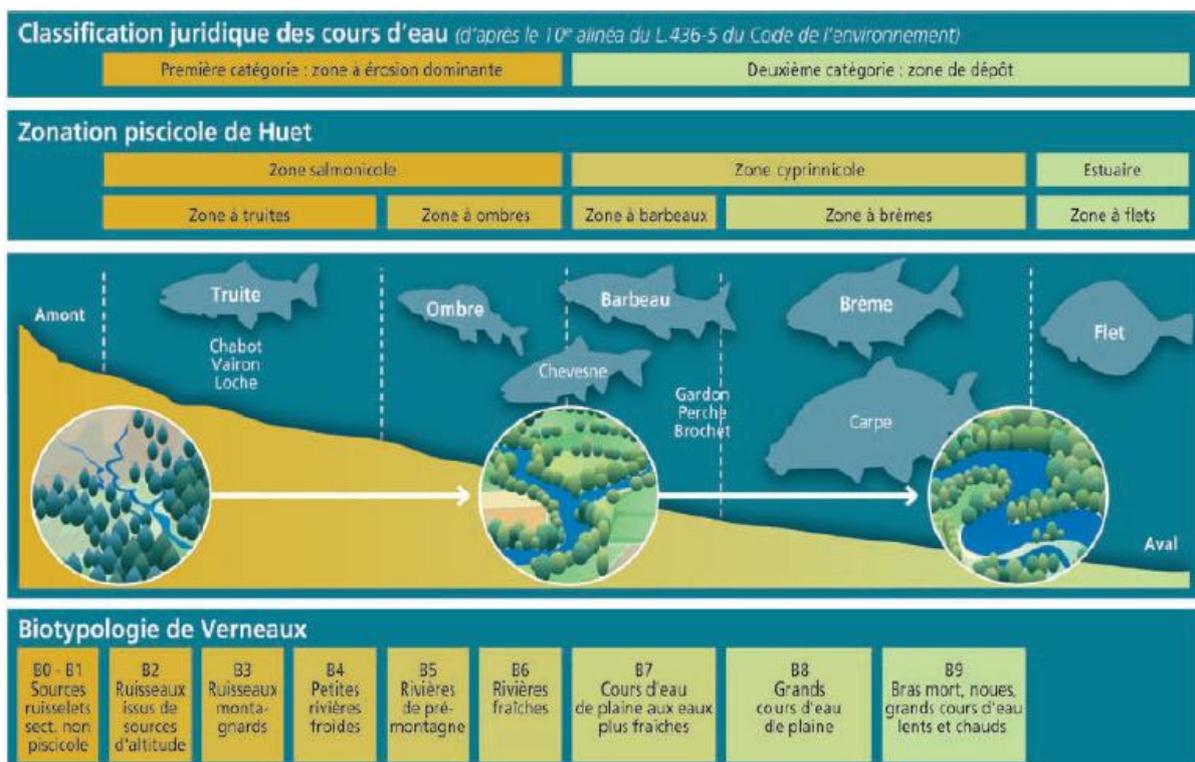
Descripteurs taxonomiques

Que cela concerne les abondances relatives ou les indices de richesse, de diversité spécifique/taxonomique, les descripteurs taxonomiques sont couramment utilisés pour apprécier les données biologiques.

La facilité d'utilisation des indices de richesse et de diversité spécifique/taxonomique, leur confère cependant de nombreux inconvénients. En effet, ces descripteurs entraînent une importante perte d'informations (Archambault *et al.*, 2010) et ne permettent pas d'identifier clairement le type de perturbation qui s'exerce sur le milieu (Lausecker *et al.*, 2012).

L'abondance relative des espèces ou taxons présente toutefois un intérêt certain pour mettre en évidence des évolutions dans le temps. En effet, elle permet de rendre compte de l'évolution de la composition du peuplement étudié en précisant l'apparition/disparition ou l'augmentation/diminution de certaines espèces/taxons considérés comme bio-indicateurs et de distinguer la dominance de certaines espèces.

Figure 3 : Biotypologie des cours d'eau (ONEMA, 2010)



Le cas du Barbeau fluviatile est un exemple intéressant puisqu'il constitue, une espèce typique des cours d'eau de plaine aux eaux fraîches, selon la biotypologie établies par Verneaux (*Fig. 3*), et sensible à la dégradation de l'habitat. De ce fait, le Barbeau fluviatile est considéré comme un bon indicateur de la qualité du milieu (Bruslé et Quignard, 2001) pour ce type de cours d'eau. Certes limitée d'un point de vue de l'interprétation fonctionnelle et présentant une part de subjectivité, cette analyse permet tout de même de se faire une première idée de la qualité du milieu.

II.4.3.2. Traits biologiques et écologiques

Une meilleure capacité à prédire les pressions de l'environnement

Les traits biologiques et écologiques permettent de caractériser une espèce/taxon en termes de morphologie, physiologie, comportement et de traduire les tolérances et préférences des individus vis-à-vis de leur environnement. Ils sont aussi appelés traits d'histoire de vie car ils résultent de processus de sélection naturelle (Trichet-Arce, 2013). On considère que le milieu joue un rôle de filtre sur ces traits, permettant aux individus les mieux adaptés aux conditions environnementales de s'implanter sur un site donné (Archambault *et al.*, 2010).

Du fait de la longue chronique d'utilisation des communautés de macroinvertébrés pour évaluer la qualité du milieu, l'étude des traits biologiques et écologiques de ce compartiment est la plus avancée. La succession d'études réalisées a permis de mettre en évidence des liens entre des combinaisons de traits précises et certains types de perturbation du milieu (Trichet-Arce, 2013 ; Mondy, 2012).

L'utilisation des traits du compartiment piscicole pour dissocier les effets des différentes pressions n'est pour l'instant pas couramment utilisée. Quelques études se sont attelées à vérifier le lien entre certains traits et les différentes pressions pouvant impacter le milieu et les résultats obtenus restent peu concluant (Schinegger R. *et al.*, 2013). Cependant certaines caractéristiques des espèces ont permis d'établir des traits théoriques qui, de par leur définition, sont directement liés à la qualité physique du milieu, notamment le trait concernant la tolérance à la dégradation de l'habitat (Holzer, 2008).

Interdépendance des traits

Lors de l'étude des traits biologiques et écologiques des individus il est primordial de prendre en compte la dépendance des traits les uns par rapport aux autres. En effet un organisme est caractérisé par « une suite de traits » (Mondy, 2012). L'étude de Logez et Pont

(2012) a clairement montré ce phénomène en évaluant les effets de l'augmentation des températures de l'eau sur les traits des poissons. Ils ont pu montrer que cette hausse en plus d'impacter le trait lié à la tolérance aux variations de températures, touche également le trait lié à la tolérance à la dégradation de l'habitat et aux faibles concentrations en oxygène.

III. MATERIEL ET METHODE

III.1. Définition du cadre d'étude (Synthèse de la méthodologie définie en 2013)

L'approche utilisée pour évaluer les effets des opérations de restauration à large échelle est bien différente de l'évaluation habituellement faite à l'échelle du tronçon, de la station ou du site restauré. En effet, le type de variables à prendre en compte ainsi que leur mode d'intégration à l'étude et l'analyse qui en est faite va varier. A une échelle aussi large, le but n'est pas de quantifier les effets du cumul d'opération mais bien de dégager une tendance de l'évolution de la qualité du milieu, notamment à travers l'évolution de la biologie, et d'en dégager les effets des différentes pressions qui s'exercent sur le milieu dans le but de mettre en évidence les effets des restaurations hydromorphologiques. Il a donc été indispensable de déterminer préalablement l'échelle d'étude mais également les différentes variables à intégrer et les traitements à appliquer, pour mettre en évidence ces évolutions.

III.1.1. Choix de l'échelle d'étude

III.1.1.1. Echelle spatiale

A l'inverse des études réalisées à l'échelle de tronçons de cours d'eau, l'évaluation à large échelle s'intéresse à un cumul d'opérations de restauration hydromorphologique réalisées sur un bassin versant. L'utilisation d'une large échelle permet également d'intégrer l'arrêt des pratiques dégradantes s'exerçant sur le bassin ainsi que les programmes globaux d'entretiens pluriannuels des cours d'eau, pouvant être considérés comme des formes de restaurations passives. Il a donc été nécessaire de définir l'échelle géographique appropriée sachant qu'une trop large échelle augmente le nombre de variable à prendre en compte, à l'inverse d'une échelle trop réduite qui est incompatible avec la mise en évidence d'un effet de cumul d'opérations de restauration. De ce fait, l'échelle du bassin versant de la masse d'eau a été retenue dans la mesure où elle intègre un espace hydrographique cohérent de mise en œuvre des actions et correspond à une unité de gestion de la ressource en eau introduite par la DCE. L'agrégation de plusieurs masses d'eau peut également être envisagée pour l'étude en fonction de la taille des masses d'eau considérées.

III.1.1.2. Echelle temporelle

Les premières opérations de restauration hydromorphologique sur le bassin Rhin-Meuse ont eu lieu à partir du début des années 1990. Il a été noté précédemment que le délai d'observation de leurs effets sur le milieu varie selon le type de restauration et peut aller jusqu'à une quinzaine d'années pour certaines opérations, notamment celles concernant la restauration des ripisylves. Par ailleurs, la disponibilité de données biologiques sur des chroniques suffisamment longues, globalement complètes à partir des années 1993, a conduit au choix d'une échelle temporelle d'une vingtaine d'années qui se situe du début des années 1990 au début des années 2010.

III.1.2. Compartiments étudiés et finesse d'analyse

Deux compartiments biologiques, les macroinvertébrés et les poissons, ont été retenus pour l'étude au regard de leur sensibilité à la qualité physique du milieu mais également de par la disponibilité des données du réseau de surveillance de la DCE.

Les macroinvertébrés sont étudiés à travers les deux indices multimétriques qui se sont succédés depuis 1992 sur le bassin Rhin-Meuse : l'IBGN et l'IBGN-Equivalent, mis en place depuis 2007 suite à l'évolution du protocole de prélèvement. Cependant la continuité entre ces deux indices est possible, on parle alors de l'IBGN continu. Les sous-indices associés à l'IBGN continu seront également détaillés, il s'agit du Groupe Faunistique Indicateur continu (GFI continu) et de la variété taxonomique continue. De nombreuses études évaluent les opérations de restauration en milieu aquatique à l'aide des macroinvertébrés qui ont, entre autres, un lien fort avec l'habitat. C'est donc ce compartiment qui a fait l'objet des analyses les plus fines lors du stage de 2013. Les indices multimétriques étant limités de par la perte d'information qu'ils engendrent et leur faible sensibilité aux conditions du milieu, quatre descripteurs taxonomiques ont également été utilisés. Il s'agit de l'abondance totale, la richesse taxonomique, la diversité de Shannon et l'équitabilité. Pour ce compartiment, les descripteurs sont calculés au niveau de détermination de la famille. En effet, les changements de protocole ayant modifié les niveaux de détermination des macro-invertébrés, une homogénéisation des listes faunistiques à la famille a été nécessaire.

L'étude du compartiment piscicole se fait également à travers l'étude des quatre descripteurs cités précédemment. Ils seront, pour ce compartiment, calculés au niveau de détermination de l'espèce. L'IPR est utilisé seulement depuis 2001. Au vue de sa faible capacité à rendre compte de l'évolution des altérations hydromorphologiques, l'IPR n'a pas

fait l'objet d'étude lors du stage de 2013. Cependant, cet indice renseigne de l'état du compartiment piscicole pour la DCE, il a donc semblé judicieux de l'intégrer aux analyses.

Même si les macroinvertébrés semblent plus appropriés pour évaluer les opérations de restauration hydromorphologique à échelle réduite (tronçon), à l'inverse des poissons qui semblent être plus intégrateurs des évolutions à large échelle, ce compartiment a été privilégié lors du stage de 2013 de par la meilleure disponibilité de ces données et l'exclusion de l'IPR.

Il est important de garder à l'esprit que ces deux compartiments ne sont pas exclusivement sensibles à la qualité du milieu physique mais dépendent aussi de la qualité de l'eau. C'est pour cela que les données de physico-chimie de l'eau seront analysées en parallèle. Il s'agit notamment des paramètres généraux de la qualité de l'eau tels que les paramètres liés à l'oxygène et les concentrations en chlorophylle a, témoignant de l'eutrophisation, mais également la température de l'eau, seul paramètre physico-chimique pouvant être relié plus directement à l'hydromorphologie. En effet, « la température varie selon l'abondance de la ripisylve et de l'ombrage qu'elle fournit, selon les faciès rencontrés (la température augmente dans les eaux calmes, notamment au niveau des retenues). » (Ricochon, 2013).

Le paramètre de la température de l'air sera ajouté dans les analyses réalisées en 2014. Il permettra de distinguer l'influence potentielle de hydromorphologie de celle de l'évolution de la température de l'air (variations interannuelles, changement climatique,...) sur la température de l'eau.

III.1.3. Choix des paramètres de description des différentes forces motrices et caractérisations de leurs évolutions

III.1.3.1. L'hydromorphologie et sa restauration

La contrainte d'exploitation de données disponibles (à l'Agence notamment) a conduit à l'utilisation de la base de données créée par Pöyry Environnement. Le travail de ce bureau d'études, mené en 2012, a consisté à rassembler au sein d'une seule base toutes les opérations de restauration du milieu, en les géolocalisant si possible, et à les classer selon leur typologie (Voir *annexe 1*). A partir de cette base, une typologie plus adaptée à l'étude a été définie en 2013 en mentionnant notamment les programmes pluriannuels d'entretien financés par l'Agence de l'eau via l'ABERZH (Aide au Bon Entretien des Rivières et des Zones Humides). Ces programmes jouent en effet également un rôle en matière de gestion raisonnée des milieux aquatiques mais n'ont toutefois pas été intégrés à la base de données

des opérations de restauration dont les résultats sont présentés dans la *figure 4* en fonction de leur typologie.

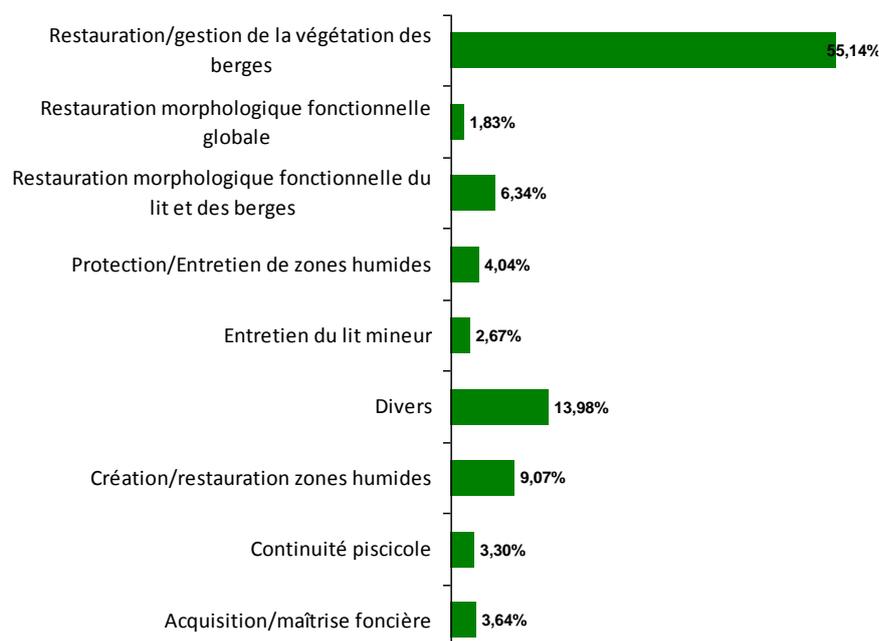


Figure 4 : Pourcentage d'opération par type de restauration sur le bassin (hormis la catégorie ABERZH) (Ricochon, 2013)

III.1.3.2. Les activités agricoles et les rejets des collectivités

Face à la multitude de paramètres susceptibles d'influencer l'évolution de la biologie, deux forces motrices principales ont été considérées dans l'étude. Les pressions agricoles et les pressions liées aux rejets des collectivités ont ainsi été analysées de manière qualitative.

Dans une première approche il s'agit de s'intéresser aux leviers réglementaires qui ont permis une diminution de ces pressions sur le plan national. La réalisation de frises chronologiques a pu mettre en évidence l'évolution des pressions liées à l'agriculture (*fig. 5*) et celles liées à l'assainissement (*fig. 6*).

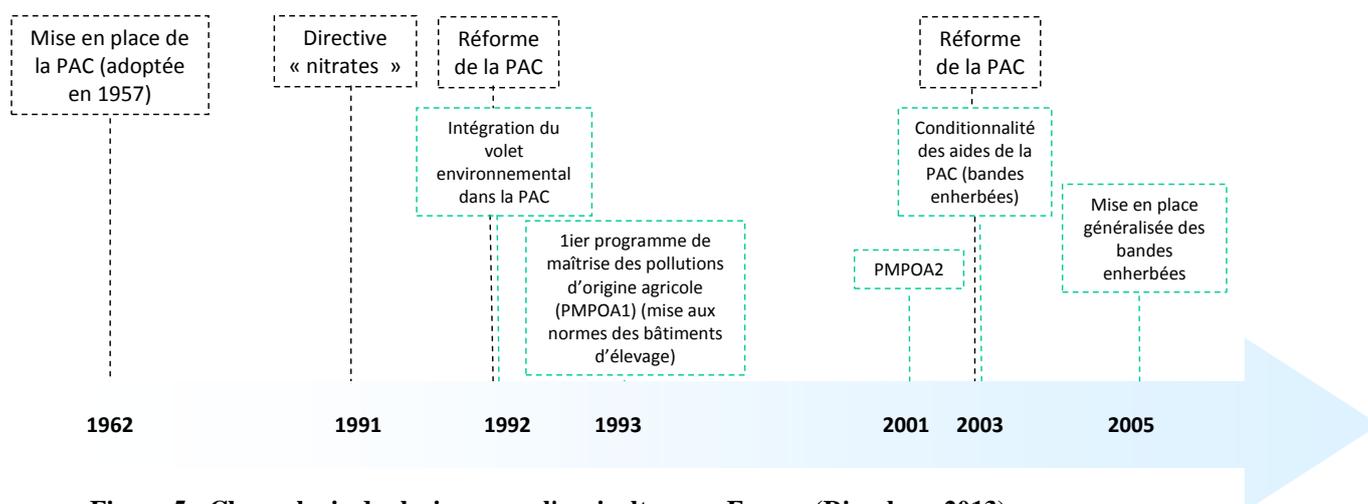


Figure 5 : Chronologie des leviers pour l'agriculture en France (Ricochon, 2013)

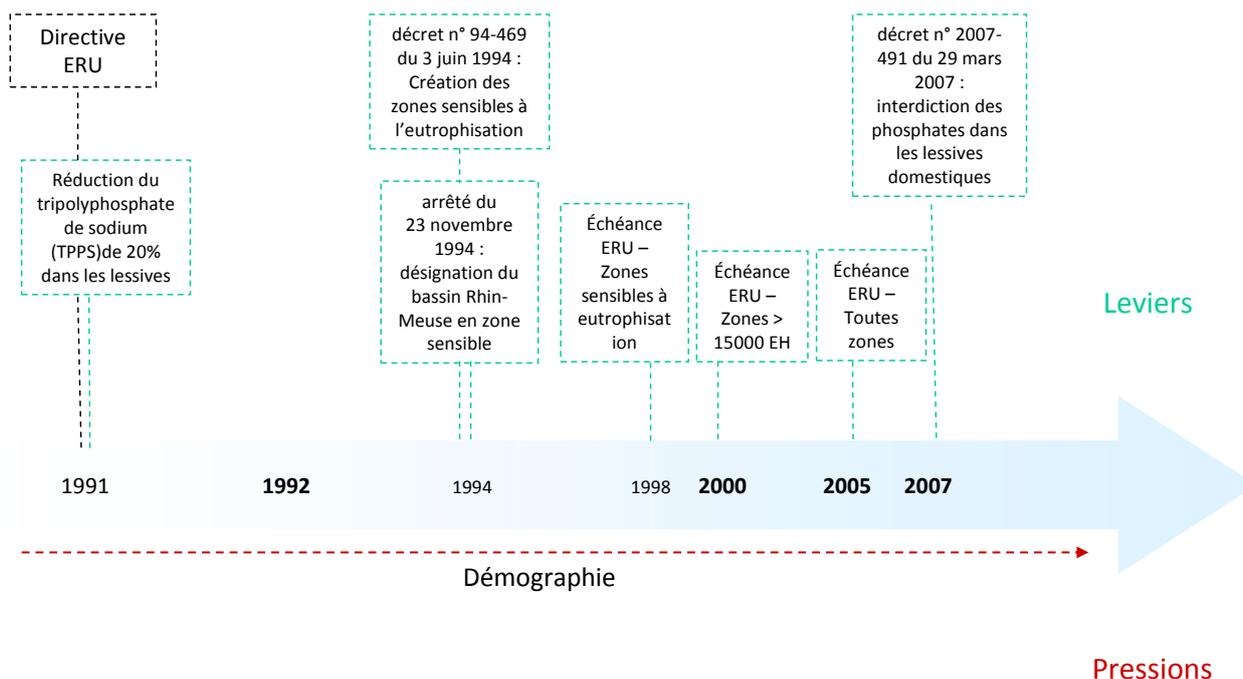


Figure 6 : Chronologie des pressions et leviers liés à l'assainissement des collectivités en France (Ricochon, 2013)

Une analyse à échelle plus fine a ensuite été conduite pour chaque bassin.

En ce qui concerne l'assainissement, qui vise une levée des pressions dues aux rejets d'eaux usées, les informations comme la localisation de stations d'épuration (STEP), l'année de mise en service, la capacité totale (en Equivalents-Habitant, EH), les communes raccordées ainsi que le type de traitement font l'objet d'une description par bassin d'étude. Il faut noter que certains paramètres physico-chimiques qui témoignent de la pollution liée aux rejets d'eaux usées font l'objet d'analyses statistiques quantitatives décrites en partie 7 – Etape 1. Il s'agit essentiellement de la Demande Biologique en Oxygène à 5 jours (DBO5) et de la Demande Chimique en Oxygène (DCO) qui témoignent de la concentration en matière organique ainsi que l'ammonium (NH_4^+) issu de la dégradation du métabolisme humain. D'autres paramètres physico-chimiques font également l'objet d'analyses mais leur interprétation sera plus secondaire puisqu'ils sont largement influencés par d'autres activités. Il s'agit du (i) phosphore total qui intègre à la fois le phosphore organique issu du métabolisme humain et des fertilisants organiques ainsi que le phosphore minéral, mesuré à travers la concentration en Orthophosphate, qui comprend entre autres les rejets de produits lessiviels et les fertilisant minéraux, (ii) l'azote de Kjeldahl qui comprend l'azote ammoniacal (NH_4^+) et l'azote organique dont l'origine provient notamment de certains fertilisants organiques et (iii) les matières en suspension (MES).

Dans le cadre du travail réalisé en 2014, la capacité totale des STEP exprimé en EH est remplacée par le nombre précis d'habitants raccordés pour ainsi éviter une surévaluation de la population raccordée.

L'agriculture est quant à elle décrite à deux échelles différentes :

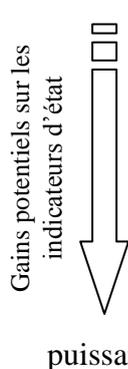
- l'échelle du bassin élémentaire, qui regroupe plusieurs bassins versants de masses d'eau, au niveau de laquelle est décrite l'évolution du nombre d'exploitations agricoles, de la Surface Agricole Utile (SAU) et de la proportion de la Surface Toujours en Herbe (STH/SAU). Les données utilisées sont issues du Recensement Général Agricole (RGA).

- l'échelle du bassin des masses d'eau au niveau de laquelle une description de l'évolution de l'occupation du sol est réalisée à travers l'analyse du Corine Land Cover (CLC).

Ces paramètres permettront de donner une description assez générale de l'évolution des pratiques agricoles dans le bassin versant. Les nitrates, molécules très solubles dans l'eau, sont essentiellement liés aux effluents d'élevage et aux engrais appliqués sur les cultures. Ils rejoignent donc les autres paramètres physico-chimiques déterminés précédemment pour une analyse statistique plus poussée et constituent un témoin intéressant de l'évolution des pressions agricoles s'exerçant sur le bassin.

III.1.4. Critère de sélection des zones « test »

Le premier critère de sélection du bassin d'étude repose sur l'hypothèse suivante : l'amélioration de la qualité du milieu physique lié aux opérations de restauration sera d'autant plus importante que l'état initial du milieu physique est dégradé et que le nombre d'opérations, leur niveau d'ambition ainsi que le nombre d'intervention est élevé. Sur la base de cette hypothèse, les bassins élémentaires ont été classés selon trois types :

- Gains potentiels sur les indicateurs d'état
- 
- les bassins « BLANC », c'est-à-dire des zones où peu ou pas d'opérations ont eu lieu ;
 - les bassins « INTERM », où l'on observe essentiellement des opérations de gestion de la végétation et des berges sur du long terme ;
 - les bassins « TOP », où l'on observe un nombre élevé d'opérations, une chronique longue et de travaux dont l'ambition est progressivement montée en puissance ;

TOP	Nombre d'opérations > 90 Chronique d'interventions > 17 ans Nombre d'opérations ambitieuses > 2
INTERM	Nombre d'opérations > 90 Chronique d'interventions > 17 ans Aucune opération ambitieuse
BLANC	Nombre d'opérations < 41 Chronique d'interventions < 12 ans Aucune opération ambitieuse

Figure 7 : Valeurs-seuil pour la sélection de bassin par catégorie (Ricochon, 2013)

Les caractéristiques de chaque catégorie sont présentées dans le tableau ci-contre (*Fig. 7*)

Les valeurs seuils ont été définies par l'utilisation des premiers et troisièmes quartiles de chaque série, le but étant de choisir des bassins avec des valeurs extrêmes.

Ce critère a donc permis de faire une première sélection des bassins élémentaires d'après leur l'historique d'intervention.

Vient ensuite l'étape de la sélection des masses d'eau à étudier au sein des bassins élémentaires sélectionnés. La masse d'eau ou l'agrégation de masses d'eau doit comprendre au moins deux stations de mesure de la qualité de l'eau et de la biologie, idéalement situées en amont ou partie médiane et aval du bassin. Les masses d'eau de grands et très grands cours d'eau sont évitées compte tenu de leur fonctionnement particulier. En outre, les petits et moyens cours d'eau sont des milieux plus réactifs et riches en stations de mesure du fait de la possibilité de leur prospection à pied. Ces critères restent cependant théoriques et pourront faire l'objet d'adaptations en fonction des différents cas qui se présentent.

III.1.5. Mise en évidence des évolutions du milieu

L'objectif est de mettre en évidence à l'aide de tests statistiques, des tendances d'évolution de la biologie et des paramètres physico-chimiques. La mise en parallèle des informations descriptives apportées par les frises chronologiques sur les différentes pressions et levées de pressions avec les tendances d'évolutions détectées sur les données biologiques et physico-chimiques permettra d'avoir une première approche des facteurs explicatifs de l'évolution de la qualité du milieu, et donc potentiellement des effets des travaux de restauration morphologique.

L'analyse statistique effectuée sur les données biologiques et physico-chimiques est basée sur une méthodologie mise en place par Lopez *et al.* (2011) qui a conduit au développement d'un outil spécifique au logiciel R. Cet outil a été développé dans le but de faire ressortir des tendances d'évolution de concentrations en polluants des eaux souterraines.

Après étude des différents tests utilisés, l'application de l'outil aux données biologiques et physico-chimiques a été jugée appropriée dans le cadre du travail réalisé en 2013.

Cet outil permet dans une première étape de caractériser les données par des statistiques simples telles que la moyenne, l'écart-type, les quantiles... Dans une seconde étape, une analyse exploratoire des données est réalisée et permet ainsi de déterminer si les données présentent une distribution normale ou si elles sont autocorrélées... Les résultats obtenus lors de cette phase seront déterminants quant aux choix du type de test à appliquer par la suite pour détecter les tendances ou ruptures significatives au sein de la chronique de données. Les détails de ces tests sont développés dans l'*annexe 2*.

Les évolutions au sein des données sont caractérisées par trois types d'analyse :

- la détection de tendance globale, est réalisée par le test Mann-Kendall ou par régression linéaire (test Shapiro-wilk) en cas de distribution normale des données. En cas d'auto-corrélation positive des données, le test de Mann-Kendall modifié est également appliqué ;

- la détection d'inversion de tendance au sein de la chronique est réalisée à l'aide du test de Darken. Si le test est positif à une rupture de tendance, la date de l'inversion est mise en évidence. Le test de Mann-Kendall est ensuite appliqué pour analyser la tendance avant et après la rupture détectée ;

- les changements dans la moyenne sont détectés, soit par le test paramétrique de Buishand si les données ont une distribution normale, soit par le test de Pettitt si les données n'ont pas une distribution normale. En cas de test positif, la date de rupture dans la moyenne est déterminée et les moyennes avant et après la date sont calculées.

En complément une ACP est effectuée par station avec les paramètres physico-chimiques pour synthétiser de façon globale l'évolution de la qualité de l'eau.

III.2. Analyse affinée des communautés biologiques pour évaluer les effets des opérations de restauration

III.2.1. Jusqu'où pousser la finesse d'analyse des compartiments biologiques ?

L'utilisation d'indices multimétriques et des descripteurs taxonomiques sélectionnés dans la méthodologie réalisée en 2013, permet de donner un aperçu de l'évolution de la qualité du milieu. Cependant, une analyse plus fine est nécessaire pour distinguer les effets

des différentes pressions comme l'indique la bibliographie et comme recommandé par le travail de 2013.

Une analyse au niveau des taxons/espèces est ainsi effectuée en utilisant leur abondance relative. Cette approche permettra de rendre compte de l'évolution de la composition des peuplements de poissons et de macro-invertébrés. De plus, l'évolution de certain(e)s espèces/taxons considérés comme bio-indicateurs de la qualité du milieu physique pourra permettre de faire une première analyse en la matière. L'interprétation des résultats de ce type d'analyse, pour rendre compte réellement des différentes pressions qui s'exercent sur le milieu, reste cependant subjective. Il est donc nécessaire de compléter ces analyses par l'étude de données plus fines et plus intégratrices du fonctionnement des milieux.

Les traits biologiques et écologiques des individus constituent le niveau de description du compartiment biologique le plus fin utilisé dans le suivi du milieu à ce jour. Leurs capacités à dissocier les différents types de pressions qui s'exercent sur le milieu sont étudiées depuis quelques années. Très récemment, des liens entre des traits et des types de perturbations précises ont pu être établis. L'analyse des traits est ainsi prospectée plus spécifiquement dans le cadre du travail entrepris en 2014.

III.2.2. Source et disponibilité des données

Le *tableau 1* indique la source des données biologiques et physico-chimiques, ainsi que les méthodes utilisées pour leur récupération.

Données	Récupération	Source	Périodicité
Paramètres physico-chimiques	Export de tableau brut à partir du site SIERM	Agence de l'eau et DREAL	Mensuelle
Listes faunistiques macroinvertébrés associées aux prélèvements du protocole IBGN (Avant 2007)	Extraites par requête de différentes bases de l'agence "valparm", "gmtax", "gromesm", "stames"	Agence de l'eau	Annuelle
Listes faunistiques macroinvertébrés associées aux prélèvements du protocole RCS (A partir de 2007)	Fournies individuellement par station et par année	Agence de l'eau	Annuelle
Listes faunistiques poissons	Extraite de la BDMAP disponible sur le site Image	ONEMA	Annuelle
Indice IPR	Extraite de la BDMAP disponible sur le site Image	ONEMA	Annuelle
IBGN, IBGN-Equivalent et sous-indices associés	Extraite de la base de données "milieu"	Agence de l'eau	Annuelle

Tableau 1 : Source des données

III.2.3. Etape 1 : Etude de l'évolution des peuplements de poissons / macroinvertébrés et de leurs traits biologiques et écologiques associés

III.2.3.1. Quels traits prendre à compte ?

Poissons

La base de traits biologiques et écologiques utilisée pour l'étude a été développée pour la création de l'« European Fish Index Plus » (EFI+) (Holzer, 2008) et sert à la majorité des études sur les traits des poissons. La table référence pour chaque espèce les modalités identifiées pour les différents traits, la modalité traduisant les préférences/tolérances de chaque espèce de poisson vis-à-vis de leur environnement. Au total douze traits biologiques et écologiques les plus couramment utilisés (Logez *et al.* 2012 ; Logez et Pont, 2012 ; Schinegger, 2013) sont retenus pour l'étude correspondant à 38 modalités. Les traits, leurs modalités ainsi que leurs définitions sont développés en *annexe 4*.

Macroinvertébrés

Les traits des macroinvertébrés sont issus d'une table définie par Tachet H. *et al.* dans l'ouvrage « Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie » (2010). Cette table de traits est la plus couramment utilisée dans les études (Usseglio-Polatéra *et al.*, 2000 ; Mondy 2012; Alvarez-Cabria *et al.*, 2009). La table comprend 11 traits biologiques et 11 traits écologiques décrit par 118 modalités et identifiées pour 472 taxons. Les modalités de chaque trait y sont déterminées pour des niveaux taxonomiques variables : genre, famille, sous-ordre, ordre, sous-classe, classe... Il est donc nécessaire pour chaque individu des listes faunistiques, déterminé au plus fin au niveau de la famille, de retrouver son niveau de détermination pour lequel les traits sont référencés. Les traits, leurs modalités ainsi que leurs définitions sont développés en *annexe 5*.

III.2.3.2. Quels liens entre traits et pressions ?

Les traits relatifs aux macroinvertébrés ont été les plus étudiés à ce jour du fait de leur longue utilisation pour l'évaluation de la qualité du milieu. Des études récentes ont pu mettre en évidence un lien entre certaines combinaisons de traits et certains types de perturbation du milieu (Trichet-Arce, 2013). Par exemple, en cas d'amélioration de la qualité physique du milieu, on observe entre autres une augmentation des individus présentant un mode vie fixé au substrat ou encore des organismes de petite taille (Trichet-Arce, 2013). L'analyse de ces traits pourrait donc permettre de dissocier les différentes pressions qui s'exercent sur le milieu et par conséquent permettre de formuler des hypothèses sur les interventions ayant pu limiter

(restauration, assainissement) ou augmenter ces pressions. Une attention particulière est donc portée à ces modalités.

En ce qui concerne le compartiment piscicole, le lien entre les traits et les types de perturbations n'est pas clairement établi. Cependant, certains traits sont, de par leur définition, directement liés à la qualité physique du milieu. Cela concerne les traits traduisant la tolérance à la dégradation de l'habitat, la préférence d'habitat de vie et de frai ainsi que certaines modalités concernant les préférences pour le type de substrat de reproduction (Holzer, 2008). Ainsi l'analyse de ces traits est susceptible de mettre en évidence les effets des opérations de restauration hydromorphologique.

III.2.3.3. A quel niveau de détermination taxonomique analyser les peuplements de poissons et de macroinvertébrés ?

En ce qui concerne le compartiment piscicole, la détermination à l'espèce sera utilisée pour l'analyse. En effet, les listes faunistiques nécessaires à l'étude recensent les individus au niveau de détermination de l'espèce et de la sous-espèce une simple homogénéisation à l'espèce sera donc nécessaire. De plus, la table de traits biologiques et écologiques identifie les modalités pour chaque espèce et de nombreuses références bibliographiques précisent la biologie et l'écologie des poissons au niveau de l'espèce (Bruslé et Quignard, 2001).

Le choix du niveau de détermination à prendre en compte pour les macroinvertébrés est plus complexe. Tout d'abord, il a été précisé dans la méthodologie élaborée en 2013 que le changement de protocole pour la détermination de l'IBGN à partir de 2007 avait entraîné une obligation d'homogénéisation des listes faunistiques macroinvertébrés à la Famille pour le niveau le plus fin. Cependant, l'interprétation de chaque famille en termes de préférences de qualité d'eau et d'habitat est très chronophage. De ce fait, une homogénéisation à un niveau de détermination moins précis a été réalisée à l'Ordre permettant ainsi de simplifier leur interprétation. De plus, de nombreuses études utilisent des niveaux de détermination supérieure à la famille pour analyser la composition des peuplements macroinvertébrés (Trichet-Arce, 2013 ; Alvarez-Cabria *et al.*, 2009). Cependant, il faut garder à l'esprit que ces niveaux permettent de tirer des conclusions sur la qualité du milieu en général, qui correspondent aux objectifs de l'étude en termes de larges échelles spatiales et temporelles. L'interprétation de l'évolution de la composition des peuplements macroinvertébrés pourra également être complétée par l'analyse de l'évolution des notes attribuées au différents

Groupes Faunistiques Indicateurs (GFI) au sein du peuplement. Un GFI avec une note élevée pourra être considéré comme un indicateur de la bonne qualité du milieu, à l'inverse un GFI avec une note faible témoignera d'un milieu dégradé. La liste des GFI ainsi que leur note associée figurent en *annexe 3*.

III.2.3.4. Quelles analyses statistiques réaliser ?

Comme pour la méthodologie déterminée en 2013, le but est de mettre en évidence des tendances d'évolution de la biologie et non réellement de quantifier ces évolutions.

Analyse des abondances relatives des espèces/taxons et de leurs traits associés

Les abondances relatives des espèces de poisson, des taxons de macro-invertébrés ainsi que les abondances relatives de leurs traits biologiques et écologiques associés seront analysées de façon similaire. Contrairement à l'abondance brute, le calcul des abondances relatives permet de s'affranchir de la variabilité des effectifs de pêche puis que c'est la proportion des individus/trait qui sont pris en compte.

La première étape consiste à la réalisation d'une AFC en classant les individus par année. Cette méthode descriptive permet d'obtenir une vision générale de la distribution des variables (espèces, taxon, ou modalités de traits) en fonction des années de prélèvements et de mettre en évidence des groupes d'années présentant des variables similaires ou au contraire différentes. Elle peut ainsi permettre de distinguer l'évolution générale des variables considérées au cours de la chronique étudiée.

Dans un second temps, l'outil développé par Lopez *et al.* (2011) permettant de détecter les tendances et les ruptures au sein des chroniques de données est appliqué sur les abondances relatives des espèces de poissons, des taxons de macro-invertébrés ainsi que sur chaque modalité des traits.

Analyse de la physico-chimie

Les analyses statistiques appliquées aux paramètres physico-chimiques restent identiques à celles décrites dans la méthodologie mise en place en 2013, c'est-à-dire une analyse descriptive des données par la réalisation d'ACP ainsi qu'une analyse de détection de tendances et de ruptures dans les chroniques des différents paramètres. Toutefois les données physico-chimiques sont mensuelles, elles présentent donc une cyclicité. Pour s'en affranchir, un lissage des données est effectué par le calcul de la composante interannuelle déterminée à partir des moyennes mobiles calculées avec un pas de temps égal à 12.

En bref :

- Traits étudiés : 11 traits pour les poissons et 22 pour les macroinvertébrés.
- Les poissons sont analysés au niveau de détermination de l'espèce et les macroinvertébrés au niveau de l'ordre essentiellement.
- AFC et tests de tendances et ruptures sur les abondances relatives des espèces/taxons ainsi que des traits.
- ACP et tests de tendances et ruptures sur les CI des paramètres physico-chimiques

III.2.4. ETAPE 2 : évaluation de la part des différentes pressions dans les évolutions des traits

Même si les traits des poissons et des macroinvertébrés sont de plus en plus utilisés pour tenter de dissocier les différentes pressions qui s'exercent sur le milieu, les liens entre ces variables ne sont pas clairement établis en ce qui concerne le compartiment piscicole et restent en cours d'étude pour les macroinvertébrés.

Dans le but de conforter l'analyse des traits effectuée en Etape 1, cette deuxième partie de méthodologie vise à distinguer, par des analyses de corrélation, les effets liés à la qualité de l'eau (opérations d'assainissement et pollutions) des effets liés à la qualité de l'habitat et donc potentiellement aux opérations de restauration hydromorphologique.

Les paramètres physico-chimiques étudiés sont représentatifs de la qualité de l'eau et sont notamment le reflet des pressions liées aux rejets d'eaux usées et à l'agriculture qui s'exercent sur le bassin dans un contexte rural. Seul le paramètre température de l'eau peut être considéré comme lié également à l'hydromorphologie (voir paragraphe 6.b). Pour la suite de l'analyse, on pose donc l'hypothèse suivante :

Si les variations d'abondance relative des modalités des traits écologiques et biologiques, des poissons et des macroinvertébrés, ne sont pas liées aux variations observées des paramètres physico-chimiques, alors ces variations sont dues à la modification de l'habitat et donc de la qualité hydromorphologique.

Pour mettre en évidence les traits liés aux variations observées de qualité de l'eau, une analyse de corrélation est réalisée entre (1) les abondances relatives de chaque modalité de traits variant significativement au cours de la chronique étudiée, et (2) chaque paramètre physico-chimique considéré dans l'étude.

III.2.4.1. Les données biologiques étant annuelles, qu'elle agrégation utiliser pour le croisement avec les données physico-chimique mensuelles ?

L'utilisation des composantes interannuelles des paramètres physico-chimiques n'est pas utilisable dans cette étape. En effet, leur calcul a nécessité un lissage des données or pour permettre le croisement il est nécessaire d'utiliser des valeurs brutes.

En ce qui concerne le choix du type d'agrégation à utiliser, deux hypothèses sont possibles :

- Si on considère que la biologie intègre principalement les pics de pollution et d'altération hydro-morphologique le percentile 90 (P90) est recommandé. Il est d'ailleurs utilisé pour l'évaluation DCE de la qualité physico-chimique de l'eau.

- Si l'on considère que la biologie intègre à la fois les pics et les pollutions chroniques ainsi que les altérations hydromorphologiques là encore chroniques, alors l'utilisation de la médiane est préconisée.

Comme il n'est pas possible d'identifier la meilleure des deux hypothèses en l'état des connaissances, les corrélations sont testées à la fois avec le percentile 90 et la médiane.

En général la biologie intègre entre 6 mois et 1 an d'événements antérieurs. Pour chaque paramètre physico-chimique, l'agrégation prend donc en compte les valeurs des 6 mois précédant la date de pêche.

III.2.4.2. Quel(s) trait(s) considérer comme témoin de la qualité du milieu physique sur le bassin étudié?

Les traits ne présentant pas de corrélation significative avec au moins un des paramètres physico-chimique, à l'exception de la température de l'eau, sont sélectionnés. Dans le but de conforter le choix des traits comme indicateurs de la qualité de l'habitat sur le bassin étudié au regard des données observées, seul les traits sélectionnés à la fois avec l'utilisation du percentile 90 et de la médiane seront retenus. L'analyse de corrélation est également réalisée en utilisant à la fois un risque alpha classique de 5% et un risque alpha plus élevé de 10%, ce qui a pour conséquence de diminuer la valeur seuil détectant une corrélation significative. Ainsi, les traits sélectionnés par l'utilisation de ce seuil moins élevé pourront être considérés comme des témoins plus fiables de la qualité physique du milieu sur le bassin étudié.

III.2.4.3. Corrélation de rang de Spearman

Au vu du nombre important de séries de données à traiter et donc de la forte probabilité qu'une partie des données ne présentent pas une distribution normale (particulièrement les données biologiques), le choix s'est porté sur l'utilisation d'un test non paramétrique, le test de Spearman. Cette corrélation de rang nécessite une mise en forme préalable des données, à chaque valeur de trait ou de paramètre physico-chimique doit être attribuée un rang. La corrélation entre chaque paramètre physico-chimique et modalité de traits est testée à l'aide du logiciel R et permet d'obtenir le rho de Spearman, noté « rs », pour les différents croisements. La valeur seuil permettant d'affirmer la présence d'une corrélation significative est déterminée au risque alpha 5% et 10% à l'aide de la table de Scherrer.

En bref :

- Agrégation des paramètres physico-chimiques par calcul de la Médiane et du P90 en intégrant 6 mois de données mensuelles.
- Corrélation de rang de Spearman entre les abondances relatives des modalités de traits variant significativement et les valeurs agrégées de la physico-chimie.
- Les modalités non corrélées à la physico-chimie, à la fois avec l'utilisation de la médiane et du P90, sont considérées comme des témoins de la qualité de l'habitat.

IV. RESULTATS

Lors du stage réalisé en 2013, des bassins correspondant aux critères de la catégorie « BLANC » (le bassin de la Vezouze) et de la catégorie « INTERM » (le bassin de la Meuse amont) ont été étudiés, le but étant de mettre en évidence les contrastes d'évolution entre des bassins ayant fait l'objet d'un nombre conséquent d'opérations de restauration et des bassins où peu d'opérations avaient été engagées. Cependant lors de ce stage le choix portera sur la sélection de bassins de catégorie « TOP » ou « INTERM » le but étant de pouvoir disposer de nombreux cas d'études où les actions de restauration menées ont pu être évaluées.

La méthodologie finalisée a été appliquée sur 4 bassins : le bassin de la Meuse amont, le bassin de l'Orne, le bassin des Niefs et le bassin de la Bar. Au vue des résultats obtenus, seuls les trois premiers bassins seront présentés dans ce document. La Meuse amont, qui avait déjà fait l'objet d'analyse à partir de la méthodologie élaborée en 2013, a servi de bassin test pour la réflexion et la mise en place de la deuxième partie de méthodologie.

IV.1. Etude de cas : Bassin amont de la Meuse

IV.1.1. Choix du cas d'étude et contexte du bassin

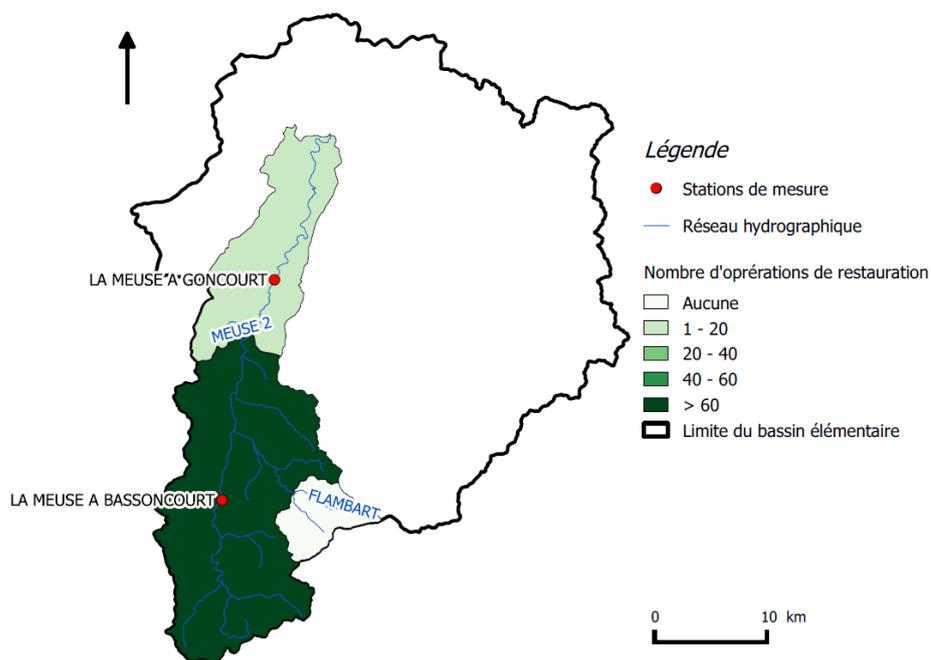


Figure 8 : Carte du bassin de la Meuse amont

Le bassin de la Haute-Meuse est classé dans la catégorie « INTERM », en effet il présente un long historique d'intervention concernant essentiellement la restauration de la végétation des berges. Ce bassin bénéficie également de 2 stations de mesure

Masses d'eau et stations sélectionnées sur le bassin Haute-Meuse (*tableau 2*) qui permettent une évaluation a priori cohérente par leur positionnement et la possibilité d'analyse des deux compartiments biologiques retenus sur des chroniques relativement longues (*figure 8*). A noter que ce cas d'étude regroupe les masses d'eau Meuse 1 et 2 ainsi que la masse d'eau Flambart, affluent de rive droite de la Meuse.

Nom masse d'eau	Numéro national	Stations de mesure	Chronique poissons	Chronique invertébrés	Chronique physico-chimie
MEUSE 1	02106500	La Meuse à Bassoncourt	1994 à 2011	1993 à 2011	1992 à 2013
MEUSE 2	02106600	La Meuse à Goncourt		1993 à 2011	1992 à 2013

Tableau 2 : Masses d'eau et stations sélectionnées sur le bassin de la Meuse amont

Depuis sa source à Pouilly-en-Bassigny jusque Goncourt, la Meuse s'écoule en zone rurale sur plaine argileuse caractérisée par une faible pente avec un écoulement lentique caractéristique de ce type de cours d'eau. Le secteur a été très dégradé jusque dans les années 1980 ce qui a notamment conduit à de grands linéaires dénués de ripisylve. Quelques ouvrages transversaux sont présents sur la Meuse amont n'engendrant pas de forte pression vis-à-vis de la continuité telle que l'indique l'état des lieux DCE 2013 (*tableau 3*).

Masse d'eau	ETAT DE LA MASSE D'EAU				PRESSION SUR L'HYDROMORPHOLOGIE		
	Etat Ecologique	Etat Poissons	Etat Invertébrés	Etat Paramètres Généraux	Pression Continuité	Pression Morphologique	Pression Hydrologie
MEUSE 1	Etat médiocre	Etat médiocre	Bon état	Etat moyen	faible	forte	moyenne
MEUSE 2	Etat moyen	Etat moyen	Très bon état	Etat moyen	moyenne	forte	faible

Tableau 3 : Evaluation DCE 2013 des masses d'eau principales du bassin de la Meuse amont

Néanmoins, du fait de la faible pente du cours d'eau, ces ouvrages entraînent une stagnation des écoulements pouvant se répercuter sur plusieurs kilomètres en amont (effet de remous). Ces ouvrages génèrent ainsi des pressions morphologiques, entraînant une modification de la forme et des fonds du lit par exemple, recensées sur la Meuse amont et considérées comme fortes selon l'évaluation DCE.

La frise chronologique (*figure 9*) replace le bassin de la Meuse dans son contexte de pressions et « levées de pressions » en lien avec les principales forces motrices retenues pour l'étude (restauration hydromorphologique, assainissement, agriculture).

Figure 9 : Frise des données contextuelles du bassin de la Meuse amont



Les actions visant l'amélioration de l'hydromorphologie ont débuté à partir des années 1990 avec l'arrêt des pratiques dégradantes, notamment en ce qui concerne le curage des cours d'eau et les coupes drastiques de végétation. Les opérations de restauration à proprement parlé ont vu le jour dans les années 1996, elles concernent essentiellement la restauration de la végétation des berges et plus secondairement les zones humides. A noter une forte intensité de travaux en 2000 avec 14 opérations recensées pour remédier aux dégâts causés par la tempête de fin 1999.

On identifie trois périodes d'assainissement dans la zone : avant 1980, avec l'épuration de 11,5% de la population, entre 1990 et 2000 avec une forte augmentation de la part de la population épurée (37,4% en 1998) avec la mise en service de la station de Lénizeul (> 2100 hab), et après 2000 où la population à l'aval de la zone-test est davantage concernée par le traitement des eaux usées. Actuellement, le total cumulé n'excède toutefois pas la moitié de la population.

Au regard des données (*tableau 4*), la mise en culture semble progresser entre 1990 et 2006 au détriment des prairies. Néanmoins, la surface des milieux à végétation arbustive augmente et tend à compenser la perte de surface prairiale.

	1990	2000	2006
Zones urbanisées	1,99%	1,99%	2,04%
Zones industrielles ou commerciales et réseaux de communication	0,81%	0,81%	0,82%
Mines, décharges et chantiers	0,04%	0,04%	0,04%
Terres arables	21,49%	22,16%	22,53%
Prairies	50,10%	49,49%	48,87%
Zones agricoles hétérogènes	1,27%	1,21%	1,38%
Forêts	24,11%	23,94%	23,82%
Milieux à végétation arbustive et/ou herbacée	0,12%	0,29%	0,43%
Eaux continentales	0,07%	0,07%	0,07%

Tableau 4 : Occupation du sol selon le niveau 2 de Corin Land Cover (en %) de la Meuse amont

On note une concordance dans l'évolution des pratiques agricoles à des échelles spatiales différentes (zone-test et bassin élémentaire) avec une légère tendance à la diminution des surfaces en herbes au profit des cultures plus intensives.

IV.1.2. Evolution de la qualité de l'eau

Paramètres	Evolution	
	BASSONCOURT	GONCOURT
Ammonium	↘	↘
Azote Kjeldahl	↘	↘
DCO	↘	↘
DBO à 20 °C	↘	↘
Matière en suspension		↗
Nitrates	↘	↘
Orthophosphates	↘	↘
Phosphore total	↘	↘
Taux de saturation en O2		↘
Température de l'air	↘	↘
Température de l'eau	↘	↘

Tableau 5 : Tendances significatives au seuil alpha = 0,05 des paramètres physico-chimiques sur la Meuse amont

Les résultats issus des analyses de tendances et de ruptures (*tableau 5*), indiquent une tendance à la baisse significative des macropolluants à l'exception des matières en

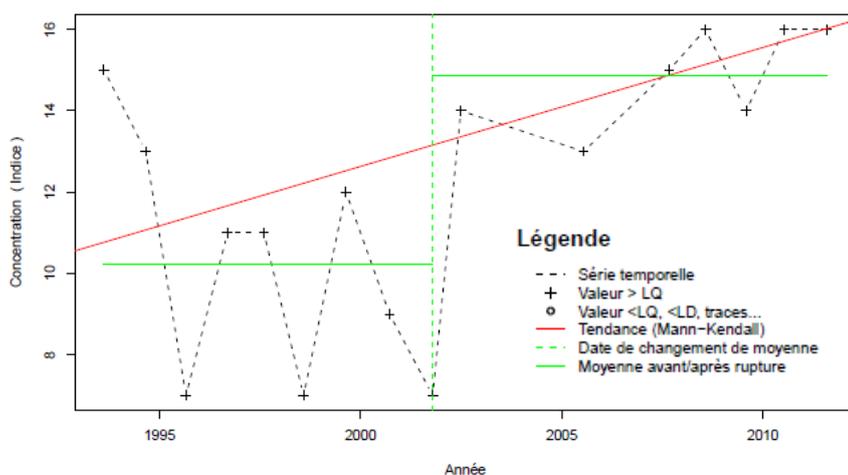
suspension à Goncourt. Ces observations sont globalement confirmées par les résultats de l'ACP (voir en *annexe 6*). La température de l'eau tend également à diminuer tout comme la température de l'air. Il est à noter en 1995 la présence de pics d'ammonium dans le milieu, jusqu'à 14,5 mg/l, à la fin de la période estivale.

IV.1.3. Evolution de la biologie

IV.1.3.1. Indices

Les résultats des tests de détection de tendances et ruptures appliqués sur la chronique de l'IBGN continu au niveau de la station de Bassoncourt sont représentés *figure 10*.

L'analyse a permis la détection d'une tendance significative ainsi que d'une rupture au



sein de la chronique. Ces tests montrent globalement une augmentation significative de l'IBGN continu au cours de la chronique étudiée. En outre, la rupture indique une augmentation de la moyenne après 2001.

Figure 10 : Tendance d'évolution de l'IBGN continu à la station de Bassoncourt

L'ensemble des résultats obtenus suite à l'application des tests sur les indices et descripteurs taxonomiques des deux stations sont résumés dans le *tableau 6*.

Indices	Tendance		Date de rupture de moyenne		Moyennes avant-après rupture	
	Bassencourt	Goncourt	Bassencourt	Goncourt	Bassencourt	Goncourt
IBGN Continu	↗		2001	2006	10,2 – 14,9	12,6 – 16,8
GFI Continu	↗		2001	2006	3,4 – 5,7	4,8 – 6,4
Variété taxonomique Continue			2001	2006	25,4 – 34,3	30,2 – 39,2
Abondance Invertébrés		↘		2001		4733 - 2629
Abondance Poissons	↗		2005		1030 – 2567	
Richesse spécifique Poissons	↗		2000		11 – 15	
Diversité Poissons (Shannon)						
Equitabilité Poissons	↘					
Indice Poisson Rivière (IPR)			2007		35 - 39	

Tableau 6 : Résultats des tests au seuil alpha = 0,05 sur les indices et descripteurs taxonomiques pour le cas de la Meuse amont (ruptures de moyennes : en bleu les augmentations / en orange les diminutions)

Au niveau des deux stations, l'indice IBGN ainsi que ses sous-indices associés sont à la hausse. En ce qui concerne l'ichtyofaune, les descripteurs taxonomiques tendent à augmenter à l'exception de l'équitabilité qui tend à diminuer, traduisant la progressive dominance d'une ou 2 espèces au sein du peuplement piscicole. L'IPR montre une augmentation qui tend à déclasser la qualité piscicole du cours d'eau durant la chronique.

IV.1.3.2. Peuplement piscicole (espèces et traits)

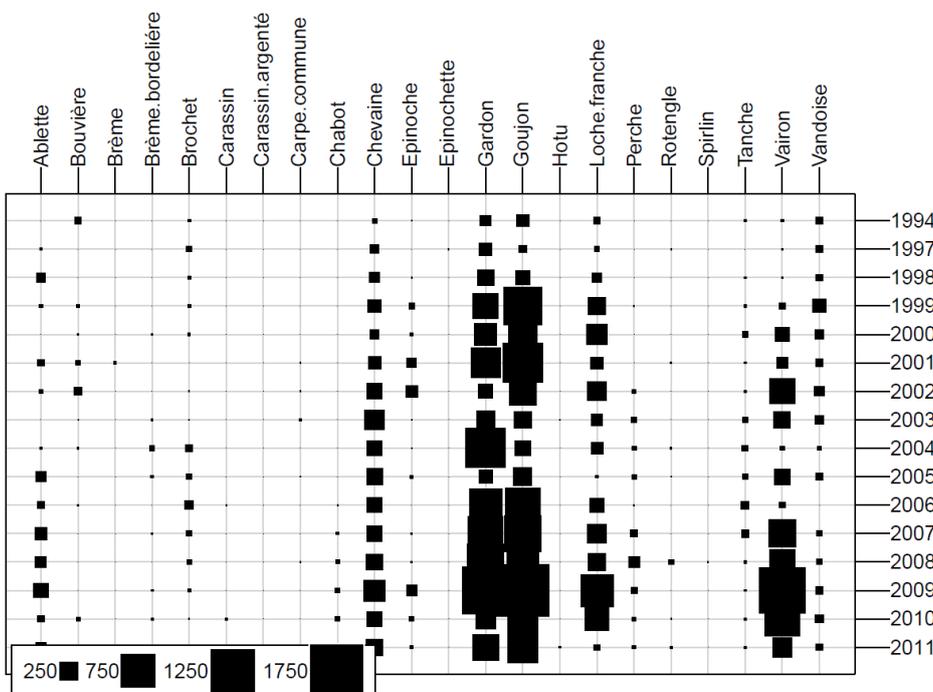


Figure 11 : Table d'abondance des espèces de poissons à la station de Bassencourt

La *figure 11* identifie les espèces présentes à la station de Bassencourt au cours de la chronique étudiée et permet de rendre compte de l'évolution des

abondances des différentes espèces. Les analyses de tendances et de ruptures ont été appliquées quant à elle sur les abondances relatives des espèces. Cependant les années 1995 et

1996 ont été exclues de l'analyse du fait des effectifs de pêche quasiment nuls liés à un événement exceptionnel (pic d'ammonium). L'étude des abondances relatives de pêche identifie 5 espèces dominantes qui à elles seules représentent plus de 90 % du peuplement depuis 1999, il s'agit du Chevaine, du Gardon, du Goujon, de la Loche franche et du Vairon. Les tests mettent en évidence une augmentation significative des abondances relatives d'espèces comme le Chabot et le Vairon. A l'inverse, des espèces comme le Goujon, la Loche franche ou la Vandoise tendent à diminuer.

L'étude plus fine du compartiment piscicole par l'analyse des abondances relatives des traits biologiques et écologiques sélectionnés, montre une évolution globale des traits traduisant une diminution des pressions humaines. Seules les modalités de traits représentatifs de la qualité physique du milieu sont présentées en détail dans le *tableau 7*.

Traits	Modalités	Tendance	Date de rupture de moyenne	Moyenne avant-après rupture (%)	Si augmentation de la pression humaine
Degré de tolérance à de large gamme de température	Tolérant	↘			↗
	Intolérant	↗			↘
Degré de tolérance à la dégradation de l'habitat	Tolérant		2006	76,3 – 67,3	↗
	Intolérant	↗	2001	5,5 – 18,8	↘
Préférence d'habitat	Eurytope		2008	35,1 – 25,2	↗
	Limnophile				↗
	Rhéophile		2008	62,7 – 74,2	↘
Substrat de reproduction	Phytophile		2006	3,8 – 1,4	↘
	Lithophile		2001	28,8 – 37,8	↘
	Psamophile		2001	34,9 – 27,5	↘
Habitat de frai	Indifférent	↗	2003	45,7 – 58,2	↗
	Eaux stagnantes	↘	2006	5,2 – 1,6	↗
	Eaux courantes		2003	49,1 – 38,9	↘

Tableau 7 : Résumé des tests de tendances et ruptures des abondances relatives des modalités de traits poisson, liées à la qualité physique du milieu à la station de Bassoncourt.

Les tests détectent peu de tendance globale au niveau des modalités de traits spécifiquement liées à la qualité du milieu physique. Parmi celles détectées, les abondances relatives des modalités traduisant la sensibilité des individus aux grandes variations de température et à la dégradation de l'habitat montrent une tendance à l'augmentation. Des ruptures de moyennes ont également pu être mises en évidence indiquant une hausse des abondances relatives des individus rhéophiles, c'est-à-dire des individus appréciant les zones courantes. Il en va de même pour les individus lithophiles qui ont une préférence pour réaliser

leurs pontes sur du substrat grossier (graviers, roches, pierres...). A l'inverse, les modalités caractérisant l'habitat de frai évoluent montrent des résultats moins différenciés en faveur de ce qui pourrait traduire un milieu plus diversifié.

IV.1.3.3. Peuplement macroinvertébrés (taxons et traits)

Comme pour le compartiment piscicole, la *figure 12* identifie les taxons de macroinvertébrés présents à la station de Goncourt au cours de la chronique étudiée et permet de rendre compte de l'évolution de leur abondance. Le peuplement macro-invertébrés à la station de Goncourt est sensiblement identique, la table d'abondance de la station est visible en *annexe 6*.

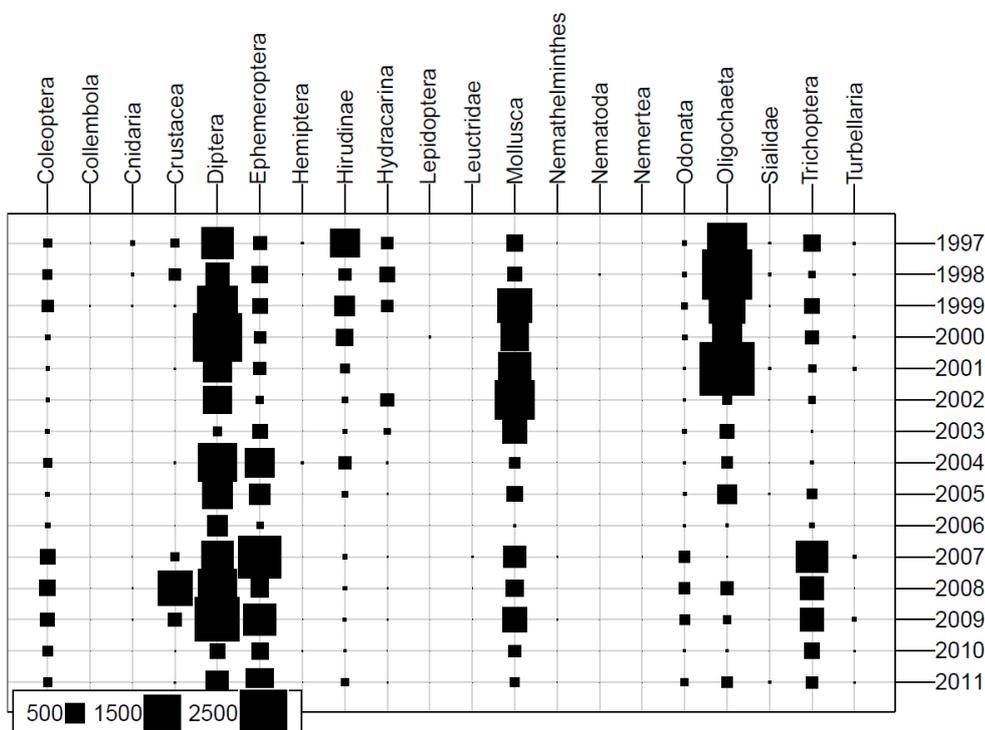


Figure 12 : Table d'abondance des différents groupes de macroinvertébrés à la station de Goncourt

Les tests de détection de tendance et ruptures ont été appliqués sur les abondances relatives des taxons aux deux stations (voir les résumés des résultats en annexe).

A la station de Goncourt on observe une diminution des abondances relatives d'Oligochètes dont la rupture de moyenne est détectée en 2001. A l'inverse, les Epheméroptères ainsi que les Trichoptères sont en forte augmentation avec des ruptures dans les abondances relatives moyennes détectées respectivement en 2002 et 2004. Des ruptures de moyennes sont également détectées pour les Coléoptères et Odonates allant vers une tendance à la hausse de la proportion de ces taxons.

En ce qui concerne la station de Bassoncourt, les évolutions des taxons sont relativement similaires. Les proportions d'Oligochètes et de Crustacés diminuent fortement au

sein du peuplement macroinvertébré, avec respectivement des abondances relatives moyennes avant rupture de 31,0 % et 41,1% et après rupture de 3,6% et 14,3%. Ces diminutions se faisant notamment au profit des Ephemeroptères, Odonates et Trichoptères.

Pour le *tableau 8*, seules les modalités de traits témoins soit de la qualité de l'habitat soit de la qualité de l'eau, sont présentés.

Traits	Modalités	Tendance		Date de rupture de moyenne		Moyenne avant-après rupture	
		Bassoncourt	Goncourt	Bassoncourt	Goncourt	Bassoncourt	Goncourt
Taille maximale (cm)	< 0,25		↘		2001		0,4 – 0,1
	0,25 - 0,5			1998	2001	2,5 – 11,4	14,1 – 23,6
	0,5 - 1	↗	↗	2001	2003	22,3 – 40,8	28,9 – 50,5
	1 - 2			2001	2006	19,7 – 23,8	13,9 – 19,0
	2 - 4			1998		30,2 – 19,4	
	4 - 8		↘	2001	2003	18,7 – 2,8	18,9 – 2,7
	> 8		↘	2001	2001	7,9 – 0,7	7,8 – 1,0
Nombre de générations par an	< 1						
	1			2000	2001	30,56 – 43,4	43,3 – 51,5
	> 1			2000	2001	65,2 – 50,8	53,3 – 45,9
Techniques de reproduction	ovoviviparité						
	pontes fixées		↘	1998	2002	27,1 – 45,7	53,2 – 38,8
	pontes libres	↗		1999	2004	3,2 – 14,8	11,6 – 14,6
Formes de résistance	diapause, dormance			2002	2001	13,9 – 9,7	15,3 – 24,4
Respiration	tégument		↘	1999	2002	39,3 – 56,4	75,7 – 49,8
Locomotion ou relation au substrat	vol		↗				
	marcheur		↗		2001		26,8 – 47,7
	fixé temporaire	↗		2002		6,1 – 19,6	
	fixé permanente						

Tableau 8 : Résumé des tests de tendances et ruptures des abondances relatives des modalités de traits macroinvertébrés liées à l'habitat et à la qualité chimique de l'eau sur la Meuse

Les tests de détection de tendance et de ruptures mettent en évidence un nombre modéré de tendances significatives. Les abondances relatives des modalités liées aux individus de grandes tailles semblent à la baisse, à l'inverse les individus de taille plus petite (0,5 – 1 cm) tendent à augmenter pour les deux stations. Le taux d'individus plurivoltins (plus d'une génération par an) est à la baisse pour les deux stations.

A la station de Bassoncourt les abondances relatives des individus présentant des pontes libres dans le milieu tendent à augmenter et les individus ayant un mode de vie fixé au substrat augmentent également.

Au niveau de la station de Goncourt, la proportion d'individus présentant des pontes fixées diminue.

IV.1.4. Evolution croisée de la qualité de l'eau et de la biologie

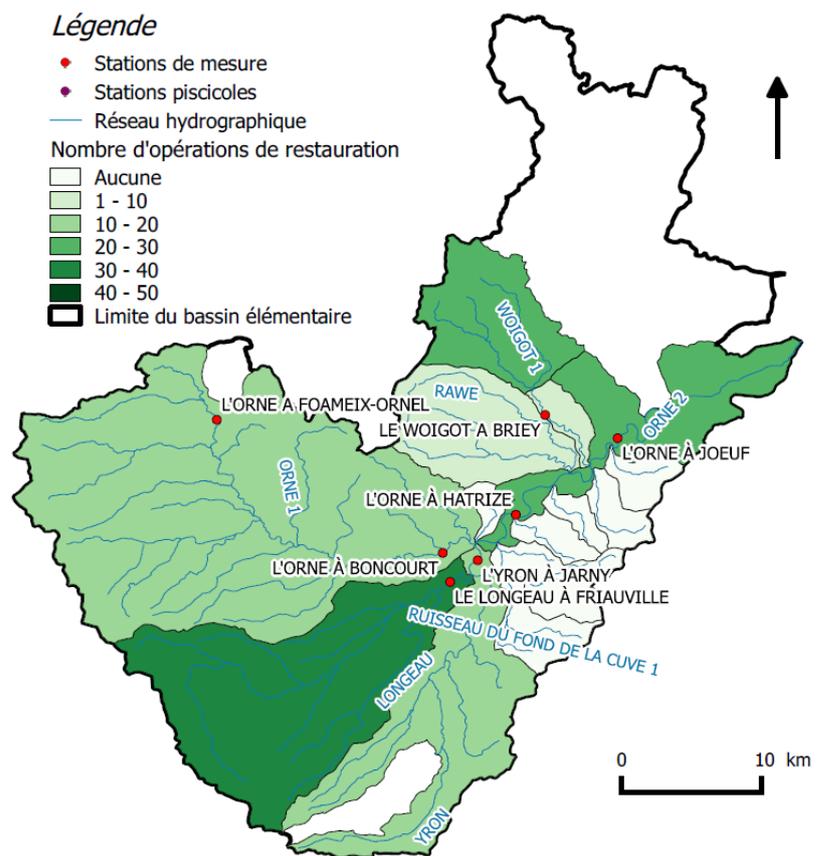
L'analyse des corrélations, entre les abondances relatives des modalités de traits des poissons et les paramètres physico-chimiques agrégés par le calcul de la médiane et du percentile 90, décrivent, par déduction, l'évolution de la qualité de l'habitat. De nombreuses modalités sont considérées comme témoins de la qualité de l'habitat par la méthode définie (déduction) alors que ces traits ne sont a priori pas liés à l'hydromorphologie. En ce qui concerne les modalités de traits du peuplement macroinvertébrés, aucune ne semble liée à la qualité de l'habitat à la station de Goncourt. A l'inverse, un nombre important de traits seraient liés à ce paramètre à la station de Bassoncourt par la méthode définie.

IV.2. Etude de cas : Bassin de l'Orne

IV.2.1. Choix du cas d'étude et contexte du bassin

Le bassin hydrographique de l'Orne fait partie du bassin élémentaire Ferrifère-Rhin qui rassemble les caractéristiques de la catégorie « TOP ». Cependant, il n'a pas fait l'objet d'étude en 2013 en raison de chroniques de données invertébrés jugées insuffisantes. Du fait du nombre limité de bassin rassemblant les caractéristiques de la catégorie « TOP », le sous-bassin de l'Orne a cette année été sélectionné comme cas d'étude.

Figure 13 : Carte du bassin de l'Orne



Masses d'eau et stations sélectionnées sur le bassin de l'Orne

La volonté de disposer de deux stations de données piscicole a conduit à la sélection des deux masses d'eau les plus amont de l'Orne et donc à la prise en compte dans l'étude de nombreuses masses d'eau affluentes pour une surface totale de bassin de 1150 km² (figure

13). L'intégration d'un nombre important de masse d'eau a conduit à la sélection de 8 stations de mesure différentes sur le bassin. L'absence de mesure physico-chimique au droit des stations piscicoles a conduit à prendre en compte des stations à proximité pour refléter la qualité de l'eau aux stations de pêches (voir la trame couleur *tableau 9*).

Nom masse d'eau	Numéro national	Stations de mesure	Chronique poissons	Chronique invertébrés	Chronique physico-chimie
ORNE 1	2085200	L'Orne à Foameix-Ornel		1993 – 2006	1992 – 2012
ORNE 1	2085400	L'Orne à Boncourt			1992 – 2012
ORNE 1	2085325	L'Orne à Gussainville	1993 – 2011		
ORNE 2	2086200	L'Orne à Hatrizé			1992 – 2012
ORNE 2	2088000	L'Orne à Joeuf			1992 – 2012
ORNE 2	2089000	L'Orne à Rosselange	1993 – 2011		
LONGEAU	2085850	Le Longeau à Friaucelle		1997 – 2007	1997 – 2012
YRON	2085700	L'Yron à Jarny		1997 – 2007	1997 – 2012

Tableau 9 : Masses d'eau et stations sélectionnées sur le bassin de l'Orne

Hormis les zones de sources situées dans les côtes de Meuse (cours d'eau de côtes calcaires), le bassin amont de l'Orne et de ses affluents est caractérisé par des milieux peu dynamiques (cours d'eau de plaine argileuse). Vers l'aval, à l'arrivée dans les côtes de Moselle, les pentes s'accroissent à nouveau. Différents affluents se jettent dans l'Orne : l'Yron qui a conflué avec le Longeau légèrement en amont, qui constituent des cours d'eau de plaine, puis le Rawé et le Woigot plus en aval, davantage associés à des cours d'eau de côte.

Le bassin amont, hors zone forestière de côtes, est caractérisé par un large plateau d'agriculture intensive. La surface de cultures représente ainsi environ 70% du bassin, quasiment 80% pour l'Yron, dont seulement 20% de la surface est en prairies (voir les tableaux CLC de l'ORNE 1 et 2 en *annexe 7*).



Station de mesure de Gussainville

Au regard de cette forte pression agricole, et notamment pour les besoins de drainage des parcelles, les cours d'eau ont subi des travaux hydrauliques lourds de rectification et recalibrage de lit, accompagnés de suppression de la ripisylve, se traduisant par des lits très encaissés et rectilignes ayant tendance à l'envasement. La perte de surface en prairies tend à progresser depuis les années 2000 sur les secteurs de l'Orne amont et de l'Yron. A l'inverse,

sur le bassin du Longeau, une stabilisation de la surface en prairie et un regain de zones humides et de zones herbacées, au détriment des forêts, sont observables.

Dans sa partie aval, l'Orne subit également de fortes pressions mais davantage liées aux activités industrielles (sidérurgiques) et à l'urbanisation. Son lit mineur est également rectifié et recalibré et les eaux vives présentes naturellement dans ce secteur sont restreintes par la présence d'une succession de barrages provoquant des faciès lenticulaires. Sur cette zone où la vallée est encaissée, le lit majeur est naturellement réduit voire inexistant et bien souvent remplacé par des constructions urbaines.

Les bassins amont (Yron, Longeau et Orne amont), de par leurs caractéristiques très rurales, présentent un faible taux d'épuration (inférieur à 20%) essentiellement dû à la station d'épuration d'Étain (Orne amont). Sur le secteur de l'Orne aval, peu de projet d'installation de station d'épuration ont vu le jour. Cependant l'implantation de 2 stations de grande capacité à Richemont et Jarny ont permis d'épurer la majeure partie de la population du secteur, avec actuellement 78 % de la population épurée (Détails sur les frises chronologiques en annexe 7).

Sur le bassin de l'Orne et de ses affluents, les opérations de restauration hydromorphologique ont débuté à partir des années 2000. Seul le Longeau et le Woigot ont fait l'objet de quelques opérations ponctuelles avant les années 2000. Les opérations ont concerné pour la plupart la restauration et la gestion de la végétation des berges, plus secondairement la restauration des fonctionnalités du lit et des berges du cours d'eau et enfin quelques opérations ont permis la restauration ou la création de zones humides. A ce jour l'évaluation DCE (*tableau 10*) classe les masses d'eau principales en état écologique moyen pour l'ORNE 1 et médiocre pour l'YRON et l'ORNE 2. Les plus mauvais états écologiques reviennent aux petites masses d'eau affluentes de l'ORNE 2.

Masse d'eau	ETAT DE LA MASSE D'EAU				PRESSION SUR L'HYDROMORPHOLOGIE		
	Etat Ecologique	Etat Poissons	Etat Invertébrés	Etat Paramètres Généraux	Pression Continuité	Pression Morphologique	Pression Hydrologie
ORNE 1	Etat moyen	Etat moyen	Très bon état	Etat moyen	faible	forte	faible
YRON	Etat médiocre	ND	ND	Mauvais état	faible	forte	faible
LONGEAU	Etat moyen	Etat moyen	ND	Bon état	faible	forte	faible
ORNE 2	Etat médiocre	Etat médiocre	Bon état	Etat moyen	moyenne	forte	faible

Tableau 10 : Evaluation DCE des masses d'eau du bassin de l'Orne

IV.2.2. Evolution de la qualité de l'eau

Paramètres	Evolution (rupture de moyenne et tendance)				
	Foameix-Ornel	Boncourt	Friauville	Jarny	Joeuf
Ammonium	↘	↘		↘	↘
Azote Kjeldahl	↗	↗	↗	↗	↗
DCO	↘	↘	↘	↘	↘
DBO à 20 °C	↗	↘	↘	↘	↘
Matière en suspension	↗	↗		↘	↘
Nitrates	↘	↘	↘	↘	↘
Nitrites	↘	↘	↘	↘	↘
Orthophosphates	↘	↘	↘	↗	↘
Phosphore total	↘	↘	↘	↗	↘
Taux de saturation en O2	↘	↘	↘	↘	↘
Température de l'air	↘	↘	↘	↘	↘
Température de l'eau	↘	↘	↘	↘	↘

Tableau 11 :
Evolutions significatives des paramètres physico-chimiques sur l'Orne

Le *tableau 11* met en évidence les évolutions des différents paramètres physico-chimie sur les lesquels les tests de tendances et de ruptures ont été appliqués. Dans l'ensemble, les macropolluants tendent à diminuer au niveau des 5 stations retenues, seul l'azote de Kjeldahl tend à augmenter au niveau des stations. A noter également une hausse importante et continue des orthophosphates à la station de Jarny depuis 2001 (date de rupture de tendance détectée). Au niveau de la station de Jarny, il faut remarquer l'importante diminution de la DCO et DBO sur les ruptures de moyennes.

Au niveau des stations de Foameix-Ornel et Boncourt (Orne amont), les tests mettent en évidence une tendance à l'augmentation des concentrations en matières en suspension. Indépendamment de la tendance globale à la diminution observée, les tests d'inversion de tendances détectent une augmentation des orthophosphates depuis 2001 au niveau de la station de Boncourt. Le même phénomène est observable à la station de Foameix-Ornel avec une date de rupture de tendance détectée en 2002. A cela s'ajoute également une hausse des concentrations en nitrate à partir des années 2000.

En ce qui concerne les paramètres autres que les macropolluants, la température de l'eau tend à diminuer aux 5 stations tout comme la température de l'air.

Des évolutions similaires sont mises en évidence avec les ACP réalisée (voir *annexe 7*).

IV.2.3. Evolution de la biologie

IV.2.3.1. Indices

Les résultats des tests de détection de tendances et de rupture appliqués aux indices et descripteurs taxonomiques des peuplements de macro-invertébrés et de poissons sont représentés ci-dessous (*tableau 12*).

Indices	Tendance			Date de rupture de moyenne			Moyennes avant-après rupture		
	Foameix	Friauville	Jarny	Foameix	Friauville	Jarny	Foameix	Friauville	Jarny
IBGN Continu		↗		1996	2002	2005	15,3 – 11,8	12,3 – 16	11,6 - 17
GFI Continu									
Variété taxonomique Continue		↗		1996	2004	2002	32,0 – 21,5	28,1 – 44,3	27,2 – 32,4
Abondance Invertébrés	↘			1996	2003		3334 - 1261	2120 - 4581	

Tableau 12 : Résultats des tests au seuil alpha= 0,05 pour les indices et descripteurs taxonomiques macroinvertébrés sur le bassin de l'Orne

Sur la figure 17, les indices des stations de Friauville et de Jarny montrent des évolutions similaires avec une hausse importante des valeurs moyennes de l'IBGN avant et après ruptures (augmentations d'environ 4 points à Friauville et 5 points à Jarny). A la station de Foameix-Ornel, l'IBGN diminue passant de 15,3 à 11,8. Les variations de l'IBGN observées au niveau des trois stations semblent essentiellement dues aux variations de la variété taxonomique continue.

Indices	Tendance		Date de rupture de moyenne		Moyennes avant-après rupture	
	Gussainville	Rosselange	Gussainville	Rosselange	Gussainville	Rosselange
Indice Poisson Rivière (IPR)			2007		22,2 – 18,7	
Abondance Poissons	↗	↗	2000	1999	325 - 850	178 – 465
Richesse spécifique Poissons				1998		9,3 – 12,5
Diversité Poissons (Shannon)						
Equitabilité Poissons		↘				

Tableau 13 : Résultats des tests au seuil alpha= 0,05 pour les indices et descripteurs poissons sur le bassin de l'Orne

La faible chronique de données de l'IPR à la station de Rosselange n'a pas permis l'application des tests. A la station de Gussainville, on observe une légère diminution de l'indice à partir de 2007. Les descripteurs taxonomiques montrent peu d'évolutions, à l'exception de l'abondance des poissons qui tend à augmenter. Au niveau de la station de Rosselange, la richesse spécifique est en augmentation mais l'équitabilité tend à diminuer pouvant traduire la dominance d'une ou 2 espèces (*tableau 13*).

IV.2.3.2. Peuplement piscicole (espèces et traits)

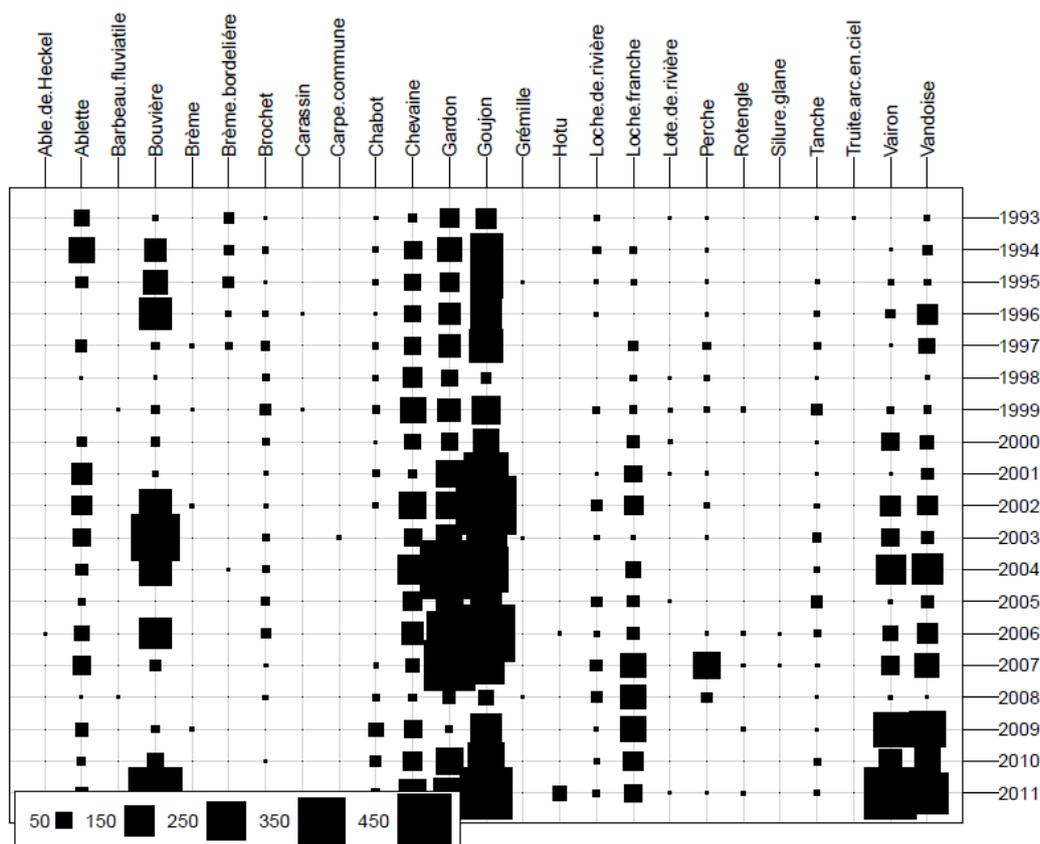


Figure 14 : Abondance des espèces de poisson à la station de Gussainville

L'analyse descriptive de la *figure 14* permet de rendre compte de l'évolution du peuplement piscicole à la station de Gussainville. Le Gardon et le Goujon sont les deux espèces dominantes du peuplement sur la chronique. Ils représentent en effet en moyenne environ 50 % du peuplement. Des abondances importantes de bouvières peuvent également être observées régulièrement dans la chronique, exprimant semble-t-il des cycles, et plus récemment de vairons. L'analyse des abondances relatives des espèces indiquent une augmentation du Vairon mais également de la Loche franche et de la Vandoise. A l'inverse, des espèces comme le Gardon, le Goujon et la Brème bordelaise tendent à diminuer.

Au niveau de la station de Rosselange, de fortes variations dans la composition du peuplement sont observées avec des ruptures détectées qui indiquent une forte augmentation des proportions de Chabot et une diminution d'espèces telles que le Goujon et le Gardon (*annexe 7*).

Traits	Modalités	Tendance	Date de rupture de moyenne	Moyenne avant-après rupture (%)	Si augmentation de la pression humaine
Degré de tolérance à de large gamme de température	Tolérant	↘			↗
	Intolérant	↗			↘
Degré de tolérance à la	Tolérant	↘	2007	74 - 41	↗

dégradation de l'habitat	Intolérant				↘
Préférence d'habitat	Eurytope		2007	31 - 13	↗
	Limnophile				↗
	Rhéophile	↗	2007	57 - 79	↘
Substrat de reproduction	Phytophile				↘
	Lithophile	↗	2007	24 - 52	↘
	Psamophile		2006	33 - 21	↘
Habitat de frai	Indifférent	↗	1999	12 - 42	↗
	Eaux stagnantes				↗
	Eaux courantes		1998	21 - 48	↘

Tableau 14 : Résumés des tests effectués sur les abondances relatives des modalités de trait poissons à Gussainville

Les tests de tendance et de rupture appliqués sur les abondances relatives des modalités de traits relatives à la qualité de l'habitat (*tableau 14*), détectent peu de tendances significatives. Toutefois les évolutions significatives observées vont globalement dans le sens indiquant une diminution des pressions humaines.

Les individus appréciant les zones courantes aussi bien en termes d'habitats de vie (rhéophile) que d'habitats de frai sont à la hausse. Il en va de même pour les individus frayant sur du substrat de type gravier, roches... (lithophile), typique des milieux courants. La proportion d'individus tolérants aux variations de température et à la dégradation de l'habitat ainsi que d'individus peu exigeants en termes de qualité d'habitat (eurytope) diminue.

Au niveau de la station de Rosselange la quasi-totalité des traits étudiés présentent des variations significatives allant dans le sens inverse de ce qu'on observe en situation d'augmentation de pression humaine et toutes les ruptures détectées sur les chroniques sont comprises entre 2000 et 2004.

IV.2.3.3. Peuplement macroinvertébrés (taxons et traits)

L'absence de listes faunistiques sur certaines années n'a pas permis l'application des tests de tendance et de rupture sur les abondances relatives des macro-invertébrés à la station de Jarny. Le faible jeu de données disponible aux deux autres stations et particulièrement à la station de Friaucelle peut expliquer le faible nombre d'évolutions significatives détectées.

A noter tout de même que la proportion de Crustacés tend à augmenter à la station de Foameix-Ornel et l'abondance relative des Oligochètes semble diminuer. A la station de Friaucelle, les Oligochètes sont également à la baisse et la proportion d'Ephéméroptères tend à augmenter.

Le faible taux de variation significative détecté au niveau des abondances relatives des taxons se répercute au niveau des abondances relatives des modalités de traits liées à

l'hydromorphologie et à la qualité de l'eau, avec peu de tendances significatives. Il faut cependant noter un nombre conséquent de ruptures détectées (*tableau 14*).

Au niveau de la station de Foameix-Ornel l'abondance relative d'individu de grande taille diminue, au profit d'individus de plus petite taille. Les individus présentant des pontes libres augmentent également ainsi que les ovovivipares. A la station de Friaucelle, la situation inverse est observée, les individus de petite taille diminuent.

Tableau 15: Tendances et ruptures des abondances relatives des modalités de traits macroinvertébrés liées à l'hydromorphologie et à la qualité chimique de l'eau aux stations de Foameix-Ornel et Friaucelle

Traits	Modalités	Tendance		Date de rupture de moyenne		Moyenne avant-après rupture (%)	
		Foameix (Orne)	Friaucelle (Longeau)	Foameix (Orne)	Friaucelle (Longeau)	Foameix (Orne)	Friaucelle (Longeau)
Taille maximale (cm)	< 0,25						
	0,25 - 0,5				2003		25,2 - 18,0
	0,5 - 1			1997	2002	20,2 - 27,2	31,8 - 23,8
	1 - 2			2001	1998	20,8 - 22,9	22,5 - 16,3
	2 - 4						
	4 - 8			1996		13,7 - 6,5	
	> 8			1996		5,9 - 2,1	
Nombre de génération par an	> 1			2003	2003	57,7 - 63,2	47,2 - 54,6
Techniques de reproduction	ovoviviparité			2003		33,9 - 43,7	
	pontes fixées			2001	2003	29,9 - 22,8	44,8 - 32,6
	pontes libres			1998	1998	12,3 - 20,3	27,3 - 7,9
Formes de résistance	diapause, dormance				1999		21,6 - 13,7
Respiration	tégument			1998	2001	42,8 - 48,8	61,3 - 41,8
Locomotion ou relation au substrat	vol						
	marcheur		↗		2001		34,4 - 48,5
	fixé temporaire		↘		2001		15,4 - 5,4
	fixé permanente						

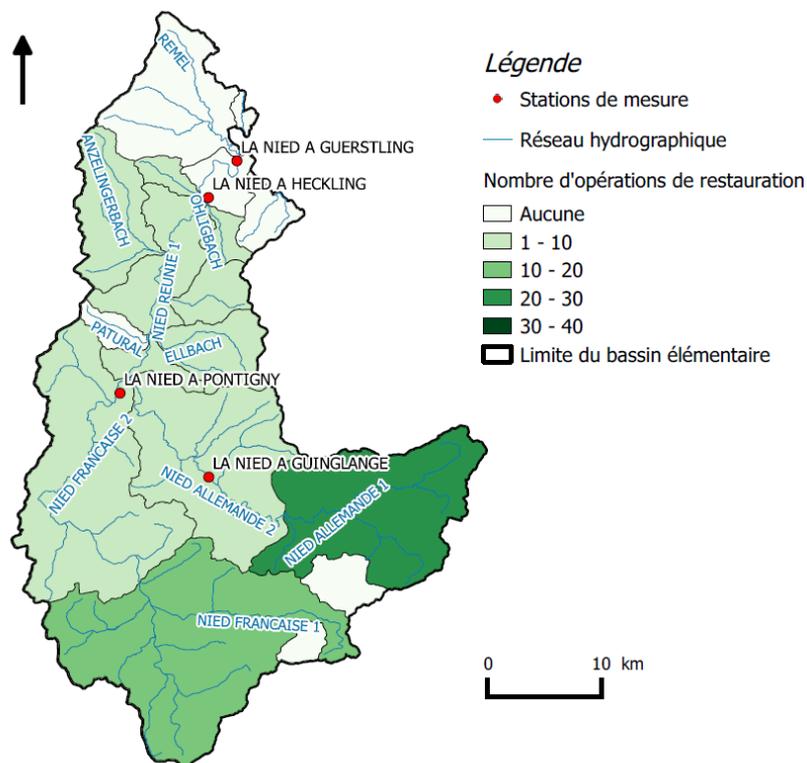
IV.2.4. Evolution croisée de la qualité de l'eau et de la biologie

Les abondances relatives des modalités de traits des poissons, étudiées aux stations de Rosselange et de Gussainville, se sont toutes révélées corrélées aux paramètres de la physico-chimie soit par l'utilisation de la médiane ou du percentile 90. En ce qui concerne les modalités de traits du peuplement macroinvertébrés, peu de modalités sont corrélées aux données physico-chimiques ce qui reviendrait à mettre en lien un nombre important de modalités avec l'évolution de l'habitat.

IV.3. Etude de cas : Bassin des Niefs

IV.3.1. Choix du cas d'étude et contexte du bassin

Le bassin élémentaire des Niefs est classé dans la catégorie « INTERM ». La localisation des stations de mesure, notamment piscicole, a entraîné la sélection d'un grand sous-bassin (1239 km²) nécessitant l'agrégation de nombreuses masses d'eau qui correspond à l'ensemble du bassin élémentaire (figure 15). Quatre stations de mesure ont fait l'objet d'analyses. La chronique de mesure à Heckling, concernant la physico-chimie, a été rattachée à celle de Guerstling pour rendre compte de la physico-chimie au point de prélèvement piscicole (tableau 16).



Masses d'eau et stations sélectionnées sur le bassin des Niefs

Figure 15 : Carte du bassin des Niefs

Nom masse d'eau	Numéro national	Stations de mesure	Chronique poissons	Chronique invertébrés	Chronique physico-chimie
NIED ALLEMANDE 2	2104000	La Nied Allemande à Guinglange		1993 à 2012	1992 à 2012
NIED FRANCAISE 2	2105000	La Nied Française à Pontigny		1993 à 2012	1992 à 2012
NIED REUNIE 2	2106400	La Nied Réunion à Heckling			1990 à 2006
NIED REUNIE 2	2106410	La Nied Réunion à Guerstling	1993 à 2011		2007 à 2012

Tableau 16 : Masses d'eau et stations sélectionnées sur le bassin des Niefs

La Nied Française s'écoule à travers le plateau lorrain jusqu'à sa confluence avec la Nied allemande où se forme la Nied Réunion. Comme les cas d'étude précédents, ce sont des cours d'eau de plaine, qui se caractérisent par une faible pente et donc une dynamique restreinte.

Le bassin des Niefs est soumis à de fortes pressions agricoles, en particulier pour la Nied française dont le lit majeur est occupé principalement par des cultures. L'étude du Corine Land Cover permet de rendre compte de l'évolution de l'occupation du sol sur le

bassin (voir en *annexe 8*). A l'échelle du bassin élémentaire les cultures représentent environ 50% de la surface des bassins. Globalement, il est à noter sur le bassin des Niefs une baisse importante de la surface en prairies entre 1990 et 2000, suivie d'une stabilisation entre 2000 et 2006 puis d'une nouvelle tendance à la diminution depuis 2006.

Au regard de cette forte pression agricole, ces cours d'eau ont subi des travaux hydrauliques lourds de rectification et recalibrage de lit se traduisant par des cours d'eau très encaissés et rectilignes souvent dépourvus de ripisylves. Les premières opérations de restauration hydromorphologique ont vu le jour dans les années 1992 sur ce bassin. Les principaux travaux réalisés ont consisté en la restauration et la gestion sélective de la végétation des berges et secondairement en la création et restauration de zones humides. A ce jour l'évaluation DCE (*tableau 17*) classe la majorité des masses d'eau en état écologique moyen et identifie la pression morphologique comme forte.

Masse d'eau	ETAT DE LA MASSE D'EAU				PRESSION SUR L'HYDROMORPHOLOGIE		
	Etat Ecologique	Etat Poissons	Etat Invertébrés	Etat Paramètres Généraux	Pression Continuité	Pression Morphologique	Pression Hydrologie
NIED FRANCAISE 1	Etat moyen	ND	Très bon état	Bon état	faible	forte	faible
NIED FRANCAISE 2	Etat moyen	ND	Très bon état	Etat moyen	moyenne	forte	faible
NIED ALLEMANDE 1	Etat médiocre	Etat médiocre	Etat moyen	Etat médiocre	moyenne	forte	faible
NIED ALLEMANDE 2	Etat moyen	ND	Bon état	Etat moyen	faible	forte	faible
NIED REUNIE 1	Etat moyen	ND	ND	Bon état	moyenne	forte	faible
NIED REUNIE 2	Etat moyen	Etat moyen	Très bon état	Etat moyen	moyenne	forte	faible

Tableau 17 : Evaluation DCE des masses d'eau du bassin des Niefs

En termes d'épuration, les bassins des Niefs ont fait l'objet de nombreux projets d'assainissement. Les premières stations d'épuration ont vu le jour à partir des années 1970, principalement au niveau de la Nied Française. Elles se sont ensuite multipliées à partir des années 2000 pour aboutir à une part élevée de population épurée. Le bassin de la Nied Française présente le taux d'épuration le plus faible avec 43,8% de la population épurée alors que ce taux atteint 85,6% sur le bassin de la Nied Allemande et 69,5% sur celui de la Nied Réunion (petites masses d'eau affluentes comprises).

IV.3.2. Evolution de la qualité de l'eau

L'évaluation DCE, à partir des paramètres généraux utilisés dans l'étude, classe le cours d'eau en état moyen d'un point de vue physico-chimique pour les trois masses d'eau auxquelles appartiennent les stations analysées dans l'étude. L'analyse de détection de tendances et de ruptures indique une tendance globale à la baisse des macropolluants pour les

trois stations (*figure 18*). Des évolutions semblables sont observées par l'analyse des ACP (*annexe 8*).

Paramètres	Evolution (rupture de moyenne et tendances)		
	PONTIGNY	GUINGLANGE	GUERSTLING
Ammonium		↘	↘
Azote global	↘	↘	↘
Azote Kjeldahl	↗	↗	↘
DCO	↘	↘	↘
DBO à 20 °C	↘	↘	↘
Matière en suspension	↘	↘	
Nitrates	↘	↘	↘
Nitrites	↘	↘	↘
Orthophosphates	↘	↘	↘
Phosphore total	↘	↘	↘
Taux de saturation en O2	↗	↗	↘
Température de l'air	↗	↘	
Température de l'eau		↗	↘

Tableau 18 :
Evolutions significatives des paramètres physico-chimiques sur le bassin des Niefs

Au niveau des stations de Pontigny et Guerstling, la température de l'eau semble stable ou diminue alors que la température de l'air augmente ou n'évolue pas. A la station de Guinglange une augmentation de la température de l'eau est observée alors que la température de l'air tend à diminuer.

IV.3.3. Evolution de la biologie

IV.3.3.1. Indices

Tableau 19 : Résultats des tests de tendances et de ruptures sur les indices et descripteurs taxonomiques pour le cas du bassin des Niefs

Indices	Tendance			Date de rupture de moyenne			Moyennes avant-après rupture (%)		
	Guinglange	Pontigny	Guerstling	Guinglange	Pontigny	Guerstling	Guinglange	Pontigny	Guerstling
IBGN Continu	↗	↗		2005	2001		13,2 - 16,6	10,3 - 14,7	
GFI Continu									
Variété taxonomique Continue		↗		2005	2003		31 - 42	24 - 37	
Abondance Invertébrés				1997			9264 - 1920		
Abondance Poissons									
Richesse spécifique Poissons			↗			1998			8,8 - 13,6
Diversité Poissons			↗						
Equitabilité Poissons									
IPR									

En ce qui concerne les indices (*tableau 19*), les tests de détection de tendances et de ruptures indiquent une hausse de la valeur moyenne de l'IBGN d'environ 3 points à Guinglange et de 4 points à Pontigny, associée à une augmentation de la variété taxonomique continue. Au niveau de la station de Guerstling la richesse spécifique des poissons ainsi que la diversité tend à augmenter.

IV.3.3.2. Peuplement piscicole (espèces et traits)

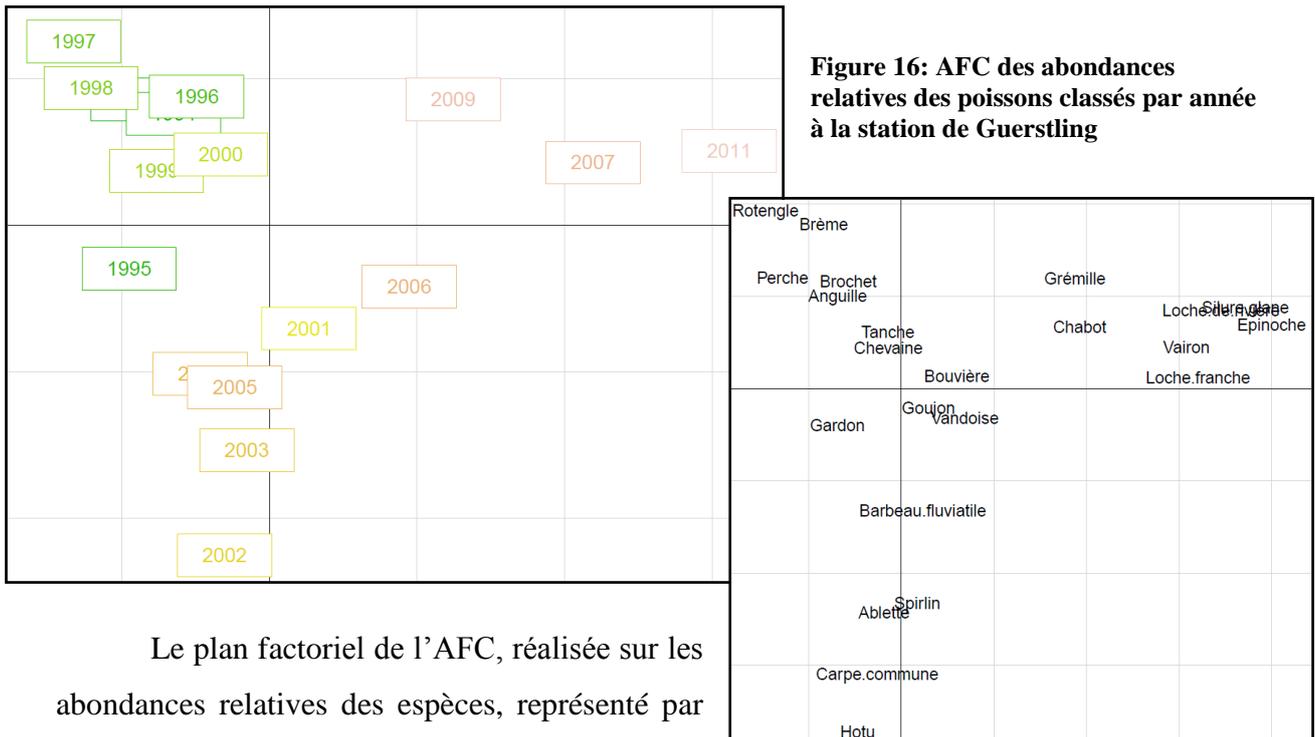


Figure 16: AFC des abondances relatives des poissons classés par année à la station de Guerstling

Le plan factoriel de l'AFC, réalisée sur les abondances relatives des espèces, représenté par les axe 1 et 2 permet d'expliquer 49,33% de la variance (*figure 16*).

Cette AFC permet de distinguer 3 pools d'années. Le pool composé des années 2001 à 2005 est bien représenté dans la partie négative de l'axe 2, auquel sont corrélées négativement des espèces comme le Hotu, la Carpe ou le Barbeau fluviatile. Le pool intégrant les années 2006 à 2011 est quant à lui bien représenté dans la partie positive de l'axe 1, un axe corrélé positivement avec la Loche de rivière, le Chabot, le Vairon, Loche de franche... L'analyse de tendances et de ruptures indique une augmentation significative des trois dernières espèces citées, à l'inverse du Brochet qui tend à diminuer (*annexe 7*).

La figure 17 présente les résultats de l'AFC réalisée à partir des abondances relatives des traits biologiques et écologiques témoignant de la qualité de l'habitat à Guerstling. Le plan factoriel représenté par l'axe 1 et 2 explique 70,57% de la variance. Comme pour l'AFC

décrite précédemment, on retrouve un pool d'individus associés aux années ultérieures à 2006, bien représenté dans la partie positive de l'axe 1.

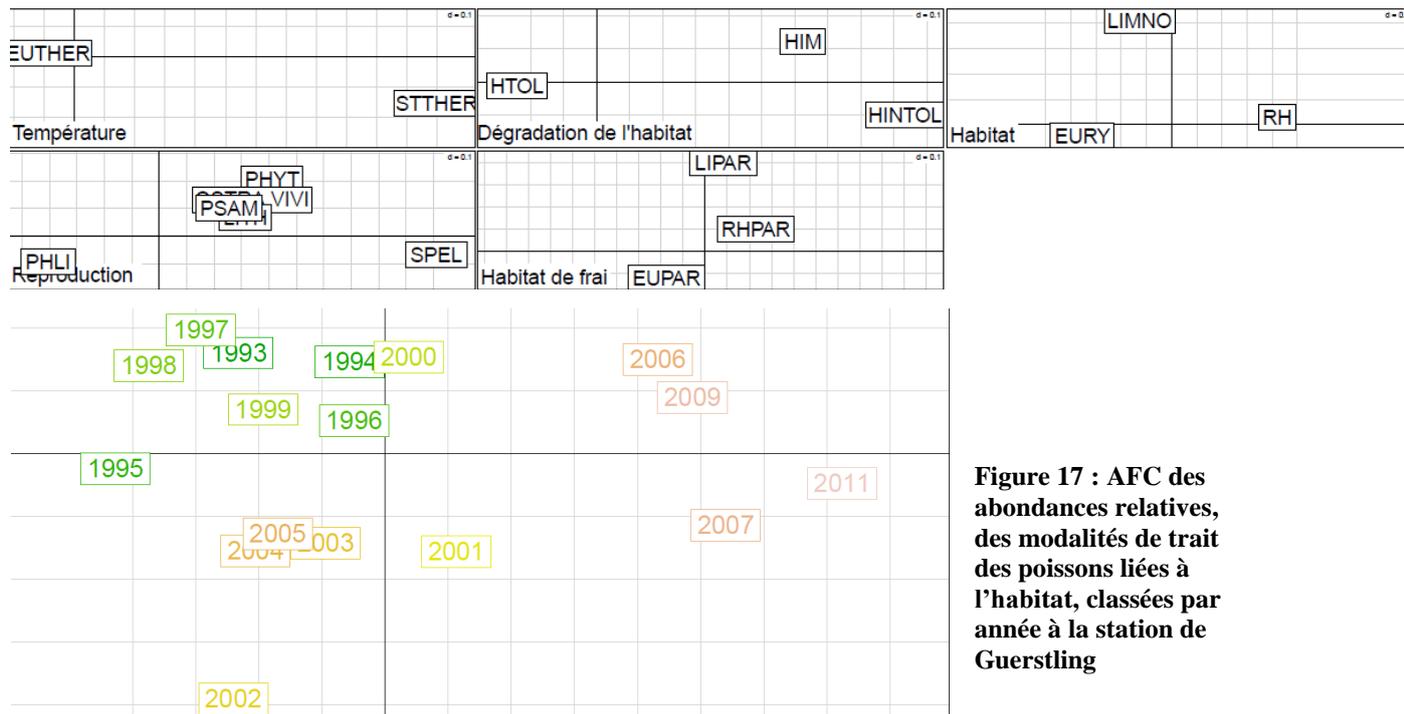


Figure 17 : AFC des abondances relatives, des modalités de trait des poissons liées à l'habitat, classées par année à la station de Guerstling

Cette partie de l'axe est corrélée positivement avec les modalités traduisant les sensibilités à la dégradation de l'habitat (HINTOL) et aux variations de température (STTHER) mais également avec les préférences des individus pour les habitats courants aussi bien comme lieu de vie (RH) qu'en tant que zone de zone de frai (RHPAR). Là encore, les analyses de tendance et de rupture effectuées sur les chroniques montrent la significativité des évolutions observée à partir de l'AFC pour les modalités citées.

IV.3.3.3. Peuplement macroinvertébrés (taxons et traits)

Les tests de tendances et ruptures appliqués aux abondances relatives des taxons de macroinvertébrés au niveau de la station de Pontigny mettent en évidence une baisse de la proportion de Crustacés et Mollusques au profit de groupes taxonomiques tels que les Oligochètes, Odonates ou les Coléoptères. Au niveau de la station de Guinglange, l'évolution du peuplement est sensiblement identique (voir résultats en *annexe 8*). En effet, les Crustacés tendent à diminuer au profit des Coléoptères, Odonates et Trichoptères.

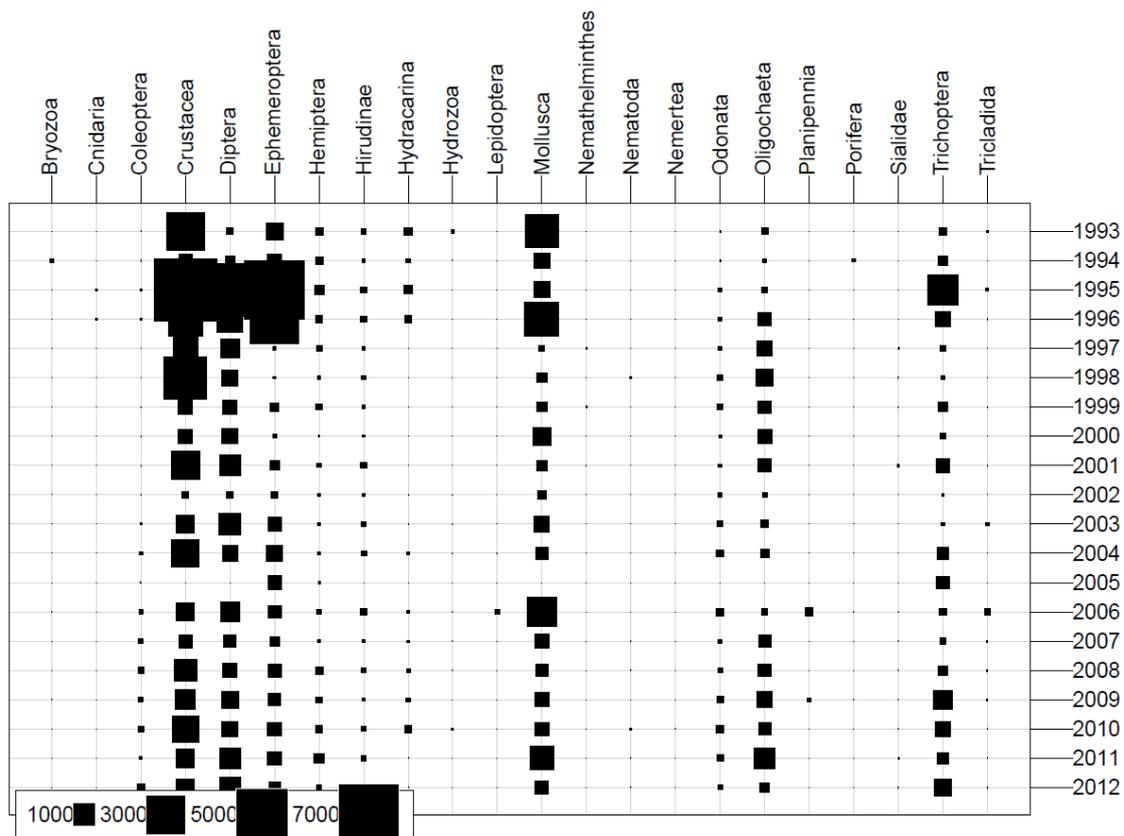


Figure 18 : Abondance des taxons macroinvertébrés à la station de Pontigny

L'analyse des modalités de traits met en avant des évolutions semblables des peuplements au niveau des deux stations (*tableau 20*).

Traits	Modalités	Tendance		Date de rupture de moyenne		Moyenne avant-après rupture	
		Pontigny	Guinglange	Pontigny	Guinglange	Pontigny	Guinglange
Taille maximale (cm)	< 0,25						
	0,25 - 0,5				2006		10,4 - 18,1
	0,5 - 1		↗		2001		19,5 - 31,8
	1 - 2		↗		2002		18,4 - 22,3
	2 - 4			2001	2003	32,1 - 23,7	40,1 - 18,1
	4 - 8			1996	1994	2,1 - 6,4	13,2 - 6,3
> 8							
Nombre de génération par an	> 1			2001	2004	61,7 - 53,9	63,3 - 51,3
Techniques de reproduction	ovoviviparité			2001	2001	45,4 - 30,3	52,8 - 30,6
	pontes fixées	↗	↗	2004	2001	26,2 - 37,7	20,2 - 31,9
	pontes libres			1994	2002	2,5 - 9,3	11,6 - 20,1
Formes de résistance	diapause, dormance			1994	2004	25,8 - 15,4	10,9 - 18,5
Respiration	tégument			1998		34,8 - 44,9	
Locomotion ou relation au substrat	vol		↗		2001		0,0 - 0,3
	marcheur			2001	2009	39,8 - 48	39,2 - 46,5
	fixé temporaire			1998	2001	7,0 - 9,4	6,8 - 9,9
	fixé permanente						

Tableau 20: Tendances et ruptures des abondances relatives des modalités de traits macroinvertébrés liées à l'hydromorphologie et à la qualité chimique de l'eau sur le bassin des Niefs.

En effet, le taux d'individu ovovivipares et plurivoltins diminue, à l'inverse des proportions d'individus présentant des pontes fixées qui ont tendance à augmenter de même que les individus présentant des modes de vie fixés au substrat. Cependant, les individus présentant des formes de résistance augmentent à la station de Guinglange.

En ce qui concerne les tailles maximales des individus pendant leur cycle de vie, les individus de grandes tailles diminuent au profit d'individus caractérisés par des tailles plus petites au niveau du peuplement de la station Guinglange.

IV.3.4. Evolution croisée de la qualité de l'eau et de la biologie

Certaines modalités de traits des poissons, étudiées à la station de Guerstling, se sont révélées non corrélées aux paramètres physico-chimiques et donc considérées comme témoin de la qualité de l'habitat. C'est par exemple le cas de la modalité traduisant la tolérance des individus aux faibles concentrations en oxygène de l'eau. En ce qui concerne les modalités de traits du peuplement macroinvertébrés, les corrélations montrent des résultats peu tranchés avec de nombreuses modalités qui seraient liées à la physico-chimie et à l'habitat.

V. DISCUSSION

V.1. Interprétation des différents cas d'étude

Cas de la Meuse amont

Les résultats présentés pour l'étude de cas de la Meuse amont indiquent une amélioration globale du milieu à plusieurs niveaux, tout en sachant que la qualité écologique reste moyenne au regard des critères de la DCE.

L'analyse des paramètres physico-chimiques, montre une amélioration sensible de la qualité de l'eau sur l'ensemble du bassin étudié avec une tendance à la baisse de la majorité des macropolluants. La forte diminution de la DCO et DBO reflète l'efficacité des opérations d'assainissement et leur participation à l'amélioration de la qualité de l'eau. La diminution des nitrates peut être quant à elle liée à une évolution des pratiques agricoles sur le bassin allant dans le sens d'une diminution des pollutions diffuses, bien que les surfaces toujours en herbe diminuent assez sensiblement au profit des cultures.

La qualité biologique du milieu, évaluée à partir de différents niveaux d'analyse, tend à s'améliorer, aussi bien pour le peuplement piscicole que pour les macroinvertébrés, pour tendre vers une situation plus en adéquation avec les caractéristiques de ce type de cours

d'eau de plaine. Les résultats, issus de l'analyse des indices ainsi que des descripteurs biologiques, avaient permis de conclure à l'amélioration de la qualité biologique et donc de façon plus générale, de l'amélioration de la qualité du milieu (Ricochon, 2013). Les compléments d'analyse, sur les espèces et les traits écologiques des peuplements, ont permis de confirmer ces résultats.

En effet, l'augmentation significative du Chabot, une espèce exigeante en termes d'habitat et appréciant les fonds non colmatés, peut indiquer l'amélioration de la qualité physique. Même si le Chabot est une espèce bien représentée sur le bassin Rhin-Meuse (Manné, 2007), l'augmentation de son abondance relative peut être considérée comme un bon indicateur d'une amélioration de la qualité du milieu, notamment en ce qui concerne le substrat du lit du cours d'eau. Dans une moindre mesure, l'augmentation du Vairon indique des améliorations similaires. Cependant, il est beaucoup moins exigeant vis-à-vis de la qualité de l'eau que le Chabot, le Vairon peut en effet être retrouvé dans des cours d'eau riches en matières organiques. Globalement, on observe une nette évolution du peuplement piscicole, au départ composé d'espèces ubiquistes, comme le Goujon, la Loche franche ou la Vandoise (Vigneron *et al.*, 2011) et s'orientant progressivement vers un peuplement composé d'espèces plus exigeantes.

L'analyse des traits biologiques et écologiques des poissons tend à corroborer ces observations. En effet, l'augmentation d'individus sensibles aux dégradations des habitats et appréciant les zones courantes est observable. Ces modalités traduisent une exigence pour un type de faciès que l'on retrouve essentiellement dans des zones où les conditions hydromorphologiques sont plutôt bonnes avec une certaine diversité de substrat.

L'amélioration du peuplement en macroinvertébrés est également observée. En effet, d'un peuplement au départ dominé par les Crustacés et Oligochètes, des organismes typiques des milieux exposés à des pollutions liées à des rejets d'eaux usées, on passe à un peuplement plus diversifié composé d'Ephéméroptères, Trichoptères, Coléoptères et Odonates, des taxons plus sensibles à la qualité du milieu en général.

L'analyse des traits des macroinvertébrés va en ce sens. La proportion d'individus de grande taille diminue de même que les individus plurivoltins, caractérisés par un développement rapide typique des milieux dégradés notamment en ce qui concerne la qualité de l'eau (Trichet-Arce, 2013). D'autres traits semblent indiquer une amélioration de la qualité de l'habitat, principalement à la station de Bassoncourt où la proportion croissante d'individus de petite taille et présentant des pontes ou des modes de vie fixés, suggérant la présence de substrat grossier dans le lit du cours d'eau, sont en augmentation. Les évolutions de ces

modalités sont le signe d'amélioration de la qualité de l'habitat (Trichet-Arce, 2013), complémentaire des effets potentiels de restauration de la ripisylve notés dans le travail de Ricochon (2013).

Cas de l'Orne

Sur le bassin d'étude de l'Orne, dans un contexte écologique davantage dégradé au regard des données DCE, la qualité du milieu semble également s'améliorer mais de manière plus contrastée.

La qualité de l'eau, notamment en ce qui concerne les macropolluants, tend à s'améliorer au niveau des différentes masses d'eau étudiées mettant en évidence l'influence des évolutions des pratiques agricoles (mise aux normes des bâtiments d'élevage, bandes enherbées), mais surtout de l'assainissement dont les effets sont particulièrement bien marqués dans la partie aval de l'Orne.

Les évolutions de la qualité biologique ne sont pas homogènes sur tout le bassin. En effet, la qualité des peuplements en macroinvertébrés semble s'améliorer sur les masses d'eau affluentes de l'Orne analysées. A l'inverse, la baisse significative des indices ainsi que l'augmentation de la proportion de Crustacés sur la partie amont de l'Orne (station de Foameix-Ornel) indiquent une dégradation du milieu. A noter sur ce secteur, une tendance à la hausse des matières en suspension et une ré-augmentation depuis quelques années des nitrates et orthophosphates pouvant concorder avec des pertes importantes de surface en prairies sur le bassin amont de l'Orne (comm. pers. Chargé d'affaires de l'Agence). Au regard de ces éléments, il semble que les pressions agricoles restent fortes voire augmente dans ce secteur.

L'analyse du peuplement piscicole ne permet pas de tirer de conclusion nette quant à l'évolution du milieu (ni dans le sens d'une dégradation, ni dans le sens d'une amélioration) en raison du faible nombre d'évolutions observées, aussi bien au niveau des espèces que des modalités. Cette absence d'évolution peut refléter la relative « jeunesse » des interventions hydromorphologiques réalisées sur l'Orne, dont les effets ne sont pas encore visibles sur le milieu, l'absence d'actions sur le chevelu de tête de bassin (petits cours d'eau) et l'effet de contrepoids de l'augmentation des pressions d'origine agricole.

Dans la partie aval de l'Orne, dont le contexte du bassin est sensiblement différent (vallée encaissée et industrialisée), une amélioration de la qualité piscicole est observée. Cependant les ruptures au sein du peuplement ainsi que de leurs traits mettent en évidence

l'influence indéniable de l'assainissement par la mise en service de la STEP de Richemont en 2003, ne permettant pas d'identifier d'éventuelles améliorations de l'habitat.

Cas du bassin des Niefs

L'analyse des paramètres physico-chimiques met, là encore, en avant la participation des opérations d'assainissement ainsi que les modifications des pratiques agricoles dans l'amélioration de la qualité de l'eau.

Dans un contexte de qualité écologique très contrasté entre des masses d'eau principales en état moyen et des petits affluents dégradés, une certaine amélioration de la qualité biologique est observée sur les stations étudiées et ce aux différents niveaux d'analyse. En effet, les indices macroinvertébrés traduisent l'amélioration de la qualité du milieu. Le peuplement se diversifie et évolue, avec l'apparition de taxons plus sensibles à la qualité du milieu (Coléoptères, Odonates, Trichoptères...). Les informations apportées par leur traits mettent en évidence l'amélioration de la qualité de l'eau, notamment par la diminution de la proportion d'individus plurivoltins ou encore ovovivipares, traduisant un mode de reproduction permettant d'apporter une protection aux œufs et de les préserver des fluctuations du milieu. La qualité de l'habitat semble s'améliorer également, en effet les individus présentant des pontes ou des modes de vie fixés au substrat augmentent.

A travers l'analyse du compartiment piscicole, l'hypothèse de l'amélioration de l'habitat peut également être avancée. Des espèces ubiquistes telles que le Chevesne et le Gardon tendent à diminuer au profit d'espèces plus exigeantes en termes d'habitat telles que le Vairon et le Chabot. Cette hypothèse se confirme par l'analyse de leurs traits qui indique l'augmentation d'individus sensibles aux dégradations des habitats et appréciant les zones courantes aussi bien en tant qu'habitat de vie que de frai.

Sur ce bassin, les individus sensibles aux variations de température sont également en augmentation. Cette observation peut être mise en lien avec la diminution de la température de l'eau détectée au niveau de la station de Guerstling. En effet, les analyses ont montré que la température de l'eau diminuait indépendamment de la variation de l'air. Cette diminution peut être mise en lien avec les opérations de restauration hydromorphologique, qui ayant principalement consisté en la restauration/gestion de la végétation des berges (Agence de l'eau, 2009), ont pu permettre l'augmentation du couvert végétal aux abords des cours d'eau limitant ainsi l'éclairement et les fortes variations de température de l'eau.

V.2. Mise en parallèle des résultats des cas d'étude

L'étude porte sur trois bassins aux caractéristiques similaires, avec des cours de plaine dans un contexte rural soumis à de fortes pressions agricoles, notamment sur leur composante physique, et ayant fait l'objet de restaurations hydromorphologiques plus ou moins récentes.

Dans des contextes initialement très dégradés, caractérisés encore aujourd'hui par des états écologiques globalement moyens voire médiocres, la mise en parallèle des résultats permet de mettre en évidence une certaine amélioration du milieu.

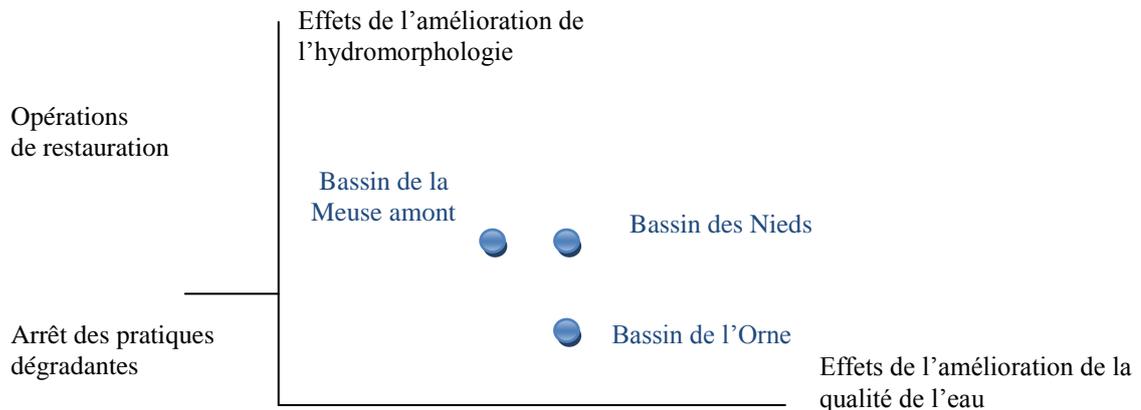
Les analyses montrent en effet une amélioration nette de la qualité de l'eau pour les trois bassins, essentiellement liée au levier de pression de l'assainissement (épuration des eaux usées) mis en place depuis plusieurs années et de manière relativement importante avec au minimum la moitié de la population épurée dans chaque cas.

Cependant, les autres pressions restent significatives et expliquent la qualité écologique et biologique relativement moyenne de ces cours d'eau. Les leviers ayant initié l'arrêt des pratiques dégradantes sur le milieu (curage, rectification,...) et les premières actions de restauration, ainsi que les améliorations des pratiques agricoles, ont en effet amorcé certaines améliorations mais n'ont pas encore permis de reconquérir une bonne qualité.

L'analyse des traits biologiques et écologiques, en particulier du compartiment piscicole, a permis de mettre en évidence une nette amélioration de la qualité de l'habitat sur le bassin de la Meuse et des Niefs alors que peu d'évolutions sont observées sur le cas de l'Orne. Ce constat peut être mis en lien avec l'historique d'intervention sur l'hydromorphologie. En effet, les premières opérations datent des années 2000 sur le bassin de l'Orne alors qu'elles remontent au début des années 1990 sur les deux autres bassins. Il a été montré que la majorité des opérations hydromorphologiques sur ces bassins ont concerné la restauration et la gestion de la végétation des berges, des opérations qui nécessitent un temps long (10-15 ans) pour percevoir les premiers effets (source à reprendre) et qui restent d'ambition mesurée pour ce type de milieux dégradés qui ne peuvent s'auto-restaurer du fait de leur faible dynamique.

En termes d'hydromorphologie, sur le bassin de l'Orne ce sont essentiellement les effets de l'arrêt des pratiques dégradantes qui semblent être observées et qui se traduisent par une faible amélioration du peuplement piscicole. Sur le bassin de la Meuse amont et des Niefs, les effets des premières opérations de restauration semblent se matérialiser. A l'échelle du bassin versant, cette hypothèse pourrait ainsi expliquer les évolutions positives plus marquées de la biologie sur ces deux bassins, mettant ainsi en évidence une amélioration plus

sensible de l'habitat. Le schéma ci-dessous synthétise la situation actuelle des différents bassins étudiés.



Part de l'amélioration de l'hydromorphologie et de l'assainissement dans les évolutions observées

L'analyse des corrélations entre les traits et la physico-chimie n'a pas permis d'isoler les évolutions liées à l'amélioration de l'hydromorphologie. En ce qui concerne le peuplement piscicole, certains traits n'ont montré aucune corrélation avec la physico-chimie alors même qu'ils sont directement liés aux paramètres physico-chimiques de par leur définition. Pour les macroinvertébrés, les traits supposés liés à l'hydromorphologie selon la littérature (Trichet-Arce, 2013), n'ont pas été sélectionnés par la méthode appliquée ou se sont retrouvés sélectionnés parmi une multitude d'autres traits.

Au regard des résultats sur ces corrélations, il semble que la méthode « prospective » retenue manque de robustesse. Toutefois, ces résultats mettent également en évidence la difficulté d'expliquer le déterminisme biologique en dissociant les facteurs en cause, ces facteurs étant étroitement liés entre eux (qualité de l'eau et de l'habitat) (Lausecker *et al.*, 2012) et un individu étant caractérisé par une suite de traits (Mondy, 2012). Ce point va en outre dans le sens de l'insuffisance de l'amélioration isolée de la qualité de l'eau pour améliorer la biologie aquatique. Les interventions d'assainissement ont certes permis des améliorations écologiques sensibles mais il est indispensable de restaurer le milieu physique et de s'intéresser à un cortège de pressions qui influencent le milieu, et ce à différentes échelles, pour réellement pouvoir tendre vers un bon état écologique.

V.3. *Les limites de l'exercice*

Un certain nombre de contraintes imposées à l'étude induisent des limites de connaissance, de méthodologie, de disponibilité des données, etc. qu'il convient de présenter afin de nuancer les résultats obtenus et les interprétations avancées.

Bassin versant et représentativité de la station

La volonté d'analyser un cumul d'opération a nécessité l'intégration de longues chroniques de données de mesures de la physico-chimie et de la biologie. Les seules sources de données présentant un tel historique de mesures sont les stations du réseau de surveillance servant à l'évaluation de l'état des milieux au titre de la DCE. Elles sont cependant peu nombreuses sur le bassin Rhin-Meuse (une centaine), notamment concernant l'évaluation du compartiment piscicole, limitant ainsi leur intégration en nombre dans les études. Cette contrainte, induite par la nécessité d'utiliser de longue chronique de données, a conduit à se poser la question de la représentativité des évolutions observées au niveau du bassin versant, par les analyses effectuées à l'échelle de la station. Cette approche a en effet souvent fait l'objet de controverse. Certains auteurs considèrent que les évolutions de la biologie observées à l'échelle de la station sont essentiellement représentatives des fluctuations de l'environnement qui s'exercent à cette même échelle alors que d'autres considèrent qu'elles intègrent les fluctuations qui s'exercent à l'échelle du bassin versant. Ces mêmes questions se posent particulièrement quant à l'utilisation des macroinvertébrés ou des poissons (Hering *et al.* 2006 ; Kail *et al.*, 2012 ; Springe *et al.*, 2006). Toutefois, d'un point de vue réglementaire et notamment pour l'évaluation de la qualité des eaux superficielles au titre de la DCE, ce sont les mesures au niveau d'une station qui sont utilisées pour évaluer la qualité du milieu à l'échelle de la masse d'eau. Ce choix peut donc être critiqué mais il est conditionné en grande partie par la disponibilité des données.

Données de pressions et liens à la qualité du milieu

Dans le temps imparti et à l'échelle d'étude, l'analyse qualitative des données de pression et de levées de pressions (restauration, assainissement,...), a semblé la plus appropriée, notamment en termes de description du contexte d'étude. Il existe un important manque d'information concernant les effets des différentes pressions sur le compartiment biologique, qui associé à leur simple analyse descriptive, a rendu difficile l'explication des évolutions observées au niveau des peuplements et des modalités (analyse de corrélations).

Finesse d'analyse des données biologiques

L'analyse des **indices** a montré des évolutions parfois contradictoires par rapport à l'évolution des peuplements et de leurs modalités de traits. C'est notamment le cas sur le bassin la Meuse amont, où l'évolution de l'IPR montre une légère détérioration de la qualité du peuplement piscicole alors que l'analyse plus détaillée des espèces et de leurs traits écologiques associés tend à montrer une amélioration de ce compartiment. Cela met ainsi en

évidence les limites de l'utilisation de ces indices pour évaluer les évolutions du milieu (Reyjol, 2013). L'IBGN quant à lui, évolue de façon cohérente avec le peuplement.

Toutefois, les évolutions de l'IPR étaient moins marquées que celle de l'IBGN pouvant ainsi expliquer ces évolutions contradictoires.

L'analyse des **traits biologiques et écologiques**, reconnus pour mettre en évidence la part des différentes pressions, a en effet permis de mettre en évidence les effets potentiels des restaurations hydromorphologiques. Ces résultats sont relativement pertinents avec l'utilisation des traits des poissons dont certains traits sont, selon leur définition, directement en lien avec l'habitat, ce qui facilite leur interprétation et leur utilisation dans l'évaluation de la qualité physique du milieu. L'interprétation des effets et de l'évolution de la qualité de l'habitat à partir des traits des macroinvertébrés s'est révélée plus délicate. En effet, les évolutions des modalités sélectionnées dans l'étude, reconnues pour avoir un lien fort avec les pressions hydromorphologiques et donc reflétant la qualité de l'habitat (Mondy, 2012 ; Trichet-Arce, 2013), se sont révélées complexes à décrire rendant ainsi leur interprétation difficile. Cependant, des effets potentiels d'évolutions de la qualité de l'habitat ont quand même pu être mis en évidence sur le bassin de la Meuse amont et des Niefs. Il est à noter sur ce point que les travaux de recherches sur les liens entre l'habitat et la biologie aquatique, mis en parallèle des autres facteurs intervenants sur le milieu (qualité de l'eau, hydrologie,...), sont relativement récents en lien notamment avec le développement de l'outil CARHYCE par l'ONEMA. Les difficultés identifiées dans cette étude pour dissocier les effets des différentes pressions sur le milieu devraient ainsi être éclairées dans les prochaines années avec la mise à disposition de ces travaux de recherches et de nouveaux outils.

VI. CONCLUSION

La restauration de l'hydromorphologie, réellement lancée en France au début des années 1990, est relativement récente à l'échelle de la politique de l'eau (années 1960). L'évaluation, aujourd'hui légitime, des effets de ces interventions constitue un volet « nouveau » de cet axe, d'autant plus lorsque l'évaluation s'intéresse à de larges échelles spatiales et temporelles (bassin versant, historique et cumul d'interventions, chronique de données), que peu d'études en la matière ont cherché à investiguer.

La méthodologie mise en place lors du premier travail sur le sujet en 2013 a posé les bases des éléments à prendre en compte pour mener cette réflexion et a permis la sélection de différents types de bassins, notamment de bassins ayant fait l'objet d'un nombre suffisant

d'opérations de restauration pour envisager une évaluation des effets de ces opérations. L'intégration d'une large échelle spatiale a entraîné la prise en compte de nombreux facteurs, notamment les pressions, pouvant influencer les compartiments étudiés, rendant plus complexe l'explication des évolutions constatées sur le milieu.

En ce qui concerne les améliorations de qualité d'eau observées au niveau des trois bassins étudiés en 2014, une forte influence des projets d'assainissement des collectivités et des modifications globales des pratiques agricoles (mises aux normes des bâtiments d'élevage, bandes enherbées,...) a pu être mise en évidence. Pour la biologie, l'approfondissement de la méthodologie, par l'analyse des abondances relatives des espèces/taxons des peuplements piscicoles et macroinvertébrés mais surtout de leurs traits biologiques et écologiques associés, a permis de mieux décrire les évolutions du milieu et de formuler des hypothèses quant aux effets des différentes pressions et par conséquent des actions visant la réduction de ces pressions.

En 2013, l'interprétation des indices avait uniquement permis de conclure à une amélioration globale de la qualité du milieu sur le bassin de la Meuse amont. La méthodologie plus approfondie appliquée à ce bassin dans le cadre de cette étude, a permis de confirmer ces conclusions et de mettre en évidence les effets de l'amélioration de l'hydromorphologie sur les peuplements (traits écologiques liés à l'habitat), à la fois en raison de l'arrêt des pratiques dégradantes mais également en lien avec les opérations de restauration engagées depuis bientôt 15 ans sur ce bassin.

Des effets potentiels d'amélioration de l'hydromorphologie ont également été mis en évidence sur le bassin des Niefs dont la chronique d'intervention en matière de restauration, ainsi que l'historique d'assainissement des collectivités, sont similaires à ce qui peut être observé sur le bassin de la Meuse amont.

Le cas de l'Orne (dans sa partie amont) s'est révélé quelque peu différent des deux autres bassins. En effet, les améliorations de l'hydromorphologie, en lien avec l'évolution de la biologie, semblent moins marquées. La cause peut être imputée à la relative « jeunesse » de la chronique d'intervention sur le milieu, ayant débuté à partir des années 2000 et dont les effets ne seraient pas encore visibles. Seul l'arrêt des pratiques dégradantes, liées aux travaux hydrauliques lourds sur les drains principaux, semble être observé sur ce bassin actuellement.

L'utilisation de la biologie pour évaluer la qualité de l'habitat et donc les restaurations hydromorphologiques s'est révélée délicate. En effet la biologie est influencée par une multitude de facteurs dont il est difficile de dissocier l'influence de chacun. La mise en place de suivi de la qualité de l'habitat, sur le long terme, permettrait de faciliter ce type de

d'évaluation, par l'étude en parallèle de la biologie et de la qualité de l'habitat et ainsi permettre de mieux comprendre les effets actions de restauration mises en place.

La majorité des opérations de restauration menées jusqu'à présent ont essentiellement concernées la gestion/restauration de la végétation de berges. Comme indiqué par la bibliographie, le délai nécessaire à la matérialisation de leurs effets sur le milieu est long, de l'ordre de 10 à 15 ans a minima. Les résultats n'ont ainsi pu mettre en évidence que les prémices des effets de ces actions. Il est par conséquent primordial de poursuivre dans les années à venir les évaluations à cette échelle pour rendre compte de l'évolution de la qualité du milieu, notamment biologique, et juger réellement les effets des opérations, d'autant plus dans l'optique du développement du nombre et de l'ambition de ces interventions.

BIBLIOGRAPHIE

- ALVAREZ-CABRIA M., BARQUIN J. ET JUANES A., 2009.** *Spatial and seasonal variability of macroinvertebrate metric: Do macroinvertebrate communities track river health.* Ecological indicators, n°10, p. 370-379.
- ARCHAIMBAULT V., ROSEBERY J. ET MORIN S., 2010.** *Traits biologiques et écologiques, intérêt et perspectives pour la bio-indication des pollutions toxiques.* Des outils pour surveiller la qualité des eaux par des organismes indicateurs. Sciences Eaux et Territoires. n°01. p.46-51.
- BRAVARD J.-P., 2010.** *Historique de la restauration physique de cours d'eau. Évolution en rapport aux connaissances et en lien avec les grandes politiques de l'eau.* La restauration physique des milieux aquatiques - Rencontre interrégionale des réseaux d'acteurs pour une gestion globale et concertée des milieux aquatiques - 6 juillet 2010.
- BRUSLE J. ET QUIGNARD J. P., 2001.** *Biologie des poissons d'eau douce européens.* Aquaculture –Pisciculture. ISBN : 2-7430-0440-1.
- CHANDESRIIS A., MENGIN N., MALAVOI J.-R., SOUCHON Y., PELLA H. ET WASSON J.-G., 2008.** *Système Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau, principes et méthodes,* Version V 3.1. Cemagref. 64p.
- FRIBERG N., KRONVANG B., HANSEN H.O. ET SVENDSEN L.M., 1998.** *Long-term, habitat-specific response of a macroinvertebrate community to river restoration.* Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems. n° 8. p. 87-99.
- HERING D., JOHNSON R. K., KRAMM S., SCHMUTZ S., SKOSZKIEWICZ K., AND VERDONSCHOT P. F. M., 2006.** *Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress.* Freshwater Biology. n°51. p 175761785.
- HOLZER S., 2008.** *European Fish Species: taxa and guilds classification regarding fish-bases assessment methods.* Universität Wien. 195p.
- KAIL J., ARLE J. ET JAHNIG S. C., 2011.** *Limiting factors and thresholds for macroinvertebrate assemblages in European rivers : Empirical evidence from three datasets on water quality, catchment urbanization, and river restoration.* Ecological Indicators. n°18. p.63-72.
- KARR J. R. ET CHU E. W., 2000.** *Sustaining living rivers.* Hydrobiologia. n° 422/423. p. 1-14.
- LAUSECKER P.-O., BAUDOIN J.-M., VEST F., AUGU H., CHATAIGNER J., RUBIN A. ET POULET N., 2012.** *Valorisation des données CARHYCE®2009 et exploration des liens hydromorphologie-biologie – Cas des peuplements piscicoles et macroinvertébrés.* Rapport technique. Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques. 124 p.
- LOGEZ M., BADY P., MELCHER A. ET PONT D., 2012.** *A continental-scale analysis of fish assemblage functional structure in European rivers.* Ecography. n°36. p. 80-91.
- LOGEZ M. ET PONT D., 2012.** *Global warming and potential shift in reference conditions : the case of functional fish-based metrics.* Hydrobiologia. n°704. p.417-436.

- LOPEZ B., CROISSET N., SURDYK N. ET BRUGERON A., 2011.** *Développement d'outils d'aide à l'évaluation des tendances dans les eaux souterraines au titre de la DCE.* Rapport final. Partenariat BRGM-ONEMA. 93p.
- MALAVOI J.-R. ET ADAM P., 2007a.** *La restauration hydromorphologique des cours d'eau : concepts et principes de mise en œuvre.* Ingénieries. n° 50. p. 49-61.
- MALAVOI J.-R. ET ADAM P., 2007b.** *Les interventions humaines et leurs impacts hydromorphologiques sur les cours d'eau.* Ingénieries. n° 50. p. 35-48.
- MALAVOI J.-R. ET BRAVARD J.-P., 2010.** *Éléments d'hydromorphologie fluviale.* Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques. Comprendre pour agir. 224p.
- MANNE S., 2007.** *Réseau hydrobiologique et piscicole, bassin Rhin-Meuse, Synthèse des données 1995 à 2004.* Office Nationale de l'Eau et des Milieux Aquatiques. 36 p.
- MARZIN A., ARCHAIMBAULT V., BELLIARD J., CHAUVIN C., DELMAS F., PONT D., 2012.** *Ecological assessment of running waters: Do macrophytes, macroinvertebrate, diatoms and fish show similar responses to human pressures ?.* Ecological Indicators. n°23. p.56-65.
- MONDY C., 2012.** *De la communauté à l'individu: apport des traits des invertébrés benthiques dans la bio-évaluation des cours d'eau.* Thèse de doctorat d'université, mention : écotoxicologie, biodiversité, écosystèmes. Université de Lorraine. 371p.
- OFFICE NATIONALE DE L'EAU ET DES MILIEUX AQUATIQUES (ONEMA), 2009.** *Travaux de restauration de cours d'eau sur le bassin des Niefs - Quels résultats après 20 ans d'intervention ?.* Agence de l'eau Rhin-Meuse. Retours d'expériences. Fiche n°1 à 6.
- OFFICE NATIONALE DE L'EAU ET DES MILIEUX AQUATIQUES (ONEMA), 2010.** *Les typologies des cours d'eau.* Des étapes et des outils. n°4. 4p.
- PONT D., 2010.** *Bio-indication et peuplement piscicole dans les cours d'eau : une approche fonctionnelle et prédictive.* Des outils pour surveiller la qualité des eaux par des organismes indicateurs. Sciences Eaux et Territoires. n°01. p.40-45.
- PONT D., DELAIGUE O. ET BELLIARD J., 2011.** *Programme IPR+. Révision de l'indice poisson rivière pour l'application de la DCE.* Version V0 de l'indicateur. CEMAGREF, 125 p.
- POYRY ENVIRONNEMENT, AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE (AERM), 2013.** *Étude d'actualisation des données de caractérisation du milieu physique des cours d'eau sur le bassin Rhin-Meuse.* 72 p.
- REYJOL Y., SPYRATOS V., BASILOCO L., 2013.** *Bioindication: des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques, perspectives en vue du 2^{ème} cycle DCE – Eaux de surface continentales.* Les Rencontres de l'ONEMA-Synthèses. ISBN : 979-10-91047-12-8.
- RICOCHEON C., 2013,** *Evaluation des effets des opérations de restauration hydromorphologique dans un contexte de larges échelles.* Mémoire de master Environnement et Aménagement. Université de lorraine. 86 p.

- SCHINEGGER R., TRAUTWEIN C. AND SCHMUTZ S., 2013.** *Pressure-specific and multiple pressure response of fish assemblages in European running waters.* Limnologica. n°43. p 348-361.
- SOUCHON Y. ET CHANDESRIIS A., 2008.** *Bien connaître le fonctionnement hydromorphologique des cours d'eau : une étape incontournable pour une restauration efficace.* CEMAGREF. Sinfotech - Les fiches Savoir faire 4p.
- SPRINGE G., SANDIN L., BRIEDE A. ET SKUJA A., 2006.** *Biological quality metrics: their variability and appropriate scale for assessing stream.* Hydrobiologia. n° 566. p 153-172.
- TACHET, H., RICHOUX, P., BOURNAUD, M. & USSEGLIO-POLATERA, P., 2010.** *Invertébrés d'eau douce – Systematique, biologie, ecologie.* CNRS éditions, Paris.
- TRICHET-ARCE E., 2013.** *Intérêt des traits fonctionnels des communautés macrobenthiques dans le diagnostic dynamique de récupération biotique d'un cours d'eau suite à des actions de restauration.* Thèse de doctorat d'université, mention : écotoxicologie, biodiversité, écosystèmes. Université de Lorraine. 294p.
- USSEGLIO-POLATERA P., BOURNAUD M., RICHOUX P. ET TACHET H., 2000.** *Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates : how to use species trait databases ?.* Hydrobiologica. n° 422/423. p. 153-162.
- VIGNERON T., LEDOUBLE O., NORMAND J., CHAPON P. M., BERDAYES J., 2011.** *Réseau de Contrôle de Surveillance, Synthèse des données piscicoles Bretagne-Pays de la Loire (2007-2010).* Office Nationale de l'Eau et des Milieux Aquatiques. 66 p.

ANNEXE 1 : Typologie des actions de restauration hydromorphologique

Typologie	Description	Niveau d'ambition	Restauration active ou passive
Acquisition/maîtrise foncière	Acquisition de parcelles bordant les cours d'eau	P	Passive
Protection et entretien de zones humides	Préservation de l'état actuel des ZH existantes liées au cours d'eau et travaux d'entretien	P	Passive
ABERZH	Programmes pluriannuels d'entretien des cours d'eau (gestion de la végétation, gestion des atterrissements)	P	Passive
Entretien du lit mineur	Travaux d'entretien (désenvasement ponctuel, gestion des atterrissements, gestion des plantes invasives)	P	Passive
Continuité piscicole	Aménagements visant la reconstitution de la franchissabilité piscicole (de type Passes à poissons)	R1	Active
Gestion/restauration de la végétation des berges	Gestion et diversification de la végétation des berges (plantations...)	R1	Active
Création/restauration de zones humides	Reconnexion/création/restauration des fonctionnalités écologiques des annexes hydrauliques (y compris des frayères)	R2	Active
Restauration morphologique fonctionnelle du lit et des berges	Travaux sur lit et berges s'inscrivant dans un contexte de restauration. Incluent les reconstitutions de ripisylve	R2	Active
Restauration morphologique fonctionnelle globale	Actions de restaurations globales des fonctionnalités du cours d'eau. Incluent les effacements d'ouvrage	R3	Active
Divers	Travaux jugés sans effet significatif sur le milieu physique mais ayant des impacts potentiels sur la biologie	Variable	Active

(modifié d'après Pöyry Environnement, 2013)

ANNEXE 2 : Tests statistiques appliqués pour l'analyse des tendances et ruptures

Les paragraphes suivant détaillent les principes des tests statistiques développés par Lopez et al., (2011)¹ pour l'évaluation de la qualité de l'eau des eaux souterraines.

Le test de Mann-Kendall (Kendall, 1938, repris par Renard, 2006)

L'hypothèse H0 testée est l'absence de tendance.

La statistique calculée est définie comme suit :

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{sgn} [(y_j - y_i)(x_j - x_i)]$$

où la fonction sgn est la définie par : $\text{sgn}(X) = 1$ pour $X > 0$; $\text{sgn}(X) = 0$ pour $X = 0$ et $\text{sgn}(X) = -1$ pour $X < 0$.

Mann (1945) et Kendall (1975) ont démontré que

$$E(S) = 0$$

$$\text{Var}(S) = n(n-1)(2n+5)/18$$

Dès que l'échantillon contient une dizaine de données, la loi de la statistique de test Z ci-dessous peut-être approché par une gaussienne centrée-réduite.

$$Z = \frac{S-1}{(\text{Var}(S))^{1/2}} \text{ si } S > 0$$

$$Z = 0 \text{ si } S = 0$$

$$Z = \frac{S+1}{(\text{Var}(S))^{1/2}} \text{ si } S < 0$$

S'il y a des ex-aequo dans la série, la variance de S est corrigée de la façon suivante :

$$\text{Var}(S) = 1/18 \left[n(n-1)(2n+5) - \sum_{p=1}^g t_p(p-1)(2p+5) \right]$$

où t_p est le nombre d'égalités impliquant p valeurs.

¹LOPEZ B., CROISSET N., SURDYK N. ET BRUGERON A., 2011 Développement d'outils d'aide à l'évaluation des tendances dans les eaux souterraines au titre de la DCE. Rapport final. Partenariat BRGM-ONEMA. 93p.

La régression linéaire (selon Renard, 2006)

L'hypothèse H0 testée est que les données ne sont pas linéairement dépendantes du temps.

Ce test est basé sur le modèle paramétrique suivant :

$$X = \alpha + \beta t + \varepsilon$$

où les erreurs ε suivent une loi normale centrée.

La valeur de la pente et l'ordonnée à l'origine sont définies de façon à minimiser la somme des carrés des écarts entre les valeurs observées et les valeurs de la droite de régression.

$$\hat{\beta} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}$$

$$\hat{\alpha} = \bar{y} - \hat{\beta} \times \bar{x}$$

La variance de l'estimateur de tendance peut être estimée par :

$$Var(\hat{\beta}) = \frac{12 \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y} - \hat{\alpha} - \hat{\beta} x_i)^2}{(n-2)n(n^2+1)}$$

Le test de la régression linéaire consiste alors à vérifier que l'estimateur du coefficient β est proche de 0. Pour cela on compare la statistique Z définie ci-dessous aux quantiles d'une loi de Student à n-2 degré de liberté :

$$Z = \frac{\hat{\beta}}{\sqrt{Var(\hat{\beta})}}$$

Changement de pente de Darken (1999)

Darken (1999) propose dans sa thèse deux méthodes basées sur le tau de Kendall.

Pour un changement de tendance (= changement de signe), il propose la statistique suivante :

$$Z = \frac{\tau_1 - \tau_2}{\sqrt{Var(\tau_1) + Var(\tau_2)}}$$

Les variances sont calculées comme décrit par Kendall (1976).

La date de rupture la plus probable est la date pour laquelle Z est maximum.

La p-value du test est calculée en comparant la statistique Z pour la date de rupture identifiée aux quantiles d'une loi normale centrée réduite (Darken, 1999).

Le test de Pettitt (Pettitt, 1979)

Le test de Pettitt est non paramétrique. Il dérive du test de Mann-Whitney. L'hypothèse nulle est l'absence de rupture dans la chronique. Elle est testée par la statistique $U_{t,n}$ considérée pour l'ensemble des valeurs de t telles que $1 \leq t \leq n$:

$U_{t,n} = \sum_{i=1}^t \sum_{j=t+1}^n D_{ij}$ où : $D_{ij} = \text{sgn}(X_i - X_j)$ où X_i est le vecteur des données trié par date et la fonction sgn est définie par :

$\text{sgn}(X) = 1$ pour $X > 0$; $\text{sgn}(X) = 0$ pour $X = 0$ et $\text{sgn}(X) = -1$ pour $X < 0$

On utilise alors la variable K'_n pour tester H_0 telle que $K'_n = \max |U_{t,n}|$.

Si k correspond à la valeur de K'_n , la probabilité de dépassement de la valeur k est donnée par :

$$\Pr(K'_n > k) \sim 2 \exp \left[-\frac{6k^2}{(n^3 + n^2)} \right]$$

Si α est supérieur à cette probabilité, H_0 est rejetée. La série présente alors une rupture au temps t définissant K'_n .

Le test de Buishand (Buishand, 1982, 1984)

L'hypothèse H_0 est l'absence de rupture dans la chronique.

Ce test est construit à partir des écarts cumulés à la moyenne jusqu'à un rang k :

$$S_k = \sum_{i=1}^k (x_i - \bar{x})$$

La statistique de test est obtenue par la division des valeurs S_k par la déviation standard :

$$Z = \max \left(\frac{|S_k|}{\sqrt{n} \sqrt{\sum_{i=1}^n \frac{(x_i - \bar{x})^2}{n}}} \right)$$

Une valeur de Z élevée est un signe d'une rupture dans la chronique. La significativité du test est calculé en comparant la valeur de Z à des valeurs critiques.

ANNEXE 3

Le tableau suivant référence les différents groupes faunistiques et leur note associée.

Taxons	Note GFI	Taxons	Note GFI
Achètes	1	Lepidostomatidae	6
Aphelocheiridae	3	Leptoceridae	4
Asellidae	1	Leptophlebiidae	7
Baetidae	2	Leuctridae	7
Beraeidae	7	Limnephilidae	3
Brachycentridae	8	Mollusques	2
Caenidae	2	Nemouridae	6
Capniidae	8	Odontoceridae	8
Chironomidae	1	Oligochètes	1
Chloroperlidae	9	Perlidae	9
Elmidae	2	Perlodidae	9
Ephemerellidae	3	Philopotamidae	8
Ephemeridae	6	Polycentropodidae	4
Gammaridae	2	Polymitarcidae	5
Glossosomatidae	7	Potamanthidae	5
Goeridae	7	Psychomyidae	4
Heptageniidae	5	Rhyacophilidae	4
Hydropsychidae	3	Sericostomatidae	6
Hydroptilidae	5	Taeniopterygidae	9

(Source : Agence de l'eau Artois-Picardie, 2008, Acquisition de données biologiques en milieux aquatiques continentaux et calculs des indices biologiques, Tome I.)

ANNEXE 4 : Traits des poissons

TRAITS	MODALITES	DEFINITIONS
Degré de tolérance aux variations de la qualité de l'eau	TOL IM INTOL	Tolérance aux variations des paramètres généraux de qualité de l'eau Tolérance moyenne aux variations des paramètres généraux de qualité de l'eau Intolérance aux variations des paramètres généraux de qualité de l'eau
Degré de tolérance à de faibles concentrations en oxygène	O2TOL O2IM O2INTOL	Tolérance à de faibles concentrations en O2 dans l'eau ([O2] < 3mg/L peuvent être supportées) Tolérance moyenne à de faibles concentrations en O2 Intolérance à de faibles concentrations en O2 (Nécessite des concentrations > 6mg/L)
Degré de tolérance à de larges gammes de température	EUTHER STTHER	Tolérance à une large gamme de température Tolérance à une gamme de température restreinte
Degré de tolérance à la dégradation de l'habitat	HTOL HIM HINTOL	Tolérance à la dégradation de l'habitat Tolérance moyenne à la dégradation de l'habitat Intolérance à la dégradation de l'habitat
Habitat	RH EURY LIMNO WC B	Degré de rhéophilie: préfère vivre dans des zones de fort courant et eau claire Degré de rhéophilie: forte tolérance aux différentes conditions d'écoulement Degré de rhéophilie: préfère vivre, se nourrir et se reproduire en zone à faible vitesse d'écoulement Vivent et se nourrissent dans la colonne d'eau Vivent à proximité du fond où ils obtiennent leur nourriture
Zone de nourrissage	PISC-PARA PLAN OMNI INSV DETR-HERB	Nourriture composée de plus de 75 % de poissons / parasite Nourriture composée de plus de 75 % de zooplancton et/ou phytoplancton. Nourriture composée de plus de 25 % de végétal et plus de 25% animal Nourriture composée de plus de 75% d'insectes Nourriture composée d'une forte proportion de détritus / plus de 75 % de végétal
Régime trophique	RESID POTAD	Se déplace exclusivement dans un segment précis de la rivière Migration entre différentes zones de la rivière ou sur plus de 5-10 km
Migration	PHLI PHYT OSTRA-VIVI SPEL LITH PSAM ARIAD EUPAR LIPAR RHPAR	Ponte en eau claire, sur des plantes submergées ou autre habitat submergé Ponte en eau claire, sur des plantes submergées Ponte sur des coquilles de mollusque Ponte dans les interstices ou crevasses. Ponte sur gravier, roches, pierres, gravats ou cailloux Ponte sur des herbes et des racines du fond ou sur le sable directement Construction d'un nid (forme de soin parental)
Substrat de ponte	EURYPARE LIMNOPARE RHEOPARE SIN FR PRO NOP PROT	Pas de préférence pour les zones de ponte Ponte dans des eaux stagnantes Ponte dans des eaux courantes Une seule ponte dans la saison Plusieurs pontes dans une saison ou ponte de différents groupes à des moments différents Pontes étalées sur une longue période pendant la saison de reproduction Pas de protection des œufs et/ou des larves, pas de camouflage du nid ou des œufs Protection des œufs et/ou des larves, cache du nid ou des œufs
Habitat de frai		
Comportement de reproduction		
Soins parentaux		

Définition des différentes modalités des traits biologiques et écologiques des poissons (Holzer, 2008)

ANNEXE 5 : Traits des macroinvertébrés

TRAITS	MODALITES	DEFINITIONS
	< 0,25	Taille la plus grande atteinte par les organismes au cours de leurs phases aquatiques
	0,25 - 0,5	Taille la plus grande atteinte par les organismes au cours de leurs phases aquatiques
	0,5 - 1	Taille la plus grande atteinte par les organismes au cours de leurs phases aquatiques
	1 - 2	Taille la plus grande atteinte par les organismes au cours de leurs phases aquatiques
	2 - 4	Taille la plus grande atteinte par les organismes au cours de leurs phases aquatiques
	4 - 8	Taille la plus grande atteinte par les organismes au cours de leurs phases aquatiques
	> 8	Taille la plus grande atteinte par les organismes au cours de leurs phases aquatiques
Taille maximale (cm)		
	< 1	Organismes se développant au maximum en un an
	= 1	Organismes se développant en un an
	> 1	Organismes se développant en plus d'un an
	< 1	Semivoltins
	1	Monovoltins
	> 1	Plurivoltins
Nombre de générations par an		
	œuf	Etape du développement passée dans le milieu aquatique
	larve	Etape du développement passée dans le milieu aquatique
	nymphe	Etape du développement passée dans le milieu aquatique
	adulte	Etape du développement passée dans le milieu aquatique
	ovoviviparité	Modalité de ponte
Stades aquatiques		
	œufs isolés libres	Modalité de ponte
	œufs isolés fixés	Modalité de ponte
	pontes fixées	Modalité de ponte
	pontes libres	Modalité de ponte
	pontes dans la végétation	Modalité de ponte
	pontes terrestres	Modalité de ponte
	reproduction asexuée	Modalité de ponte
Techniques de reproduction		
	aquatique passive	Modalité de reproduction. Pas détaillée par manque d'information sur les taxons
	aquatique active	Milieu de dispersion et capacité des organismes à diriger leur dispersion
	aérienne passive	Milieu de dispersion et capacité des organismes à diriger leur dispersion
	aérienne active	Milieu de dispersion et capacité des organismes à diriger leur dispersion
Dispersion		
	œufs, statoblastes	Stratégie: stades de développement particuliers
	cocons	Stratégie: stades de développement particuliers
	logettes contre la dessiccation	Stratégie: structures construites
	Diapause, dormance	Stratégie: stades de vie ralentie
Formes de résistance		
	aucune	Pas de stratégie de résistance développée

Définition des différentes modalités des traits biologiques et écologiques des macroinvertébrés, partie 1 (Tachet et al., 2010)

TRAITS	MODALITES	DEFINITIONS
Respiration	tégument	Pas de structures biologiques spécialisées. Diffusion de l'oxygène dissous à travers les téguments
	branchie	Structure biologique spécialisée. Absorption de l'oxygène dissous
	Plastron	Structure biologique spécialisée. Création d'une réserve d'air
	spiracle	Structure biologique spécialisée. Création d'une réserve d'air, sert également à l'absorption d'oxygène gazeux
	vésicule hydrostatique	Structure biologique spécialisée. Création d'une réserve d'air, sert également au déplacement dans la colonne d'eau
	vol	Mode de locomotion utilisé sur la majorité du cycle vital ou au cours de phases spécifiques de leur développement
	nageur surface	Mode de locomotion utilisé sur la majorité du cycle vital ou au cours de phases spécifiques de leur développement
	nageur pleine eau	Mode de locomotion utilisé sur la majorité du cycle vital ou au cours de phases spécifiques de leur développement
	marcheur	Mode de locomotion utilisé sur la majorité du cycle vital ou au cours de phases spécifiques de leur développement
	fouisseur épibenthique	Mode de locomotion utilisé sur la majorité du cycle vital ou au cours de phases spécifiques de leur développement
Locomotion ou relation au substrat	interstitiel endobenthique	Mode de locomotion utilisé sur la majorité du cycle vital ou au cours de phases spécifiques de leur développement
	fixé temporaire	Mode de locomotion utilisé sur la majorité du cycle vital ou au cours de phases spécifiques de leur développement
	fixé permanente	Mode de locomotion utilisé sur la majorité du cycle vital ou au cours de phases spécifiques de leur développement
	microorganismes	Particules organiques de faible taille
	détritus (< 1mm)	Particules organiques de faible taille
	débris végétaux (> 1mm)	Végétaux
Nourriture	microphytes	Végétaux
	macrophytes	Végétaux
	débris animaux (> 1mm)	Invertébrés
	microinvertébrés	Invertébrés
	macroinvertébrés	Invertébrés
	vertébrés	Vertébrés (partitisme ou œufs/larves de poissons et amphibiens)
	absorbéur	Mode d'ingestion de la nourriture: structure biologique non spécifique
	mangeur de sédiments fins	Mode d'ingestion de la nourriture: structure biologique primitive
Mode d'alimentation	broyeur	Mode d'ingestion de la nourriture: structure biologique primitive
	racleur	Mode d'ingestion de la nourriture: structure biologique spécialisée
	filtreur	Mode d'ingestion de la nourriture: structure biologique spécialisée
	perceur	Mode d'ingestion de la nourriture: structure biologique spécialisée
	prédateur	Mode de procuration de la nourriture
	parasite	Mode de procuration de la nourriture
	chenal	Distribution en fonction de la structuration transversale des cours d'eau et présence d'annexes
	rives, bras connectés	Distribution en fonction de la structuration transversale des cours d'eau et présence d'annexes
	étangs, bras déconnectés	Distribution en fonction de la structuration transversale des cours d'eau et présence d'annexes
	marais, tourbières	Distribution en fonction de la structuration transversale des cours d'eau et présence d'annexes
Distribution transversale	eaux temporaires	Distribution en fonction de la structuration transversale des cours d'eau et présence d'annexes
	lacs	Distribution en fonction de la structuration transversale des cours d'eau et présence d'annexes
	eaux souterraines	Distribution en fonction de la structuration transversale des cours d'eau et présence d'annexes

Définition des différentes modalités des traits biologiques et écologiques des macroinvertébrés, partie 2 (Tachet et al., 2010)

TRAITS	MODALITES	DEFINITIONS
	créon epirithron metarithron hyporithron epipotamon metapotamon estuaire hors système fluvial	Distribution potentielle de la source à l'estuaire Distribution potentielle de la source à l'estuaire ex: certains plans d'eau
Distribution longitudinale	plaine + collinéen (< 1000m) montagnard (1000 - 2000m) alpin (> 2000m)	Distribution altitudinale Distribution altitudinale Distribution altitudinale
Altitude	Pyrénées Alpes, Jura Massif central, Vosges basses terres océaniques basses terres méditerranéennes	Ecorégion Ecorégion Ecorégion Ecorégion Ecorégion
Zones biogéographiques	blocs, pierres, cailloux, galets gravier sable limon macrophytes microphytes branches, racines débris organiques, litières vase	Substrat de vie des invertébrés Substrat de vie des invertébrés
Substrat	nulle (< 5 cm/s) lente (< 25 cm/s) moyenne (25 - 50 cm/s) rapide (> 50 cm/s)	Préférence de vitesse de courant Préférence de vitesse de courant Préférence de vitesse de courant Préférence de vitesse de courant
Vitesse du courant	oligotrophe mésotrophe eutrophe	Tolérance à un gradient d'eutrophisation Tolérance à un gradient d'eutrophisation Tolérance à un gradient d'eutrophisation
Statuts trophique	eau douce eau saumâtre	Tolérance à un gradient de salinité Tolérance à un gradient de salinité
Salinité		

Définition des différentes modalités des traits biologiques et écologiques des macroinvertébrés, partie 3 (Tachet et al. , 2010)

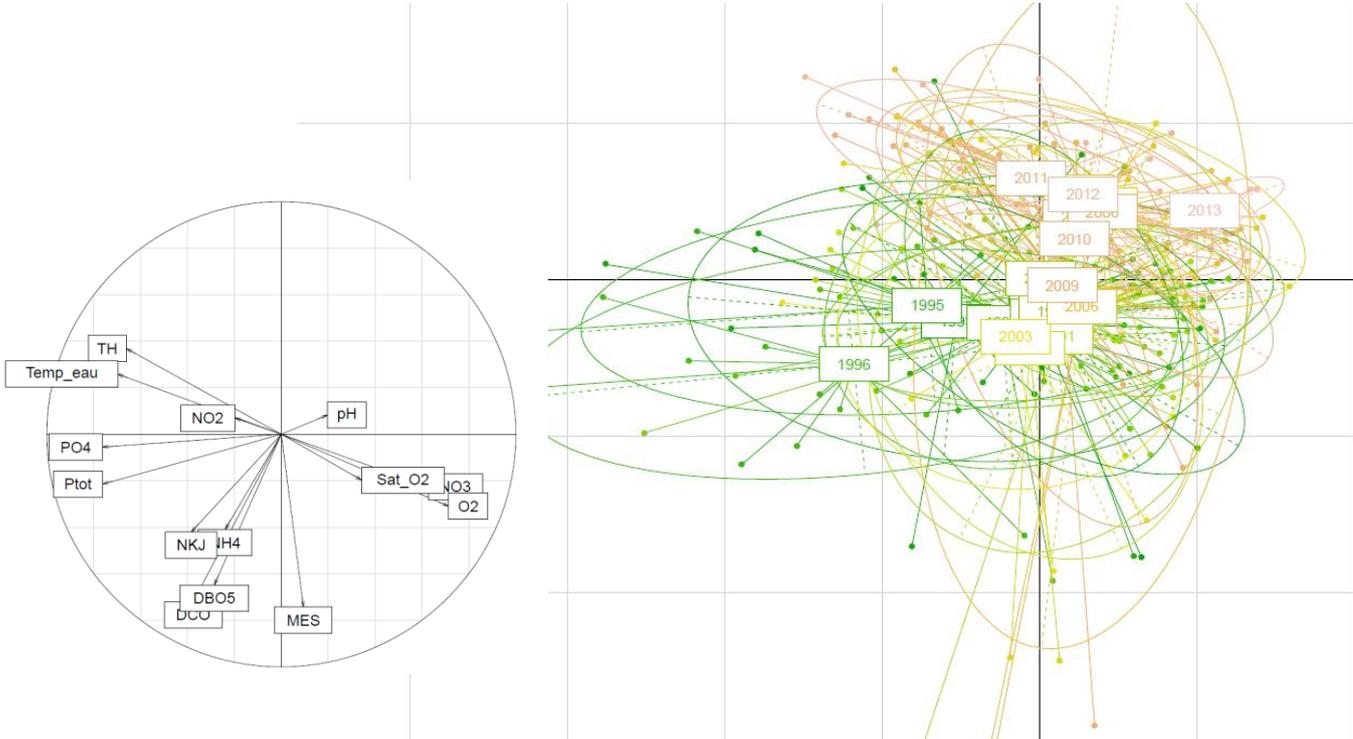
TRAITS	MODALITES	DEFINITIONS
Température	psychrophile (< 15°C)	Tolérance à un gradient de température. Sténothermie eaux froides
	thermophile (> 15°C)	Tolérance à un gradient de température. Sténothermie eaux chaudes
	eurytherme	Tolérance à un gradient de température.
Valeur saprobiale	xénosaprobe	Tolérance à un gradient de matière organique
	oligosaprobe	Tolérance à un gradient de matière organique
	béta-mésosaprobe	Tolérance à un gradient de matière organique
	alpha-mésosaprobe	Tolérance à un gradient de matière organique
	polysaprobe	Tolérance à un gradient de matière organique
Tolérance aux faibles pH	< 4	Tolérance à un gradient de pH
	4 - 4,5	Tolérance à un gradient de pH
	4,5 - 5	Tolérance à un gradient de pH
	5 - 5,5	Tolérance à un gradient de pH
	5,5 - 6	Tolérance à un gradient de pH
	> 6	Tolérance à un gradient de pH

Définition des différentes modalités des traits biologiques et écologiques des macroinvertébrés, partie 4 (Tachet et al. , 2010)

ANNEXE 6 : bassin de la Meuse amont

Les éléments suivant rassemblent les principaux résultats obtenus sur le bassin amont de la Meuse.

Analyse des paramètres physico-chimique



ACP des paramètres physico-chimiques à la station de Goncourt, axe 1 et 2 (42,13 % de la variance expliquée).



ACP des paramètres physico-chimiques à la station de Bassoncourt, axe 1 et 2 (42,28 % de la variance expliquée).

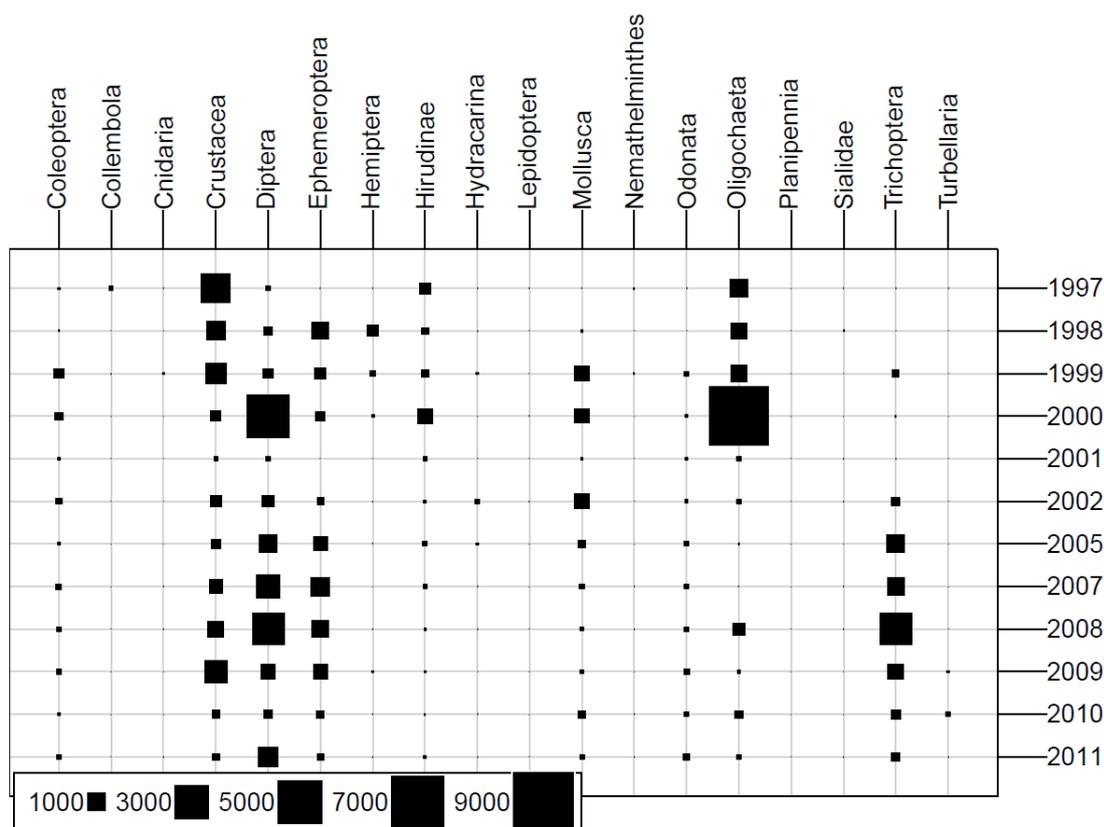
Analyse du compartiment poisson

Espèces	Tendance	Date de rupture de moyenne	Moyenne avant-après rupture (%)
Ablette		2004	1,6 - 3,3
Chabot		2005	0 - 0,2
Goujon		2001	34,9 - 27,3
Loche franche		2002	11,0 - 7,3
Perche	↗	2001	0,0 - 1,1
Vairon	↗		
Vandoise	↘	2003	6,1 - 1,3

Augmentation
Diminution

Résumé des tests de tendances et ruptures, au seuil significatif $\alpha = 0,05$, des abondances relatives des espèces de poisson variant significativement à la **station de Bassoncourt**

Analyse du compartiment macro-invertébré



Abondance des groupes macroinvertébrés à la **station de Bassoncourt**

Groupe	Tendance	Date de rupture de moyenne	Moyenne avant/après rupture (%)
Bryozoa	↗		
Crustacea		1999	41,1 - 14,3
Diptera	↗	2002	13,3 - 32,0
Ephemeroptera		2002	7 - 14,8
Hirudinae	↘	2001	8,0 - 0,9
Odonata	↗	2000	0,5 - 3,2
Oligochaeta		2001	31,0 - 3,6
Trichoptera	↗	2002	2,3 - 23,1

Augmentation

Diminution

Résumé des tests de tendances et ruptures, au seuil significatif $\alpha = 0,05$, des abondances relatives des groupe macro-invertébrés variant significativement à la **station de Bassoncourt**

Groupe	Tendance	Date de rupture de moyenne	Moyenne avant/après rupture (%)
Coleoptera	↗	2005	1,4 - 5,6
Diptera		2003	23,9 - 39,7
Ephemeroptera	↗	2002	3,7 - 23,9
Hirudinae	↘	2005	5,4 - 0,8
Odonata	↗	2005	0,5 - 2,1
Oligochaeta	↘	2001	39,0 - 5,5
Trichoptera		2004	2,4 - 12,4

Augmentation

Diminution

Résumé des tests de tendances et ruptures, au seuil significatif $\alpha = 0,05$, des abondances relatives des groupe macro-invertébrés variant significativement à la **station de Goncourt**

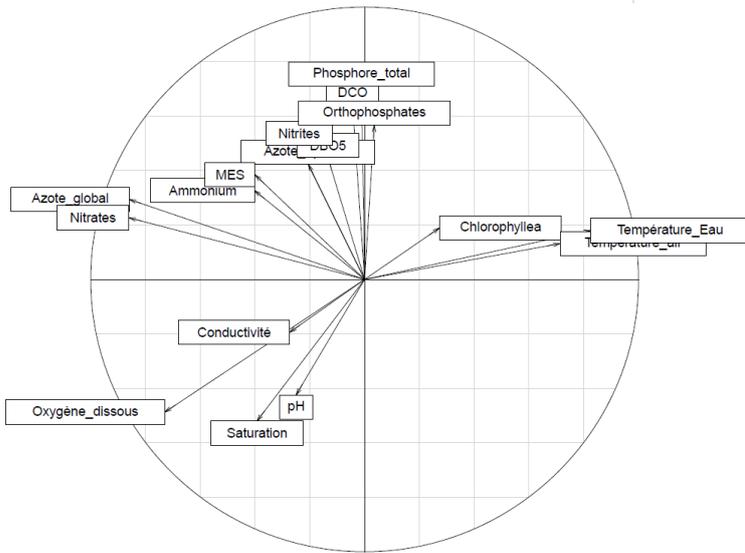
		1990	2000	2006
11	Zones urbanisées	11,72	11,92	12,21
12	Zones industrielles ou commerciales et réseaux de communication	3,98	3,95	4,03
13	Mines, décharges et chantiers	1,06	1,01	0,95
14	Espaces verts artificialisés, non agricoles	0,61	0,61	0,61
21	Terres arables	46,22	46,83	46,88
22	Cultures permanentes	1,53	1,53	1,20
23	Prairies	7,81	7,03	6,81
24	Zones agricoles hétérogènes	2,03	1,93	2,10
31	Forêts	23,13	22,79	22,87
32	Milieux à végétation arbustive et/ou herbacée	1,91	2,40	2,34
51	Eaux continentales	0,00	0,00	0,00

Occupation du sol selon le niveau 2 de Corin Land Cover (en %), bassin versant de l'**ORNE 2** et **petites masses d'eau affluentes**

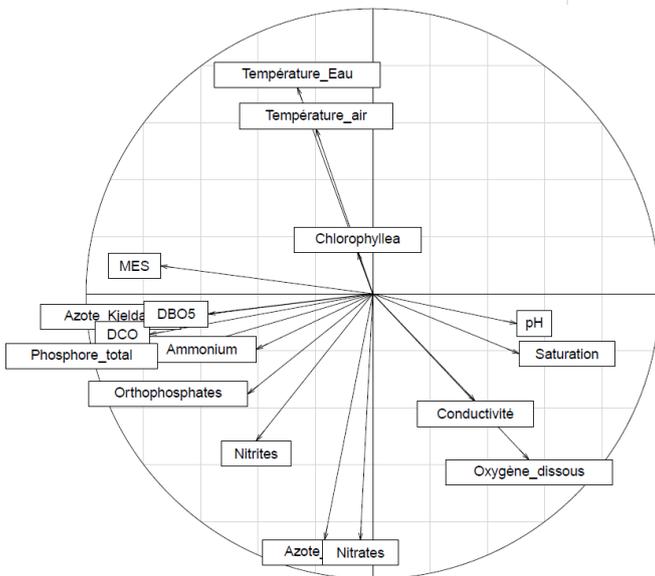
		1990	2000	2006
11	Zones urbanisées	1,59	1,59	1,59
12	Zones industrielles ou commerciales et réseaux de communication	1,66	1,66	1,66
13	Mines, décharges et chantiers	0,00	0,06	0,10
14	Espaces verts artificialisés, non agricoles	0,04	0,04	0,04
21	Terres arables	44,56	46,41	46,61
22	Cultures permanentes	0,15	0,15	0,15
23	Prairies	22,04	20,13	19,89
24	Zones agricoles hétérogènes	1,32	1,32	1,30
31	Forêts	27,09	26,23	26,21
32	Milieux à végétation arbustive et/ou herbacée	1,47	2,33	2,36
51	Eaux continentales	0,09	0,09	0,09

Occupation du sol selon le niveau 2 de Corin Land Cover (en %), bassin versant de l'**ORNE 1**

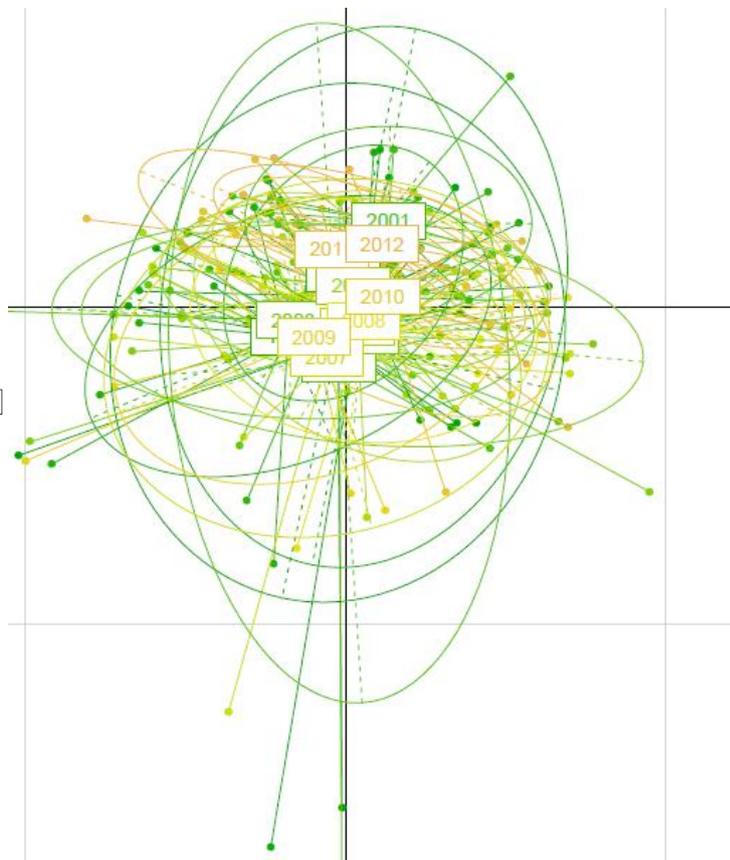
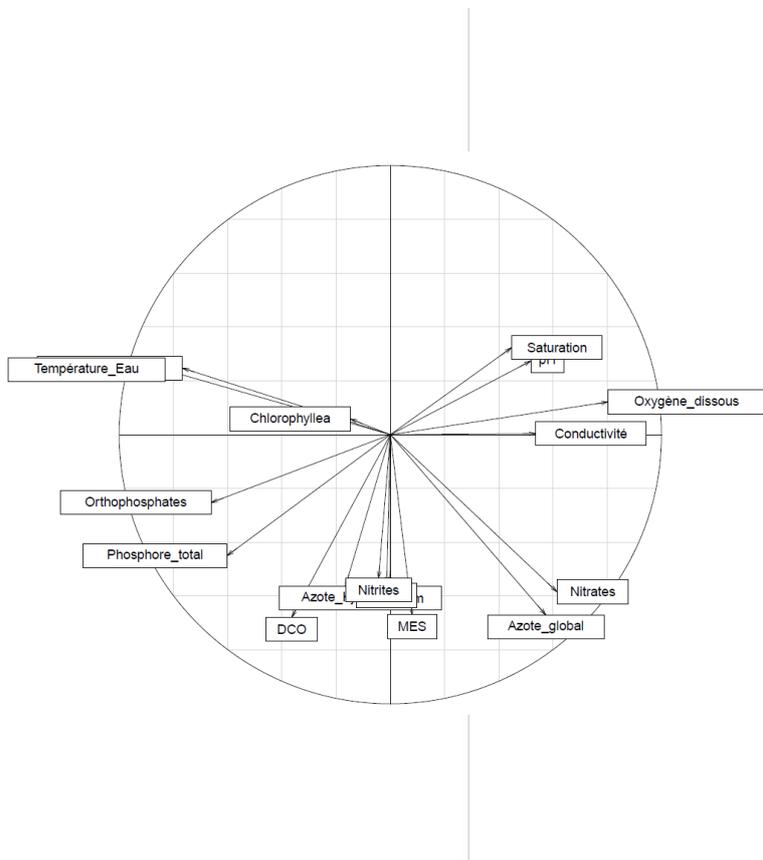
Analyse des paramètres physico-chimique



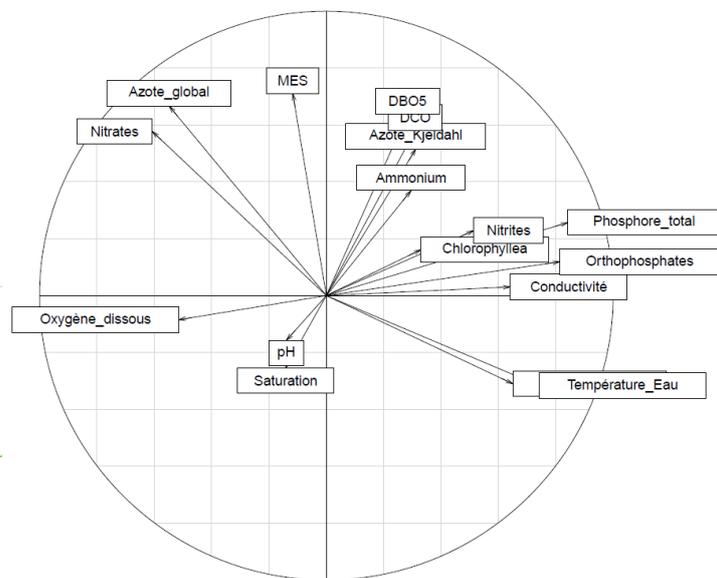
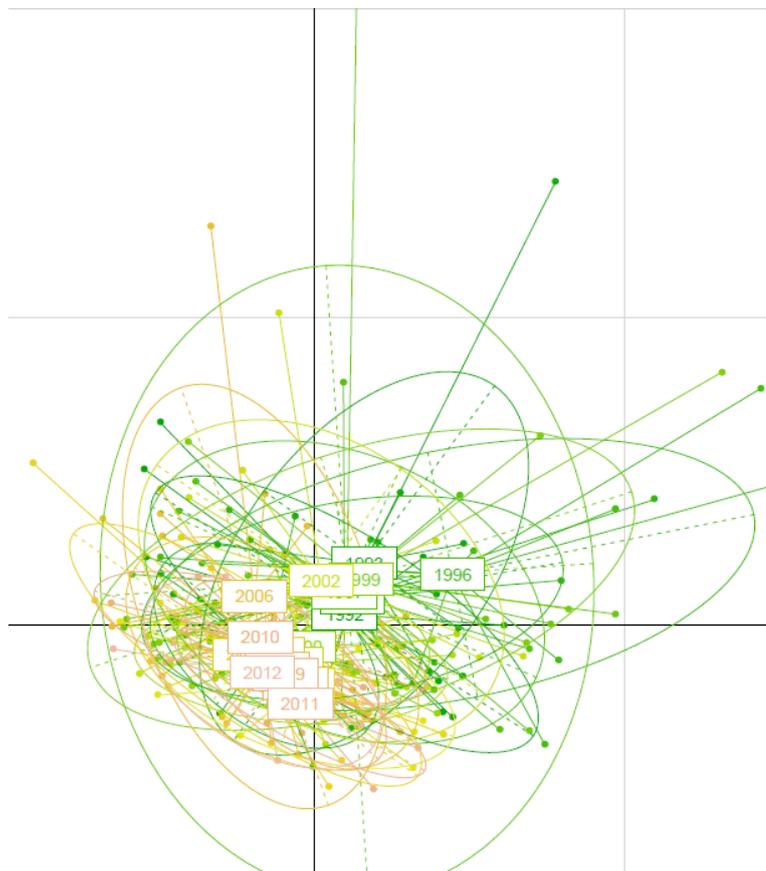
ACP des paramètres physico-chimiques à la **station de Boncourt**, axe 1 et 2 (41,57 % de la variance expliquée).



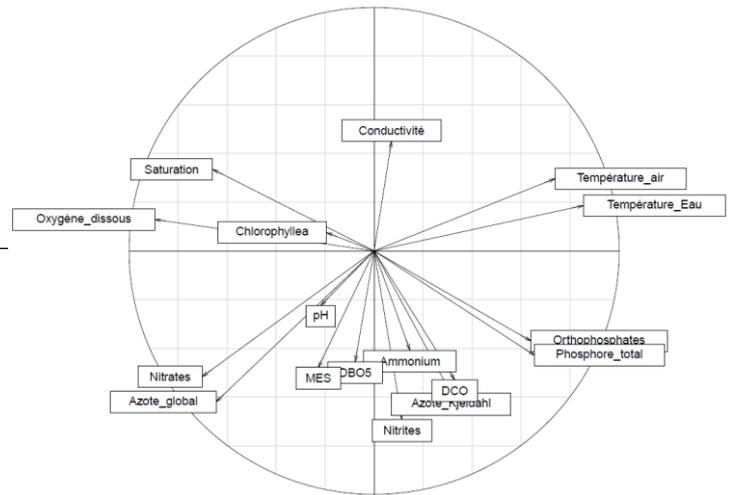
ACP des paramètres physico-chimiques à la **station de Foameix-Ornel**, axe 1 et 2 (44,25 % de la variance expliquée).



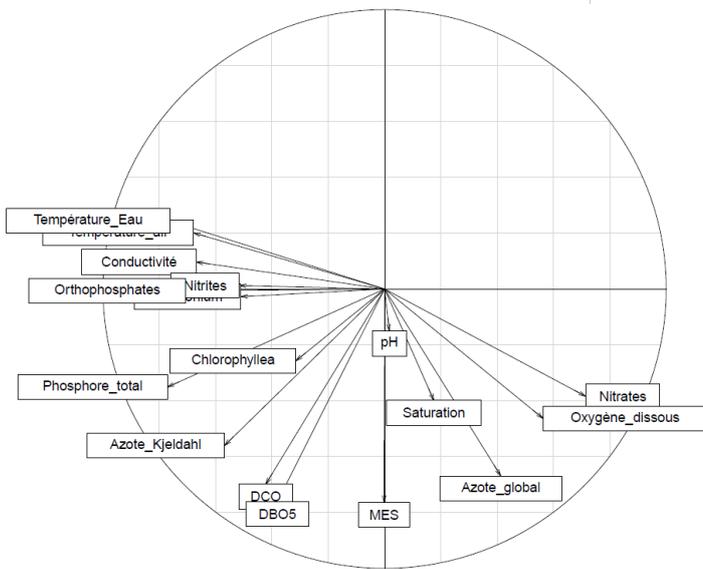
ACP des paramètres physico-chimiques à la **station de Friauville**, axe 1 et 2 (46,33 % de la variance expliquée).



ACP des paramètres physico-chimiques à la **station de Hatrize**, axe 1 et 2 (43,32 % de la variance expliquée).

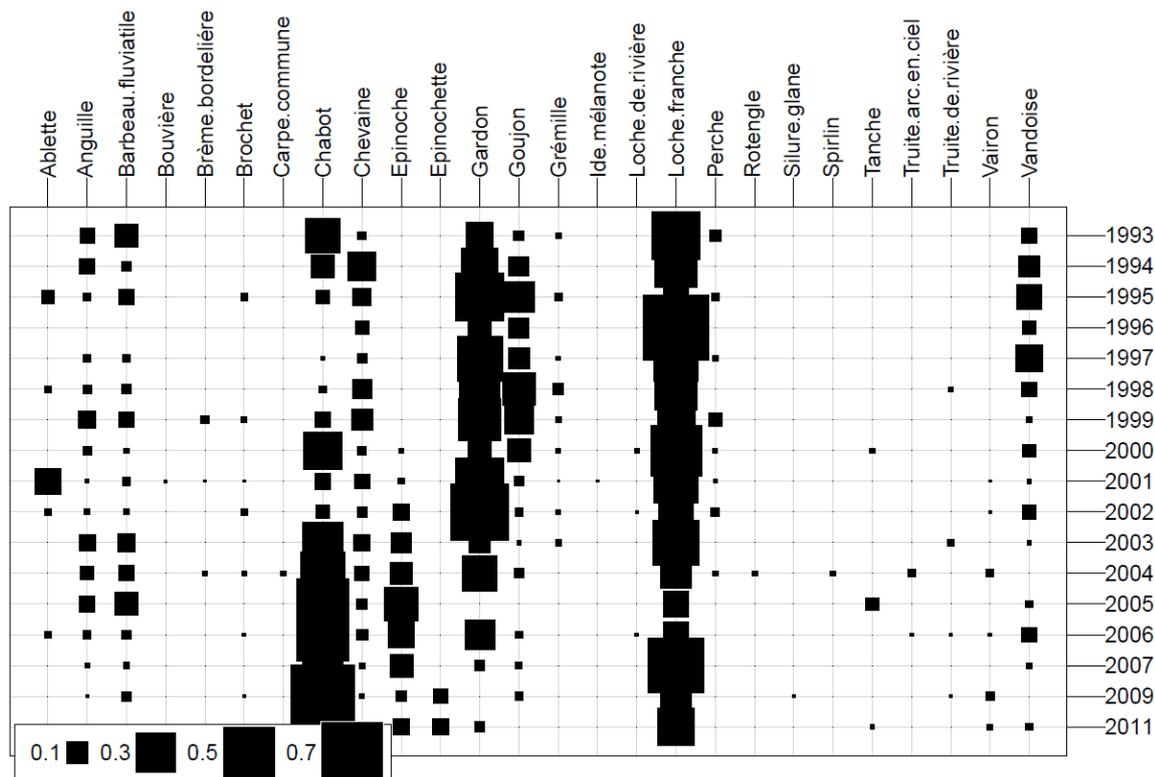


ACP des paramètres physico-chimiques à la **station de Jarny**, axe 1 et 2 (46,06 % de la variance expliquée).



ACP des paramètres physico-chimiques à la **station de Jœuf** axe 1 et 2 (47,91 % de la variance expliquée).

Analyse du peuplement poisson



Abondance des espèces de poisson à la station de **Rosselange**

Espèces	Tendance	Date de rupture de moyenne	Moyenne avant-après rupture (%)
Brème bordelière		1997	3,0 - 0,0
Gardon		2007	20,8 - 9,1
Goujon		2006	33,3 - 21,0
Loche franche	↗		
Vairon	↗	1999	0,8 - 8,4
Vandoise	↗		

Augmentation
Diminution

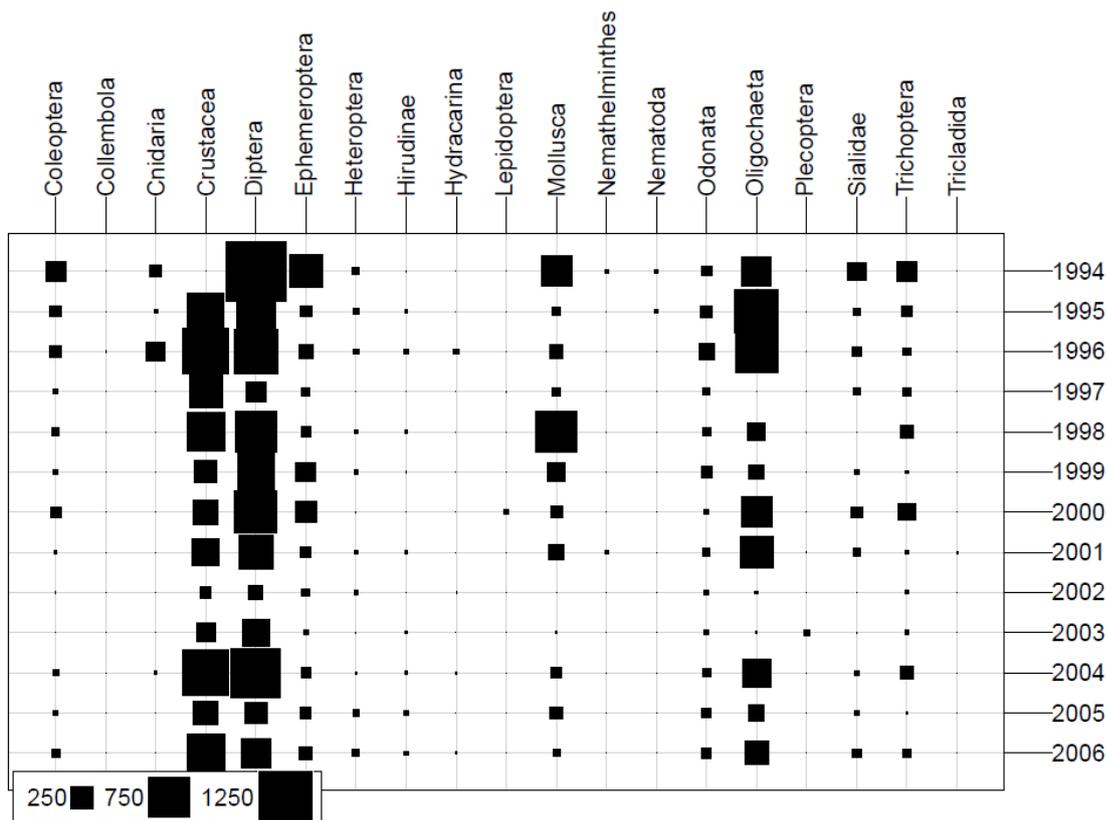
Résumé des tests de tendances et ruptures, au seuil significatif $\alpha = 0,05$, des abondances relatives des espèces de poisson variant significativement à la **station de Gussainville**

Espèces	Tendance	Date de rupture de moyenne	Moyenne avant-après rupture (%)
Chabot	↗	2002	7,5 - 46,3
Chevaine	↘		
Epinoche	↗	2000	0,1 - 7,7
Gardon	↘	2002	29,4 - 7,1
Goujon	↘	2000	10,6 - 0,9
Grémille	↘	2003	0,6 - 0
Loche franche		2003	37,3 - 24,7
Perche	↘		
Vairon	↗		
Vandoise	↘	1998	7,4 - 1,3

Augmentation
Diminution

Résumé des tests de tendances et ruptures, au seuil significatif $\alpha = 0,05$, des abondances relatives des espèces de poisson variant significativement à la **station de Rosselange**

Analyse du peuplement macroinvertébré

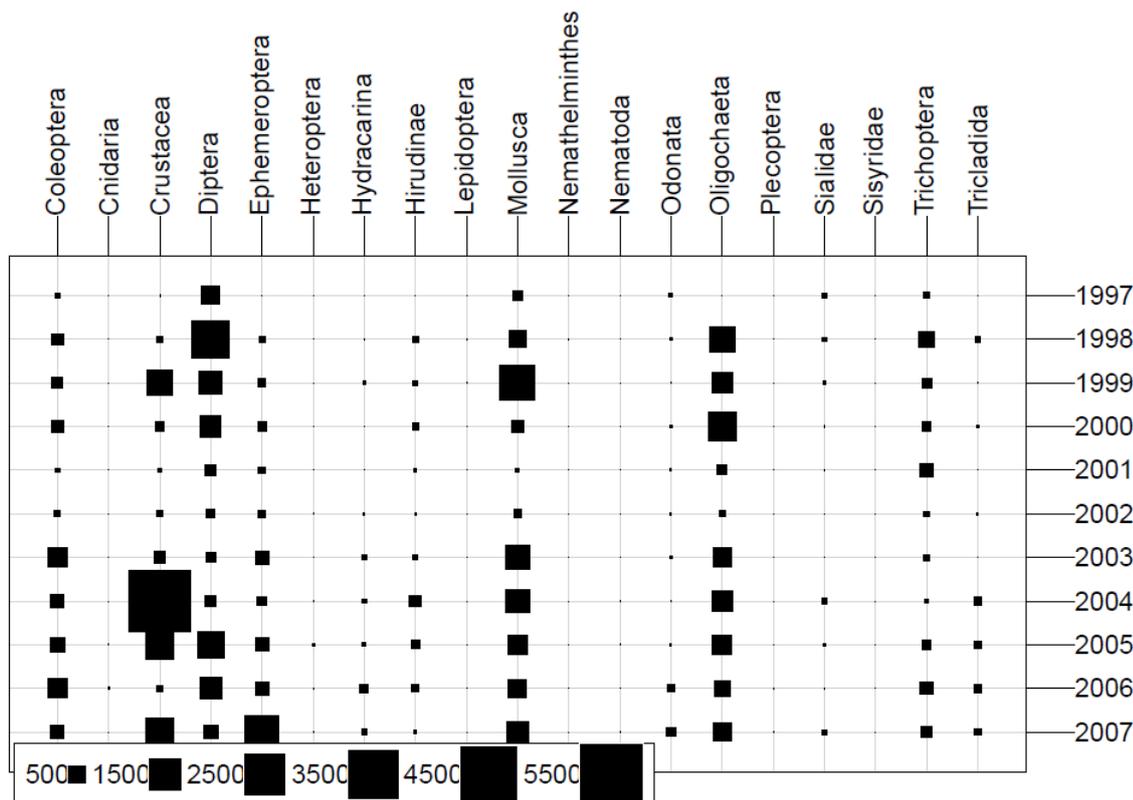


Abondance des différents groupes de macroinvertébrés à la **station de Foameix-Ornel**

Groupe	Tendance	Date de rupture de moyenne	Moyenne avant/après rupture (%)
Crustacea	↗	1995	12,4 - 30,5
Diptera		1998	27,3 - 39,5
Oligochaeta		1996	22,4 - 10,9

Augmentation
Diminution

Résumé des tests de tendances et ruptures, au seuil significatif $\alpha = 0,05$, des abondances relatives des groupe macro-invertébrés variant significativement à la **station de Foameix-Ornel**



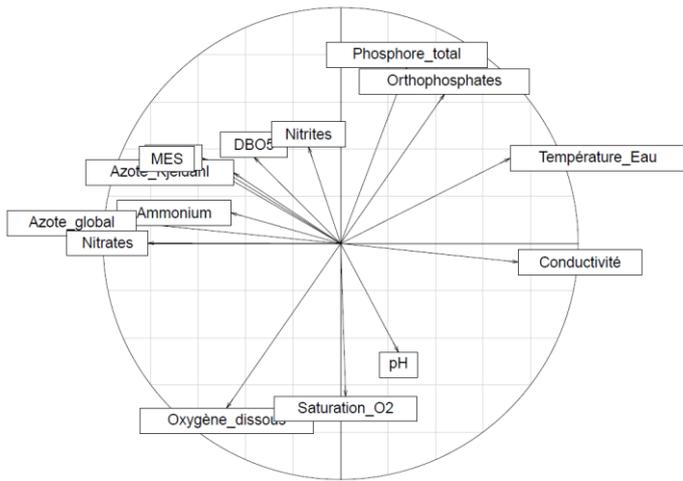
Abondance des différents groupes de macroinvertébrés à la **station de Friaucville**

Groupe	Tendance	Date de rupture de moyenne	Moyenne avant/après rupture (%)
Diptera	↘	1998	56,33 - 16,3
Ephemeroptera	↗		
Heteroptera	↗	2001	0 - 0,1
Hydracarina	↗	2001	0,1 - 1,2
Mollusca		1999	21,4 - 14,2
Oligochaeta		2003	18,4 - 11,1
Tricladida	↗	2003	0,4 - 1,9

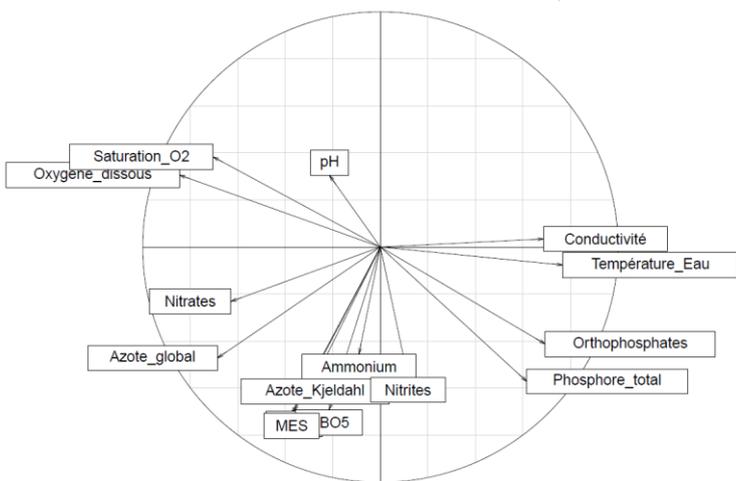
Augmentation
Diminution

Résumé des tests de tendances et ruptures, au seuil significatif $\alpha = 0,05$, des abondances relatives des groupe macro-invertébrés variant significativement à la **station de Friaucville**

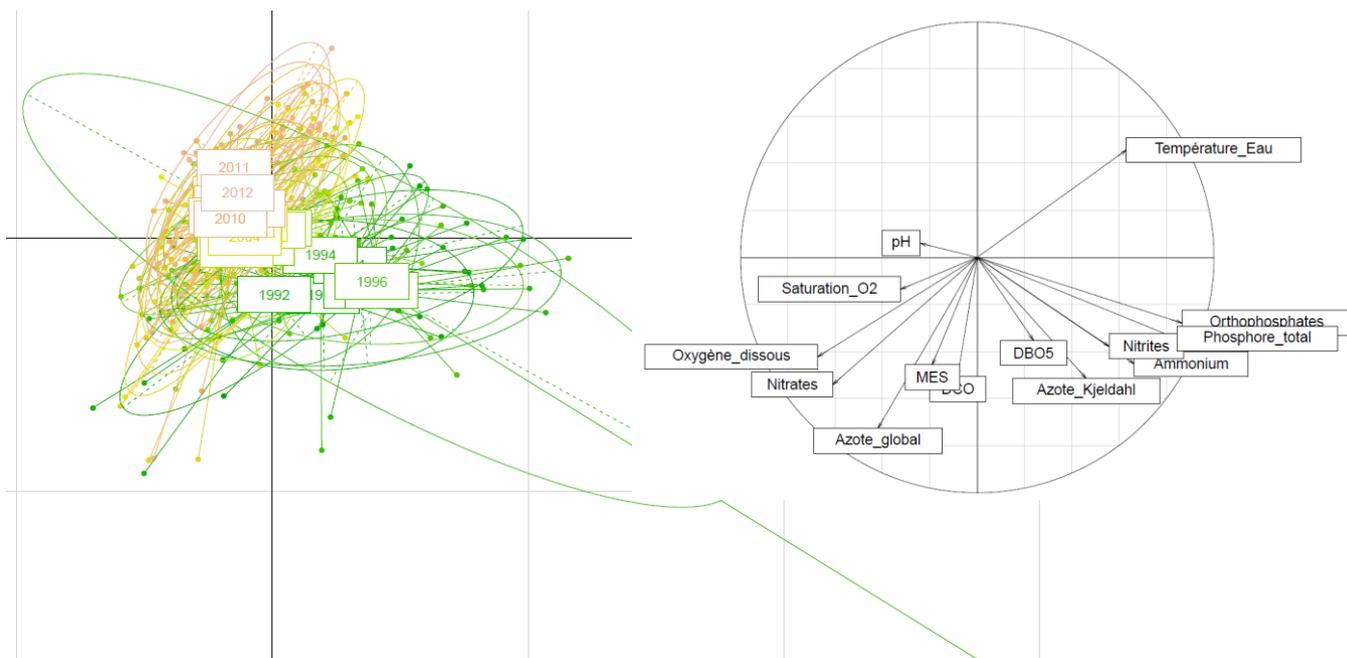
Analyse des paramètres physico-chimiques



ACP des paramètres physico-chimiques à la **station de Pontigny** axe 1 et 2 (47,99 % de la variance expliquée).



ACP des paramètres physico-chimiques à la **station de Guinglange** axe 1 et 2 (52,44 % de la variance expliquée).



ACP des paramètres physico-chimiques à la **station de Guerstling** axe 1 et 2 (47,92 % de la variance expliquée).

Analyse du compartiment poisson

Espèces	Tendance	Date de rupture de moyenne	Moyenne avant-après rupture (%)
Brochet	↘	2000	4,7 - 1,4
Chabot	↗		
Chevaîne		1996	33,9 - 13,3
Gardon		2005	29,1 - 10,1
Goujon		1999	3,5 - 5,7
Loche franche	↗	1999	0 - 2,3
Perche	↘	2000	24,5 - 3
Vairon	↗	1999	0 - 5,7

Augmentation
Diminution

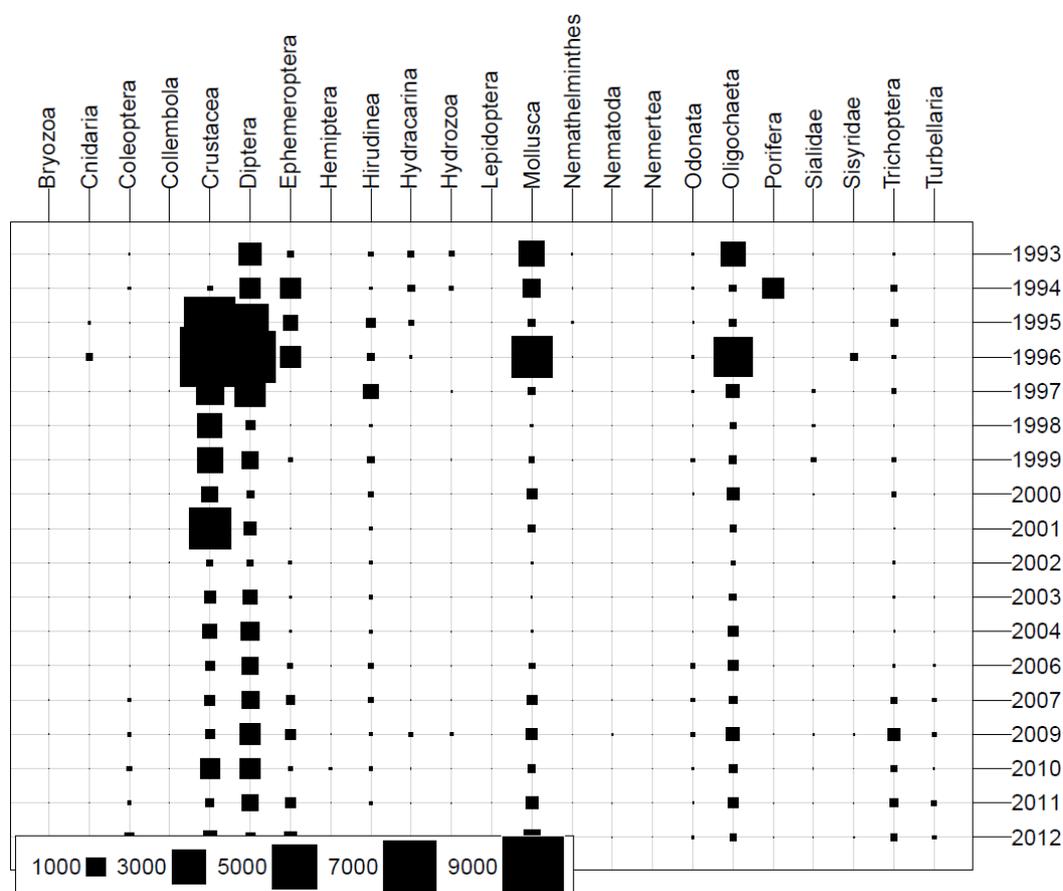
Résumé des tests de tendances et ruptures, au seuil significatif $\alpha = 0,05$, des abondances relatives des espèces de poisson variant significativement à la **station de Guerstling**.

Analyse du compartiment macroinvertébré

Groupe	Tendance	Date de rupture de moyenne	Moyenne avant/après rupture (%)
Coleoptera	↗	2001	0,1 - 1,4
Crustacea		2001	35,3 - 22,5
Diptera		1994	5,6 - 18,4
Mollusca		1994	31,3 - 14,4
Odonata	↗		
Oligochaeta		1996	1,6 - 10,7

Augmentation
Diminution

Résumé des tests de tendances et ruptures, au seuil significatif $\alpha = 0,05$, des abondances relatives des groupe macro-invertébrés variant significativement à la **station de Pontigny**



Abondance des différents groupes de macroinvertébrés à la **station de Guinglange**

Groupe	Tendance	Date de rupture de moyenne	Moyenne avant/après rupture (%)
Coleoptera	↗	2001	0,1 - 1,8
Crustacea		2001	43,9 - 22,4
Diptera		2002	23,0 - 38,0

Nemathelminthes	↘	1999	0,1 - 0
Nematoda		2006	0 - 0,1
Odonata	↗	2004	0,3 - 1,4
Oligochaeta		1993	31,1 - 10,1
Trichoptera	↗	2001	1,2 - 4,7
Turbellaria	↗	2002	0,0 - 1,1

Augmentation

Diminution

Résumé des tests de tendances et ruptures, au seuil significatif $\alpha = 0,05$, des abondances relatives des groupe macro-invertébrés variant significativement à la **station de Guinglange**.

Résumé

La promulgation de la Directive Cadre Européenne (DCE) en 2000 qui identifie l'hydromorphologie comme un levier indispensable à l'atteinte du bon état écologique des masses d'eau, a amené l'Agence de l'eau à faire des opérations de restauration hydromorphologique une priorité. C'est à la fois dans le but d'améliorer les pratiques en termes de restauration mais également pour apporter des éléments d'argumentation afin d'aider à l'émergence de nouveaux projets, que l'analyse des effets de ces opérations est indispensable.

Dans la continuité du travail mené en 2013, l'objectif de cette étude est d'évaluer, à l'échelle de bassin versant, l'effet écologique global des restaurations sur le milieu et de tenter de distinguer les évolutions liées à l'hydromorphologie et à sa restauration de celles en rapport avec d'autres pressions et axes d'interventions (agriculture, assainissement...).

Un premier stage réalisé en 2013 avait permis d'élaborer une méthodologie en déterminant l'échelle d'étude, les différentes forces motrices, les critères de sélection des bassins, les compartiments à analyser... Le compartiment biologique (macroinvertébrés et poissons) a été retenu pour l'étude en raison de son lien à l'hydromorphologie par la notion d'habitat mais l'analyse des indices n'avait pas permis d'isoler les effets des différentes pressions. De ce fait, la méthodologie a été affinée en 2014 en intégrant à l'étude les traits biologiques et écologiques, reconnus pour permettre de dissocier les effets des différentes pressions.

La méthodologie finalisée a été appliquée aux bassins de la Meuse amont, des Niefs et de l'Orne. Les résultats ont permis de montrer une amélioration globale de la qualité de l'eau sur les trois bassins en lien avec les projets d'assainissement et les modifications des pratiques agricoles. Des améliorations de la qualité de l'habitat ont pu être mises en évidence sur le bassin de la Meuse amont et des Niefs, montrant à la fois les effets de l'arrêt de pratiques dégradantes sur le milieu et les effets des opérations de restauration hydromorphologique. La relative jeunesse de la chronique d'intervention sur le bassin de l'Orne n'a pas permis d'observer de réels effets d'amélioration de l'habitat.

Mots-clés : tendances ; chroniques ; communautés biologiques ; large échelle ; traits