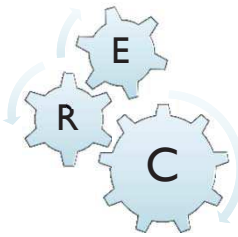


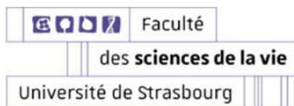
Discipline : Ecologie

Habilitation à Diriger des Recherches



: Evaluer, Restaurer, Comprendre.

**Comprendre pour Evaluer et Restaurer,
Restaurer et Evaluer pour mieux Comprendre**



Présentée par :

Isabelle COMBROUX

Maître de Conférences , Faculté des Sciences de la Vie,
UMR CNRS 7362 - Laboratoire Image, Ville et
Environnement

Le 11 décembre 2019

Membres du Jury :

Pr. Jacky DE MONTIGNY

Pr. Blaise TOUZARD

Pr. Maria Teresa FERREIRA

Pr. Marie-Pierre CAMPROUX

Pr. Isabelle LAFFONT SCHWOB

Pr Jacques MORET

Pr. Anne ROZAN

Rapporteur interne

Rapporteur externe

Rapporteur externe

Examinatrice

Examinatrice

Examinateur

Garante

Université de Strasbourg

Discipline : Ecologie

Habilitation à Diriger des Recherches

ERC : Evaluer, Restaurer, Comprendre.
Comprendre pour Evaluer et Restaurer,
Restaurer et Evaluer pour mieux Comprendre

Présentée par :

Isabelle COMBROUX

Maître de Conférences, Faculté des Sciences de la Vie, UMR CNRS7362 - Laboratoire Image, Ville et
Environnement

Le 11 décembre 2019

TOME 1

Membres du Jury :

Pr. Jacky DE MONTIGNY	Rapporteur interne
Pr. Blaise TOUZARD	Rapporteur externe
Pr. Maria Teresa FERREIRA	Rapporteur externe
Pr. Marie-Pierre CAMPROUX	Examinatrice
Pr. Isabelle LAFFONT SCHWOB	Examinatrice
Pr Jacques MORET	Examineur
Pr. Anne ROZAN	Garante

Dessin de couverture: C Heinrich - Terre Sauvage N°251 - juil 2009 – p. 48

*« Eaux calmes et profondes
Lentement à la dérive à travers les
Prés humides et gras, vers le jeune Rhin,
Où dérive sans bruit la barque plate et noire du pêcheur.
J'ai écouté le silence des eaux au soir, tandis
Que s'élevait bientôt le coassement des grenouilles. »*

Jean-Paul de Dadelsen

*« Une plus belle vie renaît au Rhin,
De la poussière de la destruction,
Les mânes des esprits voltigent,
Qui séjournent depuis longtemps au tombeau,
Des chansons y résonnent,
Avec des salutations curieuses,
Que je dois répéter doucement,
Dans mes chants et dans mes rêves. »*

Adelheid von Stolterfoth, XIXe

. Remerciements

Ce manuscrit résume près de 17 ans d'activités scientifiques, des travaux réalisés dans le cadre de 5 unités de recherche différentes et sur des terrains variés. Les personnes qui m'ont guidée, accompagnée et soutenue tout au long de ce parcours et que je souhaiterais donc remercier sont nombreuses. Que chacune d'entre-elles trouve ici l'expression de ma sincère gratitude.

Je tiens tout d'abord à remercier les personnes qui en m'accueillant dans leurs équipes, m'ont permise d'intégrer et d'évoluer dans le monde de la recherche en écologie :

- Gudrun Bornette et Claude Amoros qui en encadrant mon DEA puis mon travail de thèse m'ont ouvert les portes du monde des hydrosystèmes, de l'écosystémique et de la dynamique des écosystèmes et m'ont enseigné comment ne pas « m'embourber » dans les annexes fluviales ;
- Jacques Moret qui m'a accordé sa confiance pour partir sur les chemins, à l'époque inconnus, de l'évaluation de l'état de conservation : une aventure qui, en passant par Bruxelles, nous aura emmenés « au bout du monde ! » ;
- et enfin, Michèle Trémolières qui en m'accueillant par deux fois à Strasbourg m'a initiée aux thématiques rhénanes et m'a guidée parmi les giessen, muhlbach, bronnwasser et autres graben qui me sont maintenant si familiers.

Ce manuscrit en vue de l'obtention de l'Habilitation à Diriger des Recherches n'aurait pas vu le jour sans les co-encadrements de thèses que j'ai eu la chance de réaliser jusqu'à présent. C'est avec beaucoup de plaisir et d'émotion que je remercie les étudiants qui ont accepté le pari fou de passer 3 ans à « patauger » dans l'eau de différentes rivières, et qui par leurs questionnements et leur analyse m'ont permis de progresser et d'avancer :

- Maëlle, qui a ouvert la voie et m'a peut-être plus initiée à l'encadrement que je ne l'ai initiée à l'écologie aquatique, nos sauvetages d'oiseaux et de 'species' resteront mémorables ;
- Albin qui n'a pas hésité à changer de filière pour pouvoir réaliser son master puis sa thèse sur les macrophytes et les bras restaurés du Rhin, quitte à choisir des options « explosives » ;
- Cybill, qui a toujours été partante pour nos périples, parfois en mode 'Pékin Express', et nos discussions « les pieds dans l'eau ».

Deux étudiants, viennent plus récemment de relever le défi et je les en remercie vivement :

- Guillaume, le doyen du labo bota après moi, qui cherche à me « doper » à l'oscilococcinum pour que j'achève ce mémoire ;
- et Eloïse qui avec enthousiasme vient d'accepter de relever le défi d'allier ingénierie en « eaux et environnement » et biologie végétale.

Ces co-encadrements ont également été possibles car des collègues, Jacques Moret, Nathalie Machon, Michèle Trémolières, Jean-Nicolas Beisel, Anne Rozan et plus récemment Adrien Wanko et Paul Bois m'ont fait confiance pour les assurer. Je tiens ici, particulièrement à leur exprimer ma reconnaissance. Je tiens également à accorder une mention particulière à Anne qui a accepté le « package » de la co-direction de la thèse de Guillaume et d'être garante de mon HDR.

C'est avec beaucoup de plaisir que je remercie mes collègues du laboratoire LIVE pour nos discussions et collaborations, avec une pensée particulière pour l'équipe « Bota » : Laurent Hardion, Audrey Muratet,

Etienne Chanez, leur soutien m'est précieux et l'équipe « Rhin » : Cybill Staentzel, Laurent Schmitt, Jean-Nicolas Beisel et Valentin Chardon pour notre travail collaboratif de longue haleine.

A Corinne Grac, ma complice du Woerr et d'autres terrains aquatiques, je lui transmets le relais de la rédaction pour son manuscrit de thèse et lui exprime ici toute ma gratitude.

Un grand merci également aux collègues strasbourgeois des autres unités : DEPE, ICUBE, GESTE, SAGE, IBMP et DYNAMIE pour toutes nos collaborations toujours très fructueuses. Un petit clin d'œil spécial à Sylvie Massemin pour nos aventures enseignement et CNU !

Je tiens également à exprimer ma reconnaissance aux membres anciens et actuels du CA de REVER. Je ne citerai pas les noms pour ne pas risquer d'oublier quelqu'un, mais nos discussions et débats autour de l'écologie de la restauration nous font tous progresser dans l'appréhension de cette discipline encore jeune. Je ne pourrai cependant pas omettre de citer Sébastien Gallet et notre pari réussi de monter une formation en écologie de la restauration commune entre... Brest et Strasbourg !

Je n'oublierais pas de remercier tous mes collègues de l'équipe pédagogique Biologie Végétale. Nos échanges m'ont amenée à envisager des aspects physiologiques et de biologie moléculaire aux problématiques environnementales. Un clin d'œil particulier à Laurence Gondet et ses cours de culture in vitro auxquels j'ai 'parfois' pu assister.

Je tiens également à remercier les membres du jury de cette HDR.

Merci à Blaise Touzard d'apporter son regard sur l'écologie des communautés végétales et sa vision experte de la section 67,

Merci à Teresa Ferreira d'apporter son expérience en ingénierie, restauration et gestion des habitats aquatiques et rivulaires,

Merci à Jacky de Montigny pour la vision du biologiste (et peut-être du doyen sur la thématique de l'évaluation) qu'il apportera à ce travail,

Merci à Isabelle Laffont-Schwob qui me pousse depuis des années à cette soutenance, son approche des milieux anthropisés et de la médiation chimique seront précieux,

Merci à Marie-Pierre Camproux Duffrene pour son éclairage en Droit de l'Environnement,

Merci à Jacques Moret d'avoir accepté de « replonger » dans des thématiques d'évaluation des Habitats

Et enfin Merci à Anne Rozan pour son éclairage sur les méthodes d'évaluation économiques, son accompagnement et ses conseils.

Je terminerai par une pensée émue pour mon compagnon, José Real, pour sa présence et son soutien sans faille et pour mes parents : Simone qui m'a donné par deux fois la vie et Alain (Max) qui m'a le premier emmené à la découverte des sciences des laboratoires de recherche, même absent, il m'accompagne toujours.

Sommaire

REMERCIEMENTS.....	5
SOMMAIRE.....	7
TABLE DES FIGURES	11
PARTIE 1 PARCOURS ET ACTIVITES	15
I. CV DETAILLE.....	17
1. Formation et Titres universitaires.....	17
2. Postes occupés et Thématiques de recherche	18
3. Activités d'Enseignement	19
4. Responsabilités administratives et collectives.....	21
5. Programmes de recherche et expertises	22
6. Divers.....	24
II. PUBLICATIONS ET MANUSCRITS.....	25
III. ACTIVITES D'ENCADREMENT	34
IV. PARTICIPATION AU MONTAGE DE PROJETS DE RECHERCHE	36
PARTIE 2 MEMOIRE SCIENTIFIQUE	39
I. INTRODUCTION	41
1. Trajectoire de mes travaux de recherche	43
Comprendre : Apports à la compréhension des processus fonctionnels des écosystèmes naturels et anthropiques.....	44
Restauration écologique et Réhabilitation de fonctions.....	45
Evaluation environnementale :.....	45
2. Les différents sites d'étude	47
2.1. Fleuves d'origine alpine	47
Le système Ello-Rhénan	47
Le système Ain-Rhône.....	51
2.2. Zones aquatiques et humides des plaines alluviales	53
L'Espace Naturel Sensible du Woerr	53
Zone de l'ancienne Raffinerie de Reichstett	54
2.3. Petites rivières à renoncules de plaine	55
2.4. Zones agricoles	57
II. COMPRENDRE : APPORTS A LA COMPREHENSION DES PROCESSUS FONCTIONNELS DES ECOSYSTEMES NATURELS ET ANTHROPIQUES	59
1. Socioécosystème(s) : des écosystèmes en interaction avec les sociétés humaines.	61
1.1. Impacts humains sur les écosystèmes	61
1.2. Services écosystémiques et dis-services.....	62
1.3. La notion de socioécosystème, un préalable pour comprendre la dynamique des écosystèmes	66
2. Filtres Environnementaux : intégration des dimensions spatio-temporelles.....	68
2.1. La notion de filtres environnementaux	68
2.2. Les filtres environnementaux à l'épreuve des hydrosystèmes.....	69
Filtre paysager et processus de dispersion	69

Filtre abiotique.....	71
Filtre biotique	74
Rétroaction des éléments biotiques sur le filtre abiotique.....	76
2.3. Nécessité de revisiter le modèle des filtres hiérarchiques environnementaux	77
3. <i>Espèces invasives</i>	80
3.1. Notion d'espèce invasive et concepts associés	80
Notion Biologique	80
Notion Juridique et Légale	80
Les EEE dans le grand public	82
Etudes et concepts associés aux invasives :.....	83
3.2. Caractéristiques des espèces invasives.....	86
Pression de propagules.....	86
Clusters 'Enemy' et 'Darwin'	87
Variations phénologiques des traits	88
3.3. Invasibilité des écosystèmes.....	89
Caractéristiques abiotiques du milieu.....	89
Résistance biotique : relation stabilité-biodiversité	90
4. <i>Résilience et Stabilité</i>	93
4.1. Résilience, un concept polysémique.....	93
4.2. La résilience et la stabilité en Ecologie	95
4.3. Résilience et stabilité en milieux aquatiques.....	97
Relation biodiversité - stabilité	98
Caractéristiques des communautés résilientes : rôle de la banque de diaspores et de la connectivité.....	98
III. RESTAURER LA NATURE ?	101
1. <i>Définir la restauration</i>	103
2. <i>Les concepts de la restauration et de la réhabilitation écologique au crible des zones humides et aquatiques</i>	106
2.1. Ecosystème de référence	106
Des sites similaires proches	107
Reconstitution de références par la méthode BACI.....	108
Prise en compte des niveaux emboîtés	109
2.2. Le concept des filtres environnementaux en restauration écologique	112
Application en zone alluviale	112
Intégration de la variabilité phénologique des filtres	115
2.3. Restauration spontanée ou active : une vision temporelle ?	120
3. <i>La recréation de fonctions écologiques</i>	123
3.1. La Création de services environnementaux.....	123
Cas de la phytoépuration	124
Cas des techniques d'interception des coulées d'eau boueuse.....	124
Prise en compte des dis-services	125
3.2. La fourniture de services écosystémiques « non planifiés »	127
3.3. De la restauration passive à l'échelle du paysage ?.....	129
IV. EVALUER	131
1. <i>Généralités sur l'évaluation</i>	133
1.1. Définir l'évaluation	133
1.2. Des gages de rigueur et de reproductibilité	134
Indépendance de la mise en oeuvre	134
Usage d'un référentiel solide.....	135

1.3.	Utilisation d'indicateurs appropriés	135
	Objectif de l'évaluation	136
	Influence de l'évaluateur	137
1.4.	Des outils d'analyse, d'interprétation et de diffusion	139
	Analyse et interprétation	139
	Des résultats synthétiques, diffusables	140
2.	<i>Etude et développement d'indicateurs biologiques</i>	144
2.1.	Des indicateurs spécifiques	144
	Helophyte Development Index, indicateur d'éco/phytotoxicité.....	144
	Indicateurs de la dynamique spatiale de la mosaïque fluviale.....	145
2.2.	Indicateurs de l'état global des écosystèmes	148
3.	<i>A la croisée des méthodes des SHS et de l'évaluation des écosystèmes :</i>	152
	Méthode HEP et HEP adaptée	152
	Adaptation à la restauration écologique et la gestion d'une aire protégée : méthode RHEP	153
V. PERSPECTIVES DE RECHERCHE		157
1.	<i>Prolongement des travaux antérieurs</i>	159
	Mécanismes assurant la dynamique d'un écosystème restauré	160
	Des outils d'écologie chimique comme méthode de restauration ?	160
	Des écosystèmes d'origine anthropique fournisseurs de services environnementaux	162
2.	<i>Des milieux naturels vers les systèmes anthropisés</i>	163
	Restauration de milieux anthropisés	163
	Fonctionnalité d'écosystèmes construits.....	164
3.	<i>Vers une approche interdisciplinaire</i>	164
	Méthode d'évaluation interdisciplinaire.....	164
	Droit et ingénierie écologique : pour un aménagement durable des territoires.....	165
BIBLIOGRAPHIE.....		167
ANNEXE – PRESENTATION DU 11 DECEMBRE 2019		175

. Table des Figures

Figure 1 : Evolution de mes thématiques de recherche.....	43
Figure 2 : Vue du Rhin Sauvage avant 1840.	48
Figure 3 : Carte du Rhin français et de ces aménagement	49
Figure 4 : Evolution du Rhin dans le secteur en tresses de Rumersheim.	50
Figure 5 : Cartes des zones d'étude sur l'Ain et le Rhône	52
Figure 6 : Localisation et vues des différents habitats du site du Woerr.	53
Figure 7 : Localisation et description des travaux de restauration sur l'ancienne zone de la raffinerie	55
Figure 8 : Vue du Betz et de sa communauté de <i>Callitriche obtusangula</i>	56
Figure 9 : Placette de démonstration des dispositifs d'interception des coulées d'eau boueuses.	58
Figure 10 : Schématisation du socioécosystème.....	61
Figure 11 : Catégories des services écosystémiques.....	63
Figure 12 : Schéma conceptuel des interactions entre biodiversité, services écosystémiques, bien-être humain et facteurs de changement	64
Figure 13 : Schématisation du socioécosystème et des mécanismes de fourniture des services et dis-services aux sociétés humaines.....	66
Figure 14 : Le concept de filtres hiérarchiques environnementaux.....	69
Figure 15 : Processus de (re)colonisation de la végétation aquatique dans des bras mort en fonction d'un gradient de connectivité	70
Figure 16 : Eléments permettant le dépôt de diaspores végétales dans 4 bras (re)connecté au Rhin	71
Figure 17 : Trajectoire temporelle des macrophytes recolonisant les chenaux reconnectés.....	72
Figure 18 : Variations saisonnières de la teneur en nutriment des sédiments dans 6 chenaux connectés....	73
Figure 19 : Variations du niveau de l'eau au niveau des lagunes restaurées du Woerr	73
Figure 20 : Effet de <i>Potamogeton lucens</i> sur <i>Elodea nuttallii</i>	74
Figure 21 : Variations phénologiques de <i>Potamogeton lucens</i> et de sa production de molécules allélopathiques limitant la croissance de <i>Elodea nuttallii</i>	75
Figure 22 : Réponses d'une hydrophyte modèle aux extraits de litières de <i>R. japonica</i> et de <i>R. fruticosus</i>	75
Figure 23 : Impact de la complexité morphologique des macrophytes sur les proportions des traits d'histoire de vie des macroinvertébrés.....	76
Figure 24 : Proposition de modifications du modèle des filtres hiérarchiques environnementaux.....	78
Figure 25 : Culture de <i>Miscanthus x giganteus</i> en Alsace en 2019.	82
Figure 26 : Nombre de publications par an traitant des invasions biologiques.....	83
Figure 27 : Nombres moyen d'apex latéraux produits par des brins d' <i>E. nuttallii</i> au cours des saisons	86

Figure 28 : Nombre moyen de fragments d' <i>E. nuttallii</i> en dérive dans le grand canal d'Alsace.....	87
Figure 29 : Action allélopathique de <i>E. nuttallii</i>	88
Figure 30 : Variations phénologiques de <i>Elodea nuttallii</i>	89
Figure 31 : Distribution des terriers de <i>Faxonius immunis</i> sur les mares et lagunes du Woerr.....	90
Figure 32 : Corrélation linéaire entre l'invasibilité des rivières ello-rhénanes et la richesse spécifique moyenne de la végétation de ces rivières.....	91
Figure 33 : Article « Resilio » - Dictionnaire Latin – Français	93
Figure 34 : Schéma du domaine de fluctuation d'un écosystème.	94
Figure 35 : Représentation théorique des réponses d'un écosystème à une perturbation	96
Figure 36 : Orthophotographies 2011 et 2016 de la zone des 'Epis' (...)	97
Figure 37 : Corrélation linéaire entre variabilité temporelle des communautés et richesse moyenne	98
Figure 38 : Impact du régime de perturbation sur le contenu et l'abondance des banques de diaspores. .	99
Figure 39 : Modèle conceptuel de la dégradation des écosystèmes et de la réponse à cette dégradation à travers la restauration écologique	103
Figure 40 : Représentation des processus de restauration, réhabilitation et réaffectation.....	104
Figure 41 : Le Continuum restauratif d'après les standards de la SER.....	105
Figure 42 : Variations saisonnières de la concentration des nutriments dans les chenaux connectés au Rhin.	107
Figure 43 : Illustration de la méthode de comparaison spatio-temporelle dans le cadre de la restauration sur le site de Kembs.	108
Figure 44 : Changement dans la structure fonctionnelle des communautés de macroinvertébrés entre l'état 'before' et l'état 'after'	109
Figure 45 : L'organisation hiérarchique par échelles emboîtées d'un hydrosystème fluvial.....	110
Figure 46 : Historique du site du Woerr (67).....	110
Figure 47 : Schéma résumant la contribution écologique des actions de restauration à la constitution d'une communauté locale nouvelle.....	112
Figure 48 : Action des restaurations hydromorphologiques sur le Vieux Rhin et modification du filtre abiotique	113
Figure 49 : Schématisation de l'étude et des résultats préliminaires obtenus sur la zone de compensation dans le cadre de la requalification de la Raffinerie de Reichstett.....	114
Figure 50 : Interprétation par les filtres hiérarchiques environnementaux de la recolonisation de la lône du Planet en 1998	116
Figure 51 : Colonisation par la végétation dans la zone 2 du site restauré du Woerr.	117
Figure 52 : Planning des travaux de restauration dans les deux zones restaurées du Woerr et analyse des effets par le concept des filtres environnementaux.	118

Figure 53 : Recouvrement d' <i>Elodea nuttallii</i> au cours du temps dans les zones expérimentales	118
Figure 54 : Schéma de la réponse d'un écosystème à une perturbation/dégradation adaptée aux opérations de restauration passive et active	120
Figure 55 : Intégration de la notion temporelle dans la restauration d'écosystèmes permettant le gain net de biodiversité.....	121
Figure 56 : Positionnement des projets de restauration abordés dans ce document sur le gradient restauration passive-active.	122
Figure 57 : Schématisation du socioécosystème et des mécanismes de fourniture des services et dis-services aux sociétés humaines incluent la notion de services environnementaux et le cas d'un nouvel écosystème.....	123
Figure 58 : Bassin d'orage de Rouffach colonisé par <i>Phragmites australis</i> en mars 2007.	124
Figure 59 : Rétention des sédiments d'une coulée d'eau boueuse par un système fascine + haie vive. ...	125
Figure 60 : Impact des techniques d'interception des coulées d'eau boueuses sur le champs en amont. 125	
Figure 61 : Réseau de mots obtenu par analyse textuelle sur les abstracts de 194 articles publiés entre 1975 et 2018)	127
Figure 62 : Richesse spécifique des pollinisateurs en fonction de la végétation de toitures de l'EMS.....	128
Figure 63 : Continuum restauratif intégrant les échelles de l'écosystème et du paysag.....	129
Figure 64 : Schématisation des éléments devant être pris en compte dans le choix des indicateurs et du référentiel d'une procédure d'évaluation.....	135
Figure 65 : Exemple d'évaluation de la progression d'un projet de restauration par la « roue du rétablissement ».....	137
Figure 66 : Schéma d'interprétation des relevés des couleurs de Lépidoptères diurnes pour évaluer l'état de conservation des habitats agropastoraux	138
Figure 67 : Interprétation de l'indicateur IBGN dans le cadre de la DCE	139
Figure 68 : Représentation schématique de l'établissement d'une valeur de référence, en tenant compte de la valeur de 1994	140
Figure 69 : Evaluation de la structure forestière de la RN Rhinwald	141
Figure 70 : Application de l'indice sdv à des tests de phytotoxicité en microcosme	145
Figure 71 : Schéma méthodologique de la proposition d'indicateurs paysagers pour estimer la dynamique spatiale paysagère d'une rivière à deux échelles.....	146
Figure 72 : Utilisation des indicateurs paysagers dans le cas de la restauration de la dynamique fluviale.	147
Figure 73 : Outils de diagnostic pour évaluer l'état de santé d'une rivière	148
Figure 74 : Box plot de la richesse spécifique totale, des trachéophytes, bryophytes, macroalgues, hydrophytes, et helophytes dans les stations de référence ou chenalisées.....	148
Figure 75 : Analyse de redondance de la composition floristique dans les radiers et dans les mouilles ...	149

Figure 76 : Notes IBMR de stations sur des rivières du sud du bassin parisien.	150
Figure 77 : Correspondance entre les communautés de l'échelle trophique l'IBMR et l'indice proposé. .	150
Figure 78 : Schématisation de la méthode HEPadaptée	152
Figure 79 : Schématisation des types d'indicateurs proposés dans la méthode RHEP	153
Figure 80 : Identification et cartographie des habitats du Woerr avant et après la restauration	154
Figure 81 : Exemple de calcul de l'indicateur EC pour les habitats prairie dans la méthode RHEP	155
Figure 82 : Résultat de la méthode RHEP.....	156
Figure 83 : Schéma des différentes perspectives de recherche proposées	159
Figure 84 : Schéma de la méthodologie proposée pour les tests en microcosmes.	162

. Partie 1 Parcours et activités



I. CV détaillé

COMBROUX

Isabelle

Née le 25/11/1975

Française

MCU – HC, Ech. 4

LIVE UMR 7362 UNISTRA-CNRS

Laboratoire Image, Ville, Environnement

Institut de Botanique

Université de Strasbourg

28 rue Goethe,

67000 Strasbourg – France

Tel : + 33 (0)3 68 85 18 87

Email : combroux@unistra.fr

1. FORMATION ET TITRES UNIVERSITAIRES

☞ Formation en Droit Rural

2016/17

Formation continue non diplômante (baux ruraux - Droit de l'eau 50h) - Université de Bourgogne / Université Lyon 3.

☞ DU Droit de l'espace rural

2016

DU de second cycle universitaire, Université de Bourgogne, Macon, France.

☞ Capacité de Droit

auditeur libre 2015 – 16

Faculté de Droit, Université de Strasbourg, France.

☞ Doctorat en Ecologie,

2002

Titre de la thèse : « Influence de la nature et de la fréquence des perturbations sur les banques de diaspores dans les communautés végétales aquatiques », soutenue le 11/03/02 à l'université Claude Bernard, Lyon1. - Directeur de thèse : Dr. Gudrun Bornette.

☞ DEA, Analyse et Modélisation des Systèmes Biologiques

1998

Université Claude Bernard, Lyon 1, France.

☞ Maîtrise, Biologie des populations et des écosystèmes

1997

Université Claude Bernard, Lyon 1, France.

☞ Licence Biologie des Populations et des Organismes

1996

Université Claude Bernard, Lyon 1, France.

☞ DEUG biologie des populations, biomathématiques et bioinformatique

1995

Université Claude Bernard, Lyon 1, France.

2. POSTES OCCUPES ET THEMATIQUES DE RECHERCHE

☞ Depuis 2006 : Maître de conférences – Université de Strasbourg

- Depuis 2006, affectation enseignement à la Faculté des Sciences de la Vie
- 2006 – 2009 : UMR MA 101 ULP/ENGEEES Centre d'Ecologie Végétale et d'Hydrologie – Faculté des Sciences de la Vie
- 2009 – 2013 : UMR CNRS 7517- Laboratoire d'Hydrologie et de géochimie de Strasbourg – Faculté de Géologie
- Depuis 2013 : UMR CNRS 7362 Laboratoire Image, Ville, Environnement. – Faculté de Géographie

Thèmes de recherche :

- **Ecologie de la Restauration, Compensation Ecologique**
- **Espèces invasives** (*Elodea nuttallii*, *Miscanthus* sp.)
- **Evaluation environnementale** : Bioindication, Evaluation de l'état de conservation d'habitat et d'espèces, évaluation de services écosystémiques.
- **Dynamique / fonctionnalité d'écosystèmes anthropiques** : ouvrages végétalisés de phytoremédiation, d'atténuation du risque hydraulique (bassin d'orage, interception de coulées boueuses), toitures végétalisées.
- **Biodiversité / Stabilité des écosystèmes**

☞ 2004 – 2006 : Maître de conférences du Muséum National d'Histoire Naturelle

Département Ecologie et gestion de la biodiversité, UMS Inventaire et suivi de la biodiversité.

Activités d'expertise :

- Pour le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable :
 - Responsable du programme Evaluation de l'état de conservation au MNHN
 - Représentante France au Groupe Technique Scientifique du Comité Habitats à Bruxelles
 - Groupe de travail sur les arrêtés de protection d'espèces
- Stratégie Nationale pour la Biodiversité : groupe de travail « forêts » (dirigé par l'ENGREF)
- Participation à des Jumelages PHARE (Pologne et Roumanie) dans le cadre de Natura 2000 ou de la protection de la nature.

Thème de recherche :

Evaluation de l'état de conservation d'habitats humides d'intérêt communautaire.

☞ 2002 - 2003 : ATER, ULP Strasbourg.

UMR MA 101 ULP/ENGEEES Centre d'Ecologie Végétale et d'Hydrologie

Thème de recherche :

Trophie du milieu et espèces invasives : Traits biologiques et risques d'invasion.

☞ 2001-2002 : ATER, Université Claude Bernard, LYON I

UMR CNRS 5023 Laboratoire d'Ecologie de Hydrosystèmes Fluviaux.

Thème de recherche :

Perturbations et stratégies de régénération des communautés végétales aquatiques / Effet de la connectivité dans le maintien de la biodiversité.

3. ACTIVITES D'ENSEIGNEMENT

☞ Responsabilités de parcours, d'UE :

- Responsable d'un parcours de Master : Plantes, Environnement et Génie Ecologique (PENGE) (Université de Strasbourg) + ouverture d'un parcours en apprentissage depuis 2016.

La gestion du parcours de Master Plantes, Environnement et Génie Ecologique dont je suis responsable a supposé l'intégration de profondes modifications des enseignements par rapport aux enseignements classiques : l'intégration du Projet pédagogique Végé-Lab et l'ouverture à l'apprentissage (cf. ci-après).

- Responsable ou animation des UE (exemple sur 2018-19) :

- o Démarche scientifique et gestion de projet S1 (M1S1 – 6 ECTS) (programme IDEX Végélab)
- o Ecologie des Communautés végétales (M1S2 – 3 ECTS)
- o Restauration, Génie Végétal et Ecologique 1 (M1S2 - -3 ECTS)
- o Démarche scientifique et gestion de projet S2 (M1S2 – 9 ECTS) (programme IDEX Végélab)
- o Evaluation et atteintes à la biodiversité (DU – Faculté de Droit Unistra 1,5 ECTS)
- o Démarche scientifique et gestion de projet S3 (M2S3 – 9 ECTS) (programme IDEX Végélab)
- o Initiation au SIG (M2S3 – 3 ECTS)
- o Phytoremédiation (M2S3 – 3 ECTS)
- o Génie Ecologique et Gestion de la Biodiversité (M2S3 – 9 ECTS)
- o Droit appliqué à la biodiversité (M2S3 – 3 ECTS)
- o Suivi Environnementaux et Génie Végétal (M2S4 – 3 ECTS)
- o Stage ou Apprentissage en Entreprise (M2S4 – 27 ECTS)

- Membre de la Commission d'enseignement, Faculté des Sciences de la Vie – Strasbourg depuis 2010

- Membre de la Commission de Perfectionnement du CFAU Alsace depuis 2015

☞ Thématiques enseignées :

Mes enseignements actuels sont centrés sur les thématiques suivantes :

- **Ecologie fondamentale** : J'aborde les concepts fondamentaux en écologie pour les étudiants de licences (UE Ecologie et Environnement), de master (UE Introduction à l'écologie fonctionnelle) ainsi que les concepts de l'écologie végétale en master (UE Ecologie des Communautés Végétales).

- **Ecologie appliquée** : J'interviens dans des enseignements d'écologie de la conservation en master (UE Biodiversité et Contraintes Environnementales), de restauration et génie écologique en master (UEs Restauration et Génie Ecologique, Génie Ecologique et Gestion de la Biodiversité, Suivi Environnemental et Génie Végétal, et l'UE Phytoremédiation depuis septembre 2018).

- **Droit de l'environnement** : Sans être juriste, ma formation complémentaire en droit rural m'a permis de développer des enseignements hybrides entre le droit de l'environnement et l'écologie : UE Ecologie et Evaluation en environnement à destination des juristes dans laquelle, après une mise à niveau en écologie, je détaille les relations entre des aspects du droit de l'environnement (Arrêtés de protection d'espèces, Règlement sur les espèces invasives, mise en oeuvre de la Directive Habitat, évaluation environnementale...) et leurs déclinaisons scientifiques. UE Droit appliqué aux plantes et à la Biodiversité où j'apporte des notions de droit rural aux étudiants de master en biologie.

- **Encadrement de projets** : Depuis 2016, dans le cadre du projet Végé-Lab (cf. ci-après) les étudiants du master PENGE développent un projet de recherche ou d'écologie appliquée sur les 3 premiers semestres (24 ECTS au total). Chaque année j'encadre (conception et réalisation des expérimentations avec les étudiants, aide à l'interprétation...) un à deux groupes d'étudiants. Dans le cadre de l'UE Projet Interdisciplinaire en Environnement, les étudiants sont regroupés en équipes interdisciplinaires (1 écologue, 1 juriste, 1 sociologue, 1 géographe et 1 chimiste de l'environnement) afin de traiter sous l'angle de la pluridisciplinarité un sujet régional de l'actualité environnementale. Chaque année j'encadre un groupe sur un semestre.

Enfin, j'interviens également dans les enseignements pour les apprentis M2 lors de leurs 3 semaines de retour à l'université au cours du S4 (Organisation et intervention lors du voyage pédagogique sur la diversité des formations végétales sur le gradient Strasbourg-Brest, dynamique des écosystèmes rhénans et actualités scientifiques).

[🌀 Innovations pédagogiques :](#)

La gestion du Master Plantes, Environnement et Génie Ecologique dont je suis responsable a supposé l'intégration de profondes modifications des enseignements par rapport aux enseignements classiquement dispensés dans notre faculté :

- L'intégration du Projet IDEX pédagogique « Végé-Lab » : Démarche d'apprentissage actif par gestion d'un projet scientifique, en synergie avec des laboratoires académiques, des entreprises privées et des collectivités territoriales. Les étudiants travaillent tout au long du master sur un projet de R&D réellement abordé par nos partenaires (j'effectue cette recherche de partenaires chaque année), acteurs de la recherche en environnement ou d'applications de génie écologique. Ce projet a entraîné une refonte totale de la maquette du master afin de réorganiser les enseignements pour que les étudiants acquièrent très tôt les connaissances nécessaires à la réalisation des projets et de ménager de larges créneaux pour la gestion du projet et les interactions entre les étudiants et les entreprises partenaires. Cela suppose également de nombreuses présentations du projet aux entreprises afin qu'elles adhèrent au projet ainsi qu'un suivi pédagogique et un appui scientifique personnalisé aux 15 étudiants d'une promotion sur 3 semestres (24 ECTS).

- A partir de 2014, j'ai monté le dossier d'ouverture à l'apprentissage pour le Master Plantes, Environnement et Génie Ecologique et j'assure sa gestion depuis 2016 : maquette, contacts, présentation du projet aux entreprises, participation à des salons professionnels etc., gestion des contrats de travail des apprentis, gestion des présences des apprentis et de leur arrêt de travail, coordination d'environ 170 heures d'enseignement supplémentaires pour les apprentis au S4 lors de leurs retours à l'Université.

- Depuis 2016, j'ai initié avec mon collègue Sébastien Gallet de l'Université de Bretagne Occidentale un partenariat afin de bâtir des enseignements communs en écologie de la restauration entre les 2 universités. Les cours magistraux sont réalisés à deux voix devant les 2 promotions réunies (en présentiel

ou en visio), les 2 promotions sont également réunies pour la visite de chantiers de restauration écologique et assistent à la conférence annuelle du réseau français en écologie de la restauration (REVER).

Service : Résumé de mon service d'enseignement sur les 5 dernières années écoulées (CI : cours intégré = 1.25 ETD :

	2014-15	2015-16	2016-17	2017-18	2018-19
CM	108	63	96	81	77
CI	-	-	53	60	42
TD	36	24	134	179	120
TP	24	-	30	-	4
Heures référentiel	20	25	21	20	29,5
<i>Service du</i>	<i>192</i>	<i>96*</i>	<i>192</i>	<i>192</i>	<i>192</i>
Service réalisé	242	143	384	395	310
ETD					

* : 1 semestre de CRCT réduit à 3 mois (de juin à août) suite à 3 mois de congé maladie et la demande de rattraper ses 3 mois en heures d'enseignement.

Autres activités d'enseignement :

- 2008 : Jumelage TEMPUS Université de Strasbourg – Freiburg – Landau / Tyumen (Sibérie – Tuymen Oblast) *1 mission*.
- 2016 – 19 : 10h de cours annuelles pour le master Gestion et Conservation de la Biodiversité (Université Bretagne Occidentale)
- 2018 – 19 : 4h de cours pour le master Biodiversité, Ecologie et Evolution (Université Aix Marseille)
- 2018 - 19 : Présidente de 3 jurys de VAE : Licence professionnelle Protection de l'environnement - Gestion des eaux urbaines et rurales (ENGEES) & Licence professionnelle des métiers de la santé au travail (UNISTRA).

4. RESPONSABILITES ADMINISTRATIVES ET COLLECTIVES

Responsabilités administratives :

CNU :

- Membre du CNU section 67 de janvier 2009 à octobre 2019, dont : Assesseur de la section et membre de la CP-CNU de 2011 à 2015.

Instances universitaires :

- Elue à la Commission Recherche de l'Université de Strasbourg : 2016

Comités de sélection :

- 2005 – 2006 : membre élue de la Commission de Spécialistes, section 67 du MNHN (2 jurys)
- Comités de sélection : 10 jurys entre 2011 et 2018, section 66,67 et 68. Universités de Strasbourg, Rennes, Marseille et de Lorraine.
- 2019 : 2 Jurys recrutement BAP C.

Branche professionnelle :

- Membre du conseil d'administration de l'association REVER (Réseau d'Echange et de Valorisation en Ecologie de la Restauration) depuis mars 2015, Trésorière depuis 2019.

☞ Organisation séminaires / Colloques :

- 2004-2006 Organisation de 3 séminaires nationaux pour le Ministère de l'Ecologie :
7 juin 2004, MNHN – 1ère Réunion du groupe d'Experts – Evaluation Natura 2000,
24 septembre 2004, MNHN – Séminaire « Cartographie des habitats d'intérêt communautaire »,
18 mars 2005, MEDD - Organisation de la collecte des données en vue d'évaluer l'état de conservation des espèces et habitats d'intérêt communautaire.
- 2010 : Membre du comité scientifique de : 7th SER European Conference on Ecological Restoration (Avignon, 23-27 august 2010) – Ecological Restoration and sustainable Development – Establishing links across frontiers.
- 2010-2015 : Organisation de la conférence annuelle du Master BVP – Université de Strasbourg
- 2015 : Organisation du colloque REVER6 (responsable du comité scientifique et co-responsable du comité d'organisation) : « Rever et dynamiser », 3-4 mars 2015. Strasbourg.

☞ Enseignement : cf. ci-dessus

5. PROGRAMMES DE RECHERCHE ET EXPERTISES

☞ Programmes de recherche :

- 2006 – 2012 : Suivi de la restauration des bras reconnectés dans le cadre du projet LiFE Rhin Vivant. – participante (financeur : Région Alsace)
- 2009 - 2011 : La Flore et la Végétation de la Réserve Naturelle Nationale de la Petite Camargue Alsacienne (Haut-Rhin, Alsace, France) – participante (10 k€ - financeur : Petite Camargue Alsacienne)
- 2010 - 2011 : Etude de la banque de graines du sol dans le cadre de la renaturation d'un ancien bras sur l'île du Rhin en aval du barrage de Kembs – responsable (22,5 k€ - financeur : EDF)
- 2012 : Conservation des *Orchidaceae* des zones humides en Région Alsace : Etat des lieux des populations, menaces, moyens de protection – responsable (8.15 k€ - financeur : Conservatoire Botanique d'Alsace)
- 2013 - 2015 : Suivis et évaluations multicritères des restaurations d'écosystèmes aquatiques sur le Woerr (Lauterbourg, Alsace) – participant (20 k€ - financeur : ENGEES)
- 2013 – 2014 : Suivi géomorphologique et écologique sur l'île de Kembs. – responsable du volet végétation (36 k€ - financeur : EDF)
- 2014 – 2018 : Suivi du projet « Gestion de la géomorphologie du Vieux Rhin . – responsable du volet végétation (427 k€ - financeur : EDF)
- 2014 – 2015 : Caractérisation des populations d'œillets superbes dans le Ried Nord – responsable (15 k€ - financeur : Conservatoire Botanique d'Alsace)
- 2014 - 2015 : Cartographie et diagnostique de la végétation aquatique du plan d'eau de Plobsheim – Responsable (1.2 k€ - financeur : ONCFS)
- 2014 – 2018 : Gestion des Risques et Histoire des Coulées Boueuses 3. Participant, en charge des actions « Miscanthus » (141 k€ - financeur : Agence de L'Eau Rhin-Meuse)
- 2014 : Biodiversité des Toitures végétalisées. Co-responsable. (3.5 k€ - financeur : Soprema)

- 2015 - 2016 : « Analyse et évolution de la biodiversité aquatique des réserves rhénanes du CSA », participant (3 k€ - financeur : Conservatoire des sites alsaciens)
- 2016 : Compréhension du fonctionnement des écosystèmes naturels et anthropiques – responsable. (10 k€ - financeur : IDEX Unistra)
- 2012 - 2019 : Suivi de Restauration du site du Woerr – responsable (78 k€ - financeur : Conseil Départemental du Bas-Rhin)
- 2016 - 2018 : Diversité génétique et adaptation de *Potamogeton coloratus* – participant (financeur : ENGEES)
- 2016 – 2017 : Etude des potentialités de restauration de la végétation d’une zone humide dans le cadre de la renaturation du site de la Raffinerie de Reichtett – responsable (15 k€ - financeur : BF2 RheinPark)
- 2018 – 2021 : SEFIRR : Suivi et Evaluation de la requalification de Friches Industrielles polluées en zone de compensation écologique : Le cas de l’ancienne Raffinerie pétrolière de Reichstett. Co-responsable (162 k€ - financeurs : BF2 RheinPark & ADEME)
- 2019 : Biodiversité des Toitures végétalisées. Responsable (6 k€ - financeur : Soprema, fondation Unistra).
- 2019 - 2022 : Projet doctoral : Etude des impacts du vieillissement des techniques alternatives sur leurs fonctionnalités et leurs performances - Caractérisation de la biodiversité végétale des milieux et devenir des boues accumulées dans le contexte des RUTP. Co-responsable (107 k€ - financeurs :Eurométropole de Strasbourg & ENGEES).
- 2019 – 2020 : SoLenVille : ensemble connaître / observer / améliorer la diversité de la pédofaune urbaine. Responsable (9,7 k€ financeur : ZAEU)

☞ Expertise Evaluation de l'état de conservation et expertises Natura 2000 :

- 2004 - 2006 : Responsable au MNHN du programme national de l'évaluation de l'état de conservation des habitats et espèces d'intérêts communautaires - Représentante de la France au GTS du Comité Habitats à Bruxelles¹
- 2006 et 2013 : Membre du groupe d'experts pour la validation du rapport périodique à l'UE sur l'évaluation de conservation (groupe zones humides).
- 2012 - 14 : membre du comité de pilotage : Projet de méthodologie d'évaluation de l'état de conservation des habitats humides et aquatiques à l'échelle des sites Natura 2000. MNHN
- 2014 - 2015: Membre groupe de travail Evaluation de l'état de conservation des sites Natura 2000 du CSRPN Alsace
- Depuis 2016 : Membre du copil et du comité scientifique PSDRF Grand Est (ONF – RNF) – préfiguration d'un Pôle Relais Forêts Alluviales

☞ Expertises Conservation de la Biodiversité et Génie Ecologique

- 2005 – 2006 : Convention d'expertise Ministère de l'équipement, des transports, de l'aménagement du territoire, du tourisme et de la mer - direction des routes / Muséum National d'Histoire Naturelle – « Expertises dans le domaine de la nature en rapport avec les infrastructures routières.
- 2013 : Membre du groupe de travail liste rouge des plantes d'Alsace (Conservatoire Botanique d'Alsace).
- Depuis 2016 : Membre du comité consultatif de la Réserve Nationale du Delta de la Sauer.
- 2018 : Membre du jury du Grand Prix du Génie Ecologique (prix Ministère de l'environnement, AFB, AI-GéCo)

☞ Expertises Internationales

- 2004 – 2005 : Jumelage PHARE France / Pologne PL/IB/2001/EN/02 « mise en place de Natura 2000 en Pologne (Ministère de l'environnement) 5 missions

¹ GTS Habitat : Groupe de Travail scientifique « habitats », européen (DIRECTION GÉNÉRALE ENVIRONNEMENT, Direction B - Qualité de l'environnement et ressources naturelles,) ENV.B2 - Nature et Biodiversité)

- 2006 – 2009 : « Leader component » sur les thématiques « Cahiers d’Habitats » et « Evaluation de l’état de conservation » pour 4 Jumelages PHARE France/Roumanie :
 - RO2004/IB/EN/03, Jumelage ATEN – ARPM Timisoara. *8 missions*
 - RO2004/IB/EN/05, Jumelage ADEME – ARPM Pitesti *4 missions*
 - RO2006 IB/ EN/03. Jumelage BRGM – IHOBE – ARPM Timisoara. *4 missions*
 - RO2006 IB/ EN/05. Jumelage ADEME – ARPM Pitesti *3 missions*
- 2006-2007 Jumelage PHARE Autriche/Nouveaux Etats Membres de l’UE : Natura 2000 Implementation & Administration : Experiences of the new member states and candidate countries. *2 missions*

[🔗 Expertises judiciaires :](#)

Expert près la cours d’Appel de Colmar depuis décembre 2017

- rubrique A.3. Aménagement et équipement rural
- rubrique A.12. Sylviculture

6. DIVERS

- Prix, Distinctions : Prix Jeune espoir scientifique 2016 – IdeX Université de Strasbourg

- Langues : Anglais : courant, langue professionnelle
 Roumain : courant, langue professionnelle
 Allemand : notions,
 Latin : niveau scolaire
 Polonais : notions

- Sauveteur Secouriste du Travail : Formation incendie (2006), PSC1 (2008), SST (depuis 2015)

II. Publications et Manuscrits

☞ Publications dans des journaux internationaux :

- Combroux I.**, Bornette, G., Willby, N.J. & Amoros C. (2001). Regenerative strategies of aquatic plants in disturbed habitats: the role of the propagule bank. *Archiv für Hydrobiologie*,152:215-235.
- Combroux I.**, Bornette, G. & Amoros C. (2002). Plant regenerative strategies after a major disturbance: the case of a riverine wetland restoration. *Wetlands*, 22:234-246.
- Combroux I.** & Bornette, G. (2004). Propagule bank and regenerative strategies: a comparison between drought and spate disturbances. *JVS*,15 : 13-20.
- Tremolières M., Hermann A., **Combroux I.**, Nobelis P. (2007). Conservation status assessment of aquatic habitats within the Rhine floodplain using an index based on macrophytes. *Ann Limnol- Int J Lim.* 43 (4), 233-244.
- Rambaud M., Pavoine S, Machon N, Moret J, **Combroux I.** (2009). Does channelization alter spatial and temporal dynamics of macrophyte communities and their physical habitat? *Fundamental and applied Limnology*. Volume 174, 159-172.
- Rambaud M., **Combroux I.**, Haury J., Moret J., Machon M., Zavodna M., Pavoine S. (2009). Relationships between channelization structures, environmental characteristics, and plant communities in four French streams in the Seine–Normandy catchment. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 2009, 28(3)
- Meyer A., **Combroux I.** & Trémolières M. (2013) Dynamics of nutrient contents (phosphorus, nitrogen) in water, sediment and plants after restoration of connectivity in Rhine side-channels. *Restoration Ecology* 21 232-241.
- Meyer A., **Combroux I.**, Schmitt L. & Trémolières M. (2013). Vegetation dynamics in side-channels reconnected to the Rhine River: what are the main factors controlling communities trajectories after restoration? *Hydrobiologia* 714 (1) 35-47
- Guittony-Philippe, A, Petit M-E, Masotti, V. Monnier, Y., Malleret, L. Coulomb, B. **Combroux, I.**, Baumberger, T., Viglione, J. & Laffont-Schwob, I. (2015). Selection of European wild macrophytes for their use in constructed wetlands for phytoremediation of contaminant mixtures. *Journal of Environmental Management*.147: 108-123.
- Guittony-Philippe, A, Masotti, V., **Combroux, I.** Malleret, L., Boudenne J.-L., Petit, M.-E. Monnier, Y., Coulomb, B., Viglione, J. & Laffont-Schwob, I. (2015). Proposal of a new method to assess industrial effluent ecotoxicity reduction by wastewater treatment systems: the Helophyte Development Index. *Ecological Eng* 77 : 180-188.
- Hardion, L., Verlaque, R., Vorontsova, M.S., **Combroux, I.** Chen C.W., Takamizo, T. & Vila, B. (2017) Does infraspecific taxonomy match species evolutionary history? A phylogeographic study of *Arundo formosana* (Poaceae). *Botanical Journal of the Linnean Society* 183 (2), 236-249
- Buisson E, Jaunatre R, Regnery B, Lucas M, Alignan J.-F., Heckenroth A, Muller I, Bernez I, **Combroux I**, Moussard S, Glasser T, Jund S, Lelièvre S, Malaval S, Vécrin-Stablo M.-P., & Gallet S. (2017) Promoting ecological restoration in France: issues and solutions. *Restoration Ecology* 26(1) 36-44.
- Staentzel C., Arnaud F., **Combroux I.**, Schmitt L., Trémolières M., Grac C., Piégay H., Barillier A., Chardon V., Beisel J.N. (2018). How do instream flow increase and gravel augmentation impact biological communities in large rivers: A case study on the Upper Rhine River. *River research and applications* 34(2) 153-164
- Staentzel C., **Combroux I.**, Barillier A., Schmitt L., Chardon V., Garnier, A. & Beisel J.-N. (2018). Réponses des communautés biologiques à des actions de restauration de grands fleuves (Vieux Rhin, France). *La Houille Blanche*, n° 2, 2018, p. 99-106. DOI: 10.1051/lhb/2018024
- Staentzel, C.; Beisel, J.- N.; Gallet, S.; Barillier, A.; Hardion, L. & **Combroux, I.** (2018) A multiscale assessment protocol to quantify effects of restoration works on alluvial vegetation communities. *Ecological Indicators* 90 (2018) 643–652. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.050>

- Hardion L., Pouvreau, M. Schwoertzig, E. Hoff, M. Nguefack, J. & **Combroux I.** (2019) Performance, genetic and ecological insights for the conservation of the endangered large pink, *Dianthus superbis* L. (Caryophyllaceae) in semi-natural grassland, *Botany Letters*, 166:1, 104-112, DOI: 0.1080/23818107.2018.1544506
- Staentzel C., **Combroux I.**, Barillier A., Grac, C., Chanez, E. & Beisel J.-N. (2019) Effects of a river restoration project along the Old Rhine River (France-Germany): responses of macroinvertebrate communities. *Ecological Engineering* 127: 114-124.
- Perrier A., Hardion L., Rozan, A., Staentzel, C. & **Combroux I.** (in press - 2019). *Miscanthus x giganteus* crop fields hide a genotype of the invasive *M. sacchariflorus*; *Weed Research*.
- Staentzel C., Rouifed, S., Beisel, J.-N. Hardion, L., Poulin, N., **Combroux I.**(accepted). Ecological implications in the replacement of native plant species within riparian systems: unexpected effects of *Reynoutria japonica* Houtt. leaf litters. *Biological Invasions*
- Meyer A., Grac C., **Combroux I.**, Schmitt L. & Trémolières M. (in revision) Recolonizing macro-invertebrate communities in reconnected side-channels of the Upper Rhine. *Freshwater Biology*.
- Laurent Hardion, Antoine Perrier, Marion Martinez, Nicolas Navrot, Emmanuel Gaquerel, Frédéric Tournay, Julie Nguefack, and **Isabelle Combroux** (submitted). Should old subspecies be neglected? The infraspecific taxonomy of *Dianthus superbis* L. (Caryophyllaceae) as a case study. *Annals of Botany*.
- Staentzel C., Kondolf, G. M., Schmitt L., Barillier, A., **Combroux I.** & Beisel J.-N (submitted) Restoring fluvial forms by sediment supply or bank erosion below dams: a systematic review of ecological responses. *STOTEN*.

Articles en preparation cités dans la partie 2

- Combroux I.** & Bornette, G. (in prep). Connectivity and water dispersal: effects on the propagule bank and above-ground vegetation in cut-off channels.
- Jacek, G., Labat, F. & **Combroux, I.** (in prep) Impact of plant patch formation on macrophyte morphological complexity and associated macroinvertebrates community: a new insight in river restoration
- Combroux I.**, & Laffont-Schwob, I. Motorway retention ponds as novel ecosystems: more ecosystem services than they were designed for? A review
- Combroux I.**, Triboit, F. Thiery, A., Soulié-Märsche, I. & Laffont-Schwob I. Motorway retention ponds in Mediterranean landscape :do they provide ecosystem services similar to natural ponds ?
- Combroux I.**, Nobelis P. & Trémolières, M. Biodiversity, Stability and invisibility: what happens to general concepts in river ecosystems ?
- Combroux, I.**, Haan Archipoff G., Perrier A., Tremolières, M. & Gondet L. Phenology of the aquatic invasive *Elodea nuttallii* (Planch.) H.St.John in Alsace floodplain: implication for the management of an invasive species
- Combroux, I.**, Hernandez, N., Hess M., Colin,C., Massing, C. & Le Ber, F. Field and laboratory evidence of *Potamogeton lucens* negative allelopathy against the invasive *Elodea nuttallii*
- Combroux, I.** Perrier, A. & Staentzel, C. (2016) Thinking “allelopathy” and “phenology” to enhance ecological restoration success.
- Combroux, I.**, Staentzel C., Perrier, A. & Kern S. Bank transfert and Transplantation as efficient restoration methods in aquatic habitats?
- Combroux, I.**, Perrier, A., Dumax, N. & Rozan, A. Gravel pit rehabilitation and recovery of ecosystems services : assessment of restored ecosystems according to the adapted HEP method.

[🔗 Publications nationales :](#)

- Trémolières M., **Combroux I.**, Thiébaud G., Haury J., (2008). Réponse des communautés végétales aux conditions environnementales : perturbations et contraintes. Ingénieries eau Agriculture et Territoire. N° special 63-78.
- Hoff, M. Deluzarche, F. & **Combroux, I** (2011) Les récoltes botaniques de Roumanie dans l'herbier de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg (STR) Bull Soc Hist Nat et Ethnogr de Colmar Vol. 70: 63 - 81
- Trémolières, M. Meyer, A. & **Combroux I** (2014) Les macrophytes sont-ils de bons candidats pour l'évaluation du succès d'une restauration ? L'exemple des anciens bras du Rhin reconnectés. Science Eau et Territoire 15 : 64-68.
- Gallet, S., Jaunatre, R., Regnery, B., Alignan, J.-F., Bernez I., **Combroux, I.**, Glasser, T., Heckenroth, A., Jund, S., Lelièvre, S., Malaval, S., Moussard, S., Muller, I., Vécrin-Stablo M.-P., & Buisson, E. (2017). Promouvoir l'écologie de la restauration : REVER, le réseau francophone. *Naturae*.

[🔗 Manuscrits et Ouvrages:](#)

- Combroux, I.**, Servan, J., & Moret, J. (2004) Méthodes utilisées dans le suivi d'habitats et d'espèces de faune et de flore - Synthèse bibliographique, Muséum national d'histoire naturelle, Département Ecologie et gestion de la biodiversité, UMS 2699 Inventaire et suivi de la biodiversité, 158 p
- Combroux, I.**, Gaudillat, V., Haffner, P., Herard, K., Arnal, G. Bensettiti, F. Daszkiewicz, P. & Moret, J. (2004) Evaluation de l'état de conservation des habitats naturels et des espèces dans le cadre de la Directive Habitat (EU 92/43)- Test des grilles de reporting de la surveillance nationale. Muséum national d'histoire naturelle, Département Ecologie et gestion de la biodiversité, UMS 2699 Inventaire et suivi de la biodiversité, 156 p.
- Combroux, I.**, Bensettiti, F. Daszkiewicz, P. & Moret, J. (2006) Evaluation de l'Etat de conservation des Habitats et Espèces d'intérêt communautaire 2006-2007, Document2, Guide Méthodologique, Muséum national d'histoire naturelle, Département Ecologie et gestion de la biodiversité, UMS 2699 Inventaire et suivi de la biodiversité, Document téléchargeable sur le site de l'INPN 149 p.
- Ducos, A. **Combroux, I.**, Bensettiti, F. Daszkiewicz, P. & Moret, J. (2006) Evaluation de l'Etat de conservation des Habitats et Espèces d'intérêt communautaire 2006-2007, Mode d'emploi de l'Interface de saisie, Muséum national d'histoire naturelle, Département Ecologie et gestion de la biodiversité, UMS 2699 Inventaire et suivi de la biodiversité.
- Combroux, I.**, Thiry, E. & Toia, T. (eds). 2007. Caiet de habitate si specii - Fise pilot. Editura Balcanic. Timisoara, România, 148p, ISBN 978-973-85742-6-7
- Combroux, I.**, Schwoerer C., 2007, Evaluarea statutului de conservare al habitatelor si speciilor de interes comunitar din Romania - Ghid metodologic, Editura Balcanic, Timisoara, România, 56p plus anexe.
- Combroux, I.**, Schwoerer C., 2007, Assessment of the conservation status of habitats and species of Community interest in Romania - guidelines, Balcanic Publishing House, Timisoara, Romania, 56p plus annexes.
- Vangendt J., Berchtold J.-P., Jacob J.-C., Holveck P., Hoff M., Pierne A., Reduron J.-P., Boeuf R., **Combroux I.**, Heitzler P., Treiber R., 2014. La Liste rouge de la Flore vasculaire menacée en Alsace. CBA, SBA, ODONAT, 96 p.

🌀 Présentations à des colloques internationaux :

- Combroux, I.,** Bornette, G. & Amoros, C. (2000), Restoration of a riverine wetland: vegetation recolonization and propagule bank. EISORS (Eighth International Symposium on Regulated Streams), Toulouse, France 17 – 21 Juillet 2000.
- Bornette, G., **Combroux, I.** & Elger, A. (2000). Plant strategies in floodplain water-bodies: role of scouring flood disturbances and productivity. Atelier groupes fonctionnels, Montpellier, France 25 – 26 Septembre 2000.
- Combroux, I.** & Bornette, G. (2002) Connectivity and water dispersal in riverine wetlands: effects on the propagule bank and above-ground vegetation. Eureco 2002, Lund, Suède, 27 juillet - 1er Août 2002.
- Combroux, I.** & Bornette, G. (2002) Major vs. recurrent disturbances: different regenerative strategies? EWRS 2002, 11th Symposium on Aquatic Weeds, Moliets et Maâ, France, 2 - 6 Septembre 2002.
- Combroux, I.,** Nobelis, P. & Trémolières, M. (2007). Biodiversity, stability and invasibility : what happen to general concepts in river ecosystems ? Aquatic Biodiversity International Conference. Octobre 2007. Sibiu, Roumanie.
- Combroux, I.,** & Trémolières, M. (2007). Impacts of restoration works on side channels functionality. A study based on aquatic vegetation. Aquatic Biodiversity International Conference. Octobre 2007. Sibiu, Roumanie.
- Combroux, I.,** Nobelis, P. & Trémolières, M. (2007). Relationships between Biodiversity, Stability and Invasibility in river ecosystems. SEFS5 – Palermo, Italy. 8-13 juillet 2007.
- Trémolières, M., Barrat-Segretain, M.H., Thiebaut, G., **Combroux, I.** & Haa-Archipoff, G. (2007). The invasiveness of two macrophytes species in waterbodies, *Elodea nuttallii* (Planch.) St John and *E. canadensis* Michaux. Adaptive species strategy and key factors controlling habitat invasibility ? SEFS5 – Palermo, Italy. 8-13 juillet 2007.
- Rambaud, M., **Combroux, I.** & Moret, J. (2007) The use of multiple communities to assess river's ecological status. SEFS5 – Palermo, Italy. 8-13 juillet 2007.
- Combroux, I.,** & Trémolières, M. (2008). Impacts of restoration of connectivity in side channels on freshwater habitat types. 6th European Conference on Ecological Restoration. 8-12 September 2008, Ghent, Belgium.
- Combroux, I.,** & Trémolières, M. (2009) Impacts of restoration of connectivity in Rhine Side Channels. SEFS5 – Sinaia, Roumanie. 16-21 juillet 2009
- Meyer, A., **Combroux-Lazar, I.** & Trémolières, M. (2010). Role of phosphorus in recolonisation processes after restoration of connectivity in Rhine side channels (2010). 7th SER Conference of the Society for Ecological Restoration — Monday 23 - Friday 27 August 2010 Avignon, France.
- Combroux-Lazar, I.,** Meyer, A., Grac, C. & Trémolières, M. (2010). Vegetation dynamics after restoration of connectivity in Rhine side channels. 7th SER Conference of the Society for Ecological Restoration — Monday 23 - Friday 27 August 2010 Avignon, France.
- Piégay, H., Aelbrecht, D., Béal, D., Alonso, C. J., Armburster, F., Arnaud, A., Barillier, C., Béraud, C., Billard, J.P., Bouchard, G., Brousse, D., Burlet, B., Camenen, A., Clutier, **Combroux, I.,** A. Di Moran, L., Dietrich, A., Dittrich, K., El Kadi Abderrazzak, A., Garnier, D., Hoenen, O., Huppmann, K., Johnstone, P., Knibiely, K., Koll, E., Laperrousaz, J., Le Coz, L., Merckling, R., Ostermann, A., Paquier, U., Pfarr, K., Pinte, E., Piquette, B., Pleis, A.J., Rollet, L., Schmitt, B.J., Seitz, V., Trémolières, M., Wintz, M. (2010). Restauration morpho-dynamique et redynamisation de la section court-circuitée du Rhin en aval du barrage de Kembs (projet INTERREG / EDF) Congrès SHF : "Environnement et Hydro-électricité", Oct 2010, Lyon, France. 8 p.
- Combroux, I.,** Staentzel, C. & Trémolières, M. (2012). Macrophyte transfer and gravel pit rehabilitation: an experimental study case. International Symposium on Aquatic Plants, EWRS, 27-31 August 2012, Poznań, Poland.

- Meyer, A., Combrox, I. & Trémolières, M. (2012). Dynamics of plant colonization after reconnection of Rhine side channels. International Symposium on Aquatic Plants, EWRS, 27-31 August 2012, Poznań, Poland.
- Combrox, I., Staentzel, C., Perrier, A.** Grac, C. & Rozan, A. (2014). Gravel pit rehabilitation and recovery of ecosystems services in the Upper Rhin floodplain: an experimental study case. 9th European Conference on Ecological Restoration. 3-8 August September 2014, Oulu, Finland
- Staentzel C., Beisel J.N., Durand P., Combrox I., Trémolières M., Barillier A (2015). Feedback of a bank controlled erosion project in the Old Rhine: monitoring of macroinvertebrates, fish and aquatic and riparian plants. Oral presentation, IS Rivers - Recherches et actions au service des fleuves et grandes rivières, Lyon, France – 22 au 26 juin 2015.
- Arnaud F., Staentzel C., Beisel J.N., Piégay H., Grac C., Trémolières M., **Combrox I.**, Schmitt L., Barillier A., Garnier A. (2015) Geomorphic and ecological monitoring of an experimental sediment reintroduction into the Rhine River downstream of the Kembs dam. Oral presentation, IS Rivers - Recherches et actions au service des fleuves et grandes rivières, Lyon, France – 22 au 26 juin 2015.
- Combrox, I., Staentzel, C.** & Perrier, A. (2015) Allelopathy and Phenology as restoration tools in the Upper Rhin floodplain restoration projects. Oral presentation, 14th International Symposium on Aquatic Plants, EWRS, 14-18 Sept. 2015 Edimbourg, Scotland.
- Combrox, I.** & Staentzel, C. (2016) Thinking “allelopathy” and “phenology” to enhance ecological restoration success: the case of Upper Rhin floodplain projects. Sfecologie 2016. Marseille, France 24-27 Oct 2016.
- Staentzel, C., Beisel J.-N., Combrox I., Trémolières, M., Schmitt L., & Barillier, A. (2016) Global study of ecosystem dynamics in a context of ecological restoration by sediment recharges and bank erosion in the Upper Rhine River. Sfecologie 2016. Marseille, France 24-27 Oct 2016
- Staentzel C., Combrox I., Schmitt L., Barillier A., Chardon V., Beisel J.N. (2017) Ecosystem dynamics in the context of a large river restoration by controlled bank erosion (Upper Rhine River, France). SEFS 10 Symposium of Freshwater sciences, Olomouc, République Tchèque
- Staentzel, C., Combrox, I. Barillier, A., Grac, C., Beisel, J.N. (2018) Controlled bank erosion and implementation of transverse artificial groynes : responses of biological communities (Upper Rhine, France). IS Rivers 2018, Lyon, France, Juin 2018.
- Staentzel, C., Rouifed, S. Beisel J.-N., & Combrox I. (2018) Allelopathic effects of the invasive plant species *Reynoutria japonica*: what potential consequences in the replacement of native species? Conference: 10th International Conference on Biological Invasions New Directions in Invasion Biology At: Dún Laoghaire, Dublin, Ireland
- Combrox I, Staentzel, C.** & Thai Thi H. O. (2018) Merging studies in allelopathy, phenology and community transfer to enhance community biotic resistance: plant engineering as a control method of invasive plants. Sfecologie 2018, Rennes, France 22-25 Oct 2018.
- Combrox I.** (2019) Aquatic plant phenology as a key factor for restoration and management of aquatic biodiversity. Aquatic Biodiversity International Conference. Septembre 2019. Sibiu, Roumanie.

[🔗 Présentations à des colloques nationaux :](#)

- Combrox, I., Haan-Archipof, G., Laurent, P.** & Trémolières, M. (2003) Réponses d'*Elodea nuttallii* et *Elodea canadensis* à différentes concentrations de phosphates. 46^e Congrès annuel de l'Association Française de Limnologie, Metz, 15 - 17 décembre 2003.
- Combrox-Lazar I., Nobelis, P.** & Trémolières M. (2010) Biodiversité, stabilité et invasibilité. Ecologie 2010, Montpellier, 2 au 4 septembre 2010.
- Cambrils, C. Grac, C., **Combrox, I.**, Trémolières, M. & Meyer, A. (2010). Macroinvertebrates dynamics after restoration of connection in Rhine side channels. Forum REALISE (Réseau Alsace de Laboratoires en Ingénierie et Sciences de l'Environnement), Strasbourg, 31 mars 2010

- Combroux, I.** (2013) La restauration du vieux Rhin. Séminaire interdisciplinaire collectif - Réseau Thématique Pluridisciplinaire BIODISCEE de l'INEE CNRS - Réparation (s) et services écosystémiques - 21 et 22 mars 2013, Strasbourg.
- Combroux, I.,** Kern, S., Grac, C. & Georges J.-Y. (2015) Restauration écologique d'une ancienne gravière en plaine alluviale rhénane. REVER6 – 6èmes journées atelier – Rever et Dynamiser, Strasbourg 3 – 4 mars 2015.
- Combroux, I.,** Staentzel, C. & Perrier A. (2015) L'Allélopathie comme outil de restauration dans le Rhin supérieur. Agébio, Génie végétal et ingénierie végétale : compétence, réglementation et bénéfice, Lyon 23-25 Novembre 2015.
- Georges J.-Y., Beisel, J.-N., **Combroux, I.,** Grac, C., Hoch, D., Knibiely, P., Labat, F., Levresse, F., Quintard, B., Rozan, A., Schneider, P. (2015) Site d'Etude en Ecologie Globale du Woerr : approche multicritère d'un programme de relâcher de cistudes d'Europe en Alsace. REVER6 – 6èmes journées atelier – Rever et Dynamiser, Strasbourg 3 – 4 mars 2015.
- Staentzel, C., Beisel, J.-N., **Combroux, I.,** Arnaud, F., Grac, C., Trémolières, M., Schmitt, L., Piégay, H., & Barillier, A. (2016). Impacts of sediment recharges into the upper Rhine River downstream of the Kembs diversion dam: Ecological monitoring of plants and macroinvertebrates. Congrès SHF : «HydroES 2016», Grenoble 16-17 March 2016.
- Hardion L., Perrier A., Delattre S., Rozan A., **Combroux I.,** 2016. Un roseau peut en cacher un autre : présence potentielle d'un taxon envahissant dans les cultures de *Miscanthus x giganteus*. GdR Invasions Biologiques, 24 Oct. 2016, Marseille, France
- Staentzel C., Combroux I., Barillier A., Beisel JN. (2016) Espèces invasives et restauration : Cas du Rhin Supérieur. GdR « Invasions biologiques » Marseille, Octobre 2016.
- Staentzel C., **Combroux I.,** Trémolières M., Schmitt L., Barillier A., Beisel JN.(2016) Global study of ecosystem dynamics in a context of ecological restoration by sediment recharges and bank erosion in the Upper Rhine River. Congrès des doctorants Strasbourg, Novembre 2016. Présentation orale en français – 1er prix « Best oral presentation award ».
- Grac, C., **Combroux, I.,** Rozan, A., Meyer, A., Fernandez, N. Labat, F., Levresse, F., Kern, S. & Georges, j.-Y. (2017) Retours sur la restauration écologique d'une ancienne gravière et de zones humides en plaine alluviale rhénane (site du Woerr, Lauterbourg) et leurs suivis. Conférence Restaurer le Rhin Supérieur au service d'une gestion durable : retours d'expérience - Renaturierungsmaßnahmen für ein nachhaltiges Habitatmanagement am Oberrhein - ein Erfahrungsaustausch. 11-12 mai 2017 Strasbourg (France)
- Kern S*, Levresse F. **Combroux, I***. Grac, C., Georges, J.-Y. Fernandez, N., Labat, F. Meyer, A. & Schneider P. (2018) Collaboration entre gestionnaires et scientifiques pour la restauration de zones humides remarquables : le retour d'expérience du Woerr (Lauterbourg, Alsace). REVER 9 – 5-6 avril 2018, Tour du Valat - * : orateurs de la conférence à 2 voix
- Georges, J.-Y.*, Levresse F*, **Combroux, I,** Fernandez, N., Kern S., Glatron, S., Grac, C., Labat, F., Marchand, T., Meyer, A., Philippot, V., Roser, P. & Schneider P. (2018). Evaluation écologique et ethnologique de la restauration écologique de zones humides en plaine alluviale rhénane en faveur de la réintroduction de la Cistude d'Europe en Alsace. REVER 9 – 5-6 avril 2018, Tour du Valat - * : orateurs - conférence à 2 voix.
- Combroux, I.,** Staentzel, C. & Thai T. H. O. (2018) Le génie végétal pour réguler une invasive en milieu aquatique. Congrès annuel de l'Association Française de Limnologie, Strasbourg 22 - 23 novembre 2018
- Staentzel, C., **Combroux, I.,** Barillier, A., Schmitt, L., Trémolières, M., Chardon, V., Grac, C., Chanez, E. & Beisel, J.-N. (2018) Restauration hydromorphologique inédite dans le Rhin Supérieur : réponses écologiques 4 ans post-restauration. Congrès annuel de l'Association Française de Limnologie, Strasbourg 22 - 23 novembre 2018
- Hardion, L., Chanez, E., Staentzel, C., **Combroux I.,** Beisel J.-N., Trémolières, M. & Grac, C. (2018) Une espèce oligotrophe, ça existe ? Etude comparée de la niche écologique et de la diversité génétique de

Potamogeton coloratus Hornem. Congrès annuel de l'Association Française de Limnologie, Strasbourg 22 - 23 novembre 2018

☞ Séminaires Invités:

- Combroux, I.** (2000) The ecology of aquatic vegetation in the backwaters of a large continental river system. Research Seminar, Dpt of Environmental Science, University of Stirling, UK.
- Combroux, I.** (2004) Le rôle du Muséum en tant que coordonnateur scientifique du programme Natura 2000, Séminaire, ECOBIO, Université Rennes I.
- Moret, J., **Combroux, I.** (2004) La Biodiversité. Conférence pour l'association Mosaic, Paris
- Combroux I** (2005). Une directive Européenne, un exemple du jumelage franco-polonais. Conférence pour le centre scientifique de l'Académie des Sciences Polonaise à Paris. 13/04/2005
- Combroux I** (2006) Elementele stiintifice pentru constituirea si managementul retelei Natura 2000. Séminaire « Echanges d'expérience pour promouvoir les sites Natura 2000 en Roumanie », Baile-Herculane, Roumanie 3 – 5 mars 2006
- Combroux, I.** (2006) Directive Habitat – Réseau Natura 2000 – Etat de conservation...Qu'est-ce que c'est ? Conférence à la société Philomatique d'Alsace. Décembre 2006.
- Combroux, I.** (2007) Roumanie : Aperçu de paysages et végétation. Conférence de la Société Botanique d'Alsace. Novembre 2007.
- Trémolières, M. & **Combroux-Lazar, I.** (2011) La biodiversité végétale dans les milieux aquatiques. Journée technique Eau & Biodiversité – ENGEES – VEOLIA. Du concept aux solutions. 22 septembre 2011- Strasbourg. Conférence à 2 voix
- Combroux-Lazar, I** (2011). Biodiversité, stabilité et invasibilité Cas des communautés végétales aquatiques. Conférence à la société Philomatique d'Alsace. Janvier 2011.
- Combroux-Lazar, I** (2011). Dynamique des communautés aquatiques dans des bras restaurés du Rhin. IMEP - Journées des Doctorants 2011 - 28 juin – Marseille.
- Staentzel, C., Combroux, I., Trémolières, M., Schmitt, L., Barillier, A. & Beisel, J-N. (2016). Evaluation des bénéfices écologiques apportés par des modifications géomorphologiques aux communautés biologiques : étude de la faune benthique, de la végétation rivulaire et aquatique. Service Recherche et Développement EDF Chatou, France, Mai 2016
- Membre Intervenant à l'atelier « Vers l'effectivité de la réparation des dégradations environnementales : de la théorie à l'opérationnel". Organisée par AFB - UMR SAGE, AFB, Paris, vendredi 29 septembre 2017
- Combroux, I.** (2017) Prise en compte de la Biodiversité et de l'Environnement dans l'Aménagement Foncier. Séminaire APR « L'environnement : une place confirmée dans la procédure d'aménagement foncier agricole et forestier » 14 novembre 2017 – Lyon.
- Combroux, I.** (2018) La compensation environnementale... vue par l'expertise scientifique. Journée technique ASTEE « Réussir la compensation environnementale pour concilier aménagements et préservation de la biodiversité » 5 juillet 2018 – Strasbourg.
- Combroux I.** (2018) : Suivi et Evaluation de la requalification de Friches Industrielles polluées en zone de compensation écologique : Le cas de l'ancienne Raffinerie pétrolière de Reichstett. Séminaire prospective LPED UMR 151 Aix-Marseille Université « Vers la structuration d'un réseau de collaboration à l'échelle du territoire français pour mobiliser les outils de restauration écologique pour la gestion des sites pollués » 16 Novembre 2018
- Combroux I.** (2018) : L'ingénierie écologique : Une thématique émergente à la croisée de la recherche scientifique et de la mise en oeuvre opérationnelle. Séminaire de la Faculté de Géographie et d'Aménagement – Université de Strasbourg. 13 décembre 2018.

Combroux, I. (2019) Séminaire Mobility and Ecosystems. Innovative Metropolitan Mobility Chair (Chaire Partenariale Ecole Nationale Supérieure d'Architecture de Strasbourg, Tongji University Shanghai & Artelia) 27 juin 2019 – Strasbourg.

Combroux, I. (2019). Intégrer du *Miscanthus* dans les ouvrages de génie végétal : bénéfiques ou risques ? Colloque GERIHCO « Les coulées d'eau boueuse en Alsace : Des réponses et des outils à la croisée des disciplines » 6 septembre 2019.

[🔗 Poster à des colloques internationaux :](#)

Combroux, I. & Bornette, G. (2001) Aquatic connectivity and diversity in riverine wetlands: effects on vegetation propagule bank. BES Annual Symposium - Dispersal - 3 - 5 Avril 2001, University of Reading, UK.

Rambaud M., Combroux I., Moret J., & Machon N. (2008). The need of multiple communities monitoring to study river's conservation status. 6th European Conference on Ecological Restoration. 8-12 September 2008, Ghent, Belgium.

Piégay H., Aelbrecht D., Béal D., Arnaud F., Hoenen D., Johnstone K., Schmitt L., Rollet A.-J., Alonso C., Barillier A., Bouchard J.-P., Clutier A., El Kadi Abderrazzak K., Garnier A., Pinte K., Gantzer L., Vinel D., Armburster J., Spaeth V., Blanchard B., Burlet D., Pleis B., Béraud C., Camenen B., Lecoz J., Paquier A., Billard C., Dietrich L., Trautmann T., Dittrich A., Koll K., Huppmann O., Meineke J., Ostermann R., Pfarr U., Seitz B.-J., Knibiely P., Merckling L., **Combroux I.**, Trémolières M., Piquette E., Wintz M. (2010). Morphodynamics restoration and redynamisation of the bypassed section of the Rhine downstream Kembs dam - Interreg / EDF projects. 7th SER Conference of the Society for Ecological Restoration — Monday 23 - Friday 27 August 2010 Avignon.

Combroux, I., Biessy, M. & Trémolières, M. (2010). Natural propagule sources for wetland restoration on Rhine's Island (Upper Rhine Floodplain). 7th SER Conference of the Society for Ecological Restoration — Monday 23 - Friday 27 August 2010 Avignon.

Staentzel, C., Beisel, J.N., Combroux, I., Grac, C. & Trémolières, M. (2014). Restoration of the Old Rhine (FRANCE) through controlled bank erosion. 9th European Conference on Ecological Restoration. 3-8 August September 2014, Oulu, Finland

Jacek G. & Combroux, I. (2017) Wet meadows restoration within an industrial wasteland conservation: what are the potential sources of seeds? NASSTEC International conference 26-29 sept 2017. Royal Botanical Garden, Kew, UK

Staentzel, C., Combroux, I., Barillier, A., Grac, C & Beisel, J.N. (2018) Controlled bank erosion and implementation of transverse artificial groynes: responses of biological communities (Upper Rhine, France). I.S. Rivers 2018, 4-8 juin 2018, Lyon. France.

Staentzel, C., Rouifed, S., Beisel, J.N., & Combroux, I. (2018) Effects of invasive riparian species *Reynoutria japonica* litters on local plant communities. Neobiota 2018, Dublin, Ireland, Sept 2018

Combroux, I., Gondet L., Ullmann P., Hardion L., Schmitt L., Labat F., Béral H., Gaudichet C., Jacek G., Lott C., Reininger C., Suss L., Thai Thi H. O. & Bernier F. (2018) Aquatic Plants Research, Teaching and Pedagogic Innovation: How several lanes could merge into a single one for mutual benefits. Sfecologie 2018, Rennes 22-25 Oct 2018.

Charpentier I., Blond, N., **Combroux, I.**, Glatron C., Hector, A., Granchamp, L., Puissant, A., & Wanko, A. (2019). Is there any room for a long term socio-ecological research on green roofs? EICTUS 2019 (European International Conference on Transforming Urban Systems). 26-28 juin 2019. Strasbourg.

François M., Grac C. & Combroux, I. (2019) Calico crayfish (*Faxonius immunis*) a new invasive species in France: From biological traits to preventive measures. Aquatic Biodiversity International Conference. Sibiu 25-28 septembre 2019

Poster à des colloques nationaux :

- Rambaud, M., **Combroux I.**, Moret J. & Machon N. (2009). Impact de l'ouverture du milieu et de l'aménagement des berges sur les communautés biologiques des rivières à Renoncles. Colloque REVER1 : Réseau d'échange et de Valorisation en Ecologie de la Restauration, Avignon.
- Combroux I.**, Vandijk, P. & Rozan A. (2013). Evaluation du risque invasif lié à l'utilisation de bandes végétales comme technique d'interception des coulées boueuses. 'Des ingénieries par et pour le vivant, écologiques et agro-écologiques'. Séminaire d'animation scientifique du 19 décembre 2013- INRA, CIRAD, CNRS, et IRSTEA.
- Meyer, A., Fernandez, N., Grac, C., Labat, F., **Combroux, I.**, Georges J.-Y., Staentzel, C., Beisel, J.-N. Kern, S. & Levresse, F., (2015) Colonisation par les macro-invertébrés de milieux lenticules nouvellement restaurés en Plaine d'Alsace. REVER6 – 6èmes journées atelier – Rever et Dynamiser, Strasbourg 3 – 4 mars 2015.
- Meyer, A., Grac, C., **Combroux, I.**, Schmitt, L. & Trémolières M. (2015) Suivi des communautés de macro-invertébrés dans les bras restaurés du Rhin en plaine d'Alsace. REVER6 – 6èmes journées atelier – Rever et Dynamiser, Strasbourg 3 – 4 mars 2015.
- Staentzel, C., Beisel, J.N., **Combroux, I.**, Schmitt, L., Barillier, A. & Trémolières, M. (2015). Restauration du Vieux Rhin (France) par érosion maîtrisée et injection sédimentaire – Suivi écologique. REVER6 – 6èmes journées atelier – Rever et Dynamiser, Strasbourg 3 – 4 mars 2015.
- Perrier, A., **Combroux, I.**, Dumax, N. & Rozan, A. (2015). Apports à l'évaluation d'une opération de restauration : approche multicritères (écologiques et économiques). REVER6 – 6èmes journées atelier – Rever et Dynamiser, Strasbourg 3 – 4 mars 2015.
- Hess, M., Colin, C., Perrier, A., & **Combroux, I.** (2015). Demonstration of *Potamogeton lucens* allelopathic effects in a context of biological control of *Elodea nuttallii*. REVER6 – 6èmes journées atelier – Rever et Dynamiser, Strasbourg 3 – 4 mars 2015.
- Combroux, I.**, Staentzel, C., Perrier, A. & Kern, S. (2015). Transfert de banque, Transplantation, Déconnexion temporaire : mesures efficaces en restauration de milieux aquatiques ? REVER6 – 6èmes journées atelier – Rever et Dynamiser, Strasbourg 3 – 4 mars 2015.
- Hardion, L., Pouvreau, M., Vangendt, J. & **Combroux, I.** (2015). Structure génétique de l'oeillet superbe, *Dianthus superbus* L., dans le Ried Alsacien : quelle stratégie pour la transplantation de génotypes en restauration écologique ? REVER6 – 6èmes journées atelier – Rever et Dynamiser, Strasbourg 3 – 4 mars 2015.
- Jacek, G., Flament, T., Kamber, F., Bouchelaghem A., & **Combroux, I.** (2017). Potentialités de restauration de zones humides dans le cadre de la reconversion d'un ancien site industriel : le cas de la Raffinerie de Reichstett (Alsace) - Rever et Expérimenter, Arras 8 – 9 mars 2017

III. Activités d'encadrement

Seuls les encadrements de Post-doc, Thèse et Master 2 sont présentés ici.

🔗 Post-Doc et ATER :

Années	Durée	Nom	Thématique	Taux d'encadrement	Nb articles	Position actuelle
2014-15	1 an	MEYER Albin (ATER)	Suivis des macroinvertébrés au niveau d'une gravière restaurée	50 %	1 en révision	Post-doc Univ. Lorraine
2014-15	1 an	HARDION Laurent (ATER)	Caractérisation génétique des populations d'œillettes superbes en Alsace, impact sur sa conservation dans le Ried Nord	100 %	1 + 1 soumis	MCF Unistra
2017-18	1 an	STAENTZEL Cybill (ATER)	Restaurations hydromorphologiques: cas du Vieux Rhin	50 %	1 soumis	Post-doc ENGEES

🔗 Thèses :

Années	Durée	Nom	Thématique	Taux d'encadrement	Nb articles	Position actuelle
2006-09	3 ans	RAMBAUD Maëlle	Impact des activités anthropiques sur la dynamique et l'état de conservation d'un habitat naturel : exemple de la chenalisation des Rivières à renoncules (UE 3260)	50%	2	Resp Scientifique Conservatoire Botanique Bassin Parisien
2009-12	3 ans 3 mois	MEYER Albin	Processus de la recolonisation et dynamique de la biodiversité dans les bras du Rhin après reconnexion au fleuve – encadrement	50%	2	Post-doc Univ. Lorraine
2014-18	3 ans 5 mois	STAENTZEL Cybill	Dynamique des communautés biologiques dans un contexte de restauration par injection sédimentaire et érosion maîtrisée : cas du Vieux Rhin, France <i>Prix de thèse Région Grand Est – UNISTRA 2019 ; Prix de thèse ASTEE 2019</i>	50%	5	Post-doc ENGEES
2018-21	En cours	JACEK Guillaume	Suivi et Evaluation de la requalification de Friches Industrielles polluées en zone de compensation écologique : Le cas de l'ancienne Raffinerie pétrolière de Reichstett Financement : projet recherche innovante ADEME + contrat industriel BF2 RheinPark	50%		
2019-22	En cours	LENORMAND Eloise	Vieillessement des techniques alternatives de leurs fonctionnalités et leurs performances - Caractérisation de la biodiversité végétale des milieux et devenir des boues accumulées dans le contexte des rejets urbain de temps de pluie.	40%		

Master 2 / MST / Diplôme d'université :

Années	Durée	Nom	Thématique	Taux d'enca-drement	Position actuelle
2002-03	6 mois	CARON Emmanuelle (MST – Univ Metz)	Etude de l'influence du phosphore de l'eau sur la croissance de deux espèces d'élodées en conditions contrôlées. Comparaison morphométrique et physiologique de quelques paramètres d' <i>Elodea canadensis</i> et d' <i>Elodea nuttallii</i> .	50%	Chargée d'étude CD 67
2004-5	6 mois	RAMBAUD Maëlle (M2)	Espèces typiques et Directive « Habitats », Définition et utilisation du concept dans le cadre de l'évaluation de l'état de conservation des habitats naturels	100%	Thèse puis Resp Scientifique CBNBP
2005-6	6 mois	MIGUERES Marie-Eve (DU)	Détermination de la répartition d'habitats potentiels à partir des relevés floristiques de la base FLORA du CBNBP	100%	
2006-07	6 mois	MOBAIED Samira (M2)	Etat de conservation de Forêts Alluviales : Méthode d'évaluation, Effet de la surface et de la morphométrie des parcelles.	100%	Thèse puis post-doctorat MNHN
2008-09	6 mois	MEYER Albin (M2)	Processus de la recolonisation et dynamique de la biodiversité dans les bras du Rhin après reconnexion au fleuve	50 %	Thèse, ATER puis post-doctorat
2009-10	6 mois	WILHELM Thierry (M2)	Etude de la liaison entre banque de diaspores et végétation dans les milieux aquatiques	100%	
2011-12	6 mois	STAENTZEL Cybill (M2)	Restauration de communautés végétales aquatiques en milieu alluvial rhénan post-industriel	100%	Thèse puis post-doctorat
2011-12	6 mois	ARNÉS GARCÍA Marta (M2 Erasmus)	Contribution à l'amélioration des connaissances taxonomiques, écologiques et Biogéographiques du genre <i>Callitriche</i> en Alsace	100%	
2012-13	6 mois	HERNANDEZ DE LA POZA Silvia (M2 Erasmus)	Estimation de la diversité génétique et spécifique du genre <i>Callitriche</i> en Alsace	100%	Ingénieur qualité environnement
2013-14	6 mois	HERNANDEZ PAZMIÑO Nathalia (M2 Erasmus)	Mise en évidence des capacités allélopathiques de <i>Potamogeton lucens</i> – Application en écologie de la restauration	100%	Thèse
2013-14	6 mois	PERRIER Antoine (M2)	Apports à l'évaluation d'une opération de restauration : approche multicritères	100%	Thèse
2013-14	6 mois	MISCHLER Marylène (M2)°	Évaluation du risque invasif dans le cadre de l'utilisation d'espèces exotiques comme technique d'interception des coulées boueuses	100%	
2013-14	6 mois	VARINOT Aline (M2)	Etude des facteurs influençant le développement de la biodiversité sur les toitures végétalisées	50%	Autoentrepreneur
2014-15	6 mois	KOUBAA Mariem (M2)	Obtention de CIV de macrophytes aquatiques en vue de l'étude d'interactions allélopathiques.	50%	
2014-15	6 mois	MASSIN Camille (M2)	Mise en évidence d'interactions biotiques entre les deux hydrophytes <i>Potamogeton lucens</i> et <i>Elodea nuttallii</i> sur le site restauré de la Gravière du Woerr (Lauterbourg). Une approche fondée sur les graphes de voisinage	50%	
2015-16	6 mois	PERRIER Antoine (DU)	Analyse génétique des cultures de <i>Miscanthus x giganteus</i> en Alsace	50%	Thèse

2016-17	1 an	JACEK Guillaume (M2 apprenti)	Etude de la complexité morphologique des macrophytes aquatiques / Etude des potentialités de restauration de la végétation d'une zone humide dans le cadre de la renaturation du site de la Raffinerie de Reichtett	100%	Thèse
2016-17	6 mois	QUINQUET DE MONJOUR Sophie (M2)	Identification des effets juridiques des risques de dissémination d'une espèce végétale invasive commercialisée : l'exemple du <i>Miscanthus</i>	50 %	
2017-18	6 mois	DANG-HA Marjorie (M2)	Appréhension juridique de différents ouvrages de génie végétal instaurés dans le cadre de la lutte contre l'érosion des sols et les coulées d'eaux boueuses	50%	CDI SAFER 68
2018-19	1 an	FRANCOIS Marie (M2 apprenti)	Effets de la phénologie et des espèces invasives sur la dynamique des peuplements végétaux des écosystèmes restaurés	100%	Service Civique GIS Posidonie
2018-19	6 mois	BELIN Marie (M2)	La biodiversité sur les toitures végétalisées	50%	Service Civique EMS
2018-19	5 mois	CUOZZO Roberta (M2)	Résilience de milieux aquatiques restaurés face à des perturbations naturelles d'assec : estimation du rôle des banques de résistance des communautés végétales et invertébrées.	50%	Master En cours, Univ Naples
2018-19	5 mois	CELENTANO Francesca (M2)	Etude des potentialités de transfert d'une communauté locale de vers de terres dans le cadre de la création d'une prairie humide sur un ancien site industriel pollué)	50%	Master En cours, Univ Naples

IV. Participation au montage de projets de recherche

[🔗 Montage de Programmes de recherche en tant que responsable :](#)

- 2010 - 2011 : Contrat EDF : Etude de la banque de graines du sol dans le cadre de la renaturation d'un ancien bras sur l'île du Rhin en aval du barrage de Kembs – responsable (montant : 22 425 euros)
- 2012 : Convention de Partenariat Conservatoire Botanique d'Alsace : Conservation des *Orchidaceae* des zones humides en Région Alsace : Etat des lieux des populations, menaces, moyens de protection – responsable (montant : 6000 euros)
- 2014 – 2015 : Partenariat Conservatoire Botanique d'Alsace : Caractérisation des populations d'œillets superbes dans le Ried Nord – responsable (montant : 15 320 euros)
- 2014 - 2015 : Partenariat ONCFS Alsace : cartographie et diagnostic de la végétation aquatique du plan d'eau de Plobsheim – Responsable (montant : 1 200 euros)
- 2014 : Contrat SOPREMA : Biodiversité des Toitures végétalisées. Co-responsable. (montant : 4 249 euros)
- 2016 : Idex espoir : Compréhension du fonctionnement des écosystèmes naturels et anthropiques – responsable (montant 10 000 euros)
- 2012 - 2018 : Contrats de recherche annuels avec le Conseil Général 67 : Suivi de Restauration du site du Woerr – responsable (montant : 67 680 euros sur 7 ans)

- 2016 – 2017 : Etude des potentialités de restauration de la végétation d'une zone humide dans le cadre de la renaturation du site de la Raffinerie de Reichtett – responsable (montant : 12 848 euros)
- 2018 – 2021 : SEFIRR : Suivi et Evaluation de la requalification de Friches Industrielles polluées en zone de compensation écologique : Le cas de l'ancienne Raffinerie pétrolière de Reichstett. Co-responsable (Co-financement ADEME et BF2 RheinPark – montant du projet : 298 548 euros)
- 2019 – 2020 : SoLenVille : ensemble connaître / observer / améliorer la diversité de la pédofaune urbaine. (montant : 9,7 k€ ZAEU).

☞ Montage de Programmes de recherche en tant que responsable d'axe :

- 2013 – 2014 : contrat EDF : Suivi géomorphologique et écologique sur l'île de Kembs. – responsable du volet végétation (montant total du projet : 36 187 euros)
- 2014 – 2018 : contrat EDF : Suivi du projet « Gestion de la géomorphologie du Vieux Rhin . – responsable du volet végétation (montant total du projet : 427 181 euros)
- 2014 – 2018 : Programme de recherche AERM : Gestion des Risques et Histoire des Coulées Boueuses 3. Participant, en charge des actions « Miscanthus » (montant total du projet : 155 000 euros)

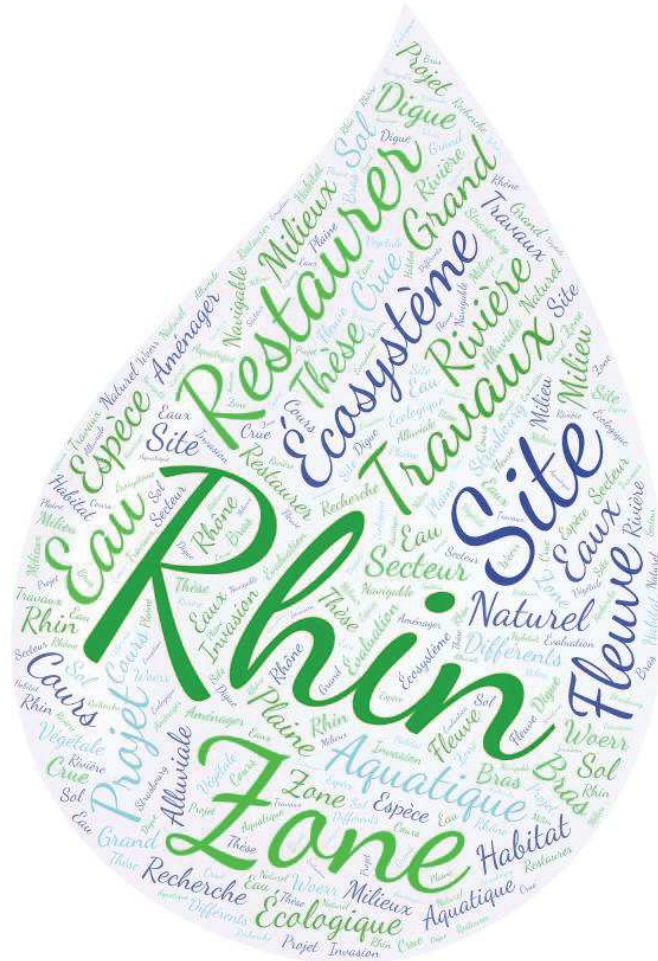
☞ Montage de Programmes ANR :

- Soumission conjointe du projet « La Piste » avec l'école d'architecture de strasbourg, l'Université de Lille et L'université de Bordeaux dans le cadre de l'appel à projets générique ANR 2019 et ANR 2020.

. Partie 2 Mémoire scientifique



I. Introduction



Nuage de mots généré à partir des mots les plus utilisés dans cette partie (> 9 occurrences)

1. TRAJECTOIRE DE MES TRAVAUX DE RECHERCHE

Depuis ma soutenance de thèse mes travaux de recherche se sont inscrits dans une thématique globale d'écologie des écosystèmes et peuvent être classés en trois grands axes : la connaissance fondamentale du fonctionnement des écosystèmes, la restauration écologique et l'évaluation (Figure 1).

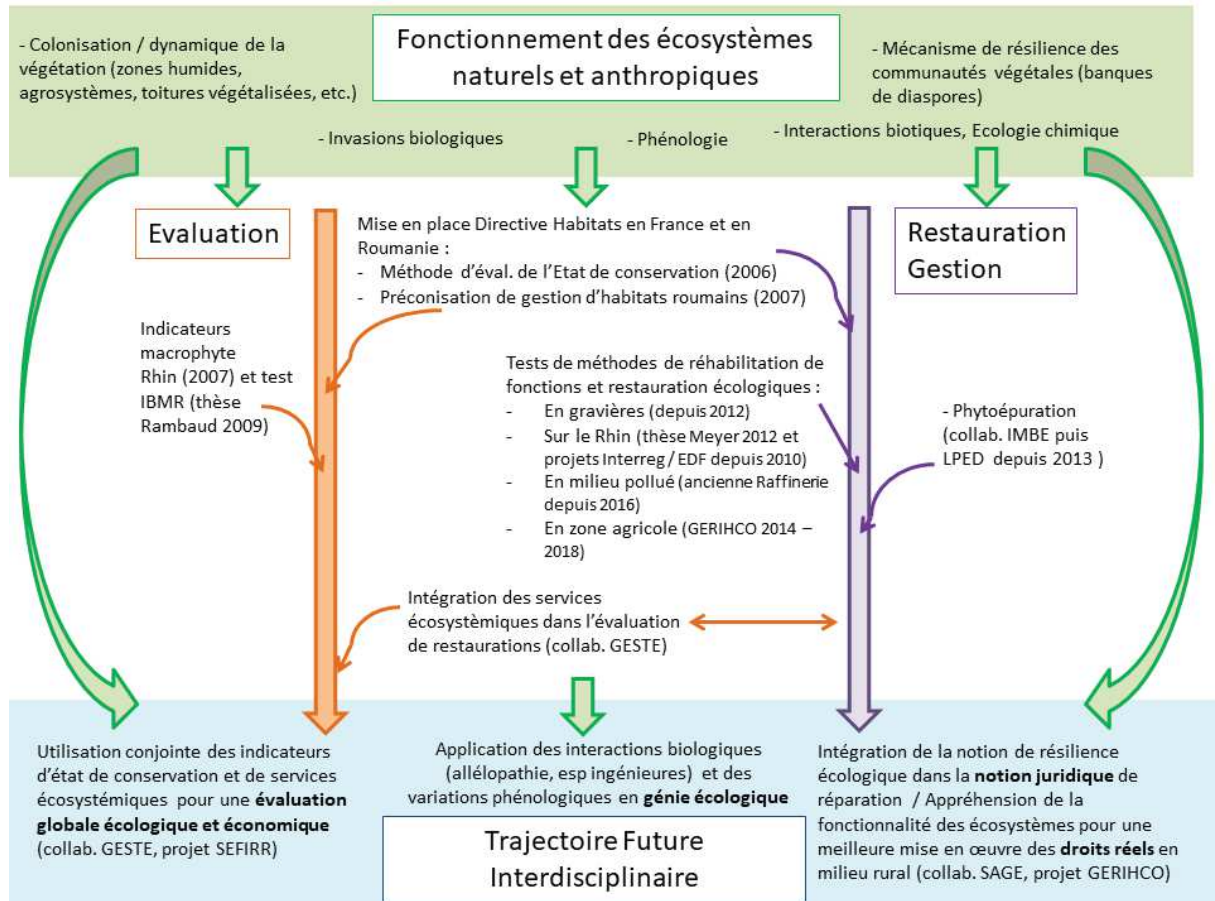


Figure 1 : Evolution de mes thématiques de recherche

En effet, au cours des siècles derniers, le développement exponentiel des sociétés humaines et l'augmentation de l'utilisation des ressources naturelles a conduit l'Homme à transformer entre 1/3 et 1/2 de la surface du globe de sorte que la totalité des écosystèmes est maintenant reconnue comme étant sous influence humaine, et non plus uniquement les écosystèmes agricoles et urbains (Vitousek et al. 1997). Ces impacts humains engendrent notamment des conversions et fragmentations d'écosystème ou des ruptures de barrières géographiques qui conduisent à la perte de fonctionnalité des écosystèmes et donc à la perte des services écosystémiques associés. La réhabilitation de ces fonctions perdues passe dès lors par la restauration d'écosystèmes naturels lorsque les situations le permettent ou par la réalisation de nouvelles constructions humaines, maintenant regroupées sous le terme de « nouvel écosystème » (Hobbs, Higgs, et Harris 2009). La nouveauté de ces écosystèmes réside alors dans leur origine (écosystèmes créés par l'être humain volontairement ou non), leur structure (nouveaux assemblages d'espèces, espèces nouvelles ou dont l'abondance était précédemment inconnue dans les biomes naturels) pouvant éventuellement modifier les fonctionnalités de l'écosystème et leur auto-entretien (pas d'intervention humaine pour leur maintien).

La conception de projets de restauration écologique, comme la conception de systèmes permettant de réhabiliter des fonctions écologiques dégradées s'appuie sur la connaissance et la compréhension des mécanismes qui gouvernent les systèmes écologiques.

Des études permettant d'augmenter la compréhension fine du fonctionnement des écosystèmes (dynamique des interactions biotiques et abiotiques, mécanismes de résistance et de résilience) permettent d'améliorer les méthodes de restauration d'écosystèmes naturels ou de réhabilitation mais aussi d'affiner les systèmes d'évaluations associés aux politiques de gestion, conservation et restauration de l'environnement.

Comprendre : Apports à la compréhension des processus fonctionnels des écosystèmes naturels et anthropiques

Une grande partie de mes recherches est centrée sur les écosystèmes aquatiques. En effet, les écosystèmes d'eau douce sont particulièrement sensibles aux impacts humains. Ils occupent à peine 0.8% de la surface de la Terre mais contiennent plus de 6% des espèces décrites (Dudgeon et al. 2006). Il y a donc urgence à comprendre quels sont les mécanismes qui assurent la dynamique naturelle de ces écosystèmes.

Mes travaux de recherche m'ont conduite à explorer différents aspects de la fonctionnalité des milieux aquatiques :

- Les stratégies de résistance et de résilience développées par les végétaux aquatiques en milieu lotique face à des perturbations (c'est-à-dire des événements imprévisibles géographiquement et temporellement localisés comme des crues ou des assèchs : Thèse 2001, Combroux et al. 2001, Combroux et al. 2004) ou face à des altérations d'origine anthropique (aménagement de petites rivières par exemple : Rambaud et al. 2009).
- Le rôle des banques de diaspores du sédiment dans la reconstitution des communautés végétales aquatiques après une perturbation (Thèse 2001, Combroux et al 2001, Combroux et al 2004), ou après une intervention anthropique de restauration écologique (contrat EDF 2010-11, contrat CD67 2012-18, contrat Raffinerie Reichstett 2016-17).
- Les mécanismes pouvant intervenir lors d'une invasion biologique en milieu aquatique (Combroux et al. 2002, contrat EDF 2010-11, travaux dans la thèse d'A. Meyer en cours de publication) ou sur les berges (Staentzel et al. accepté) et les facteurs abiotiques et biotiques (interactions allélopathiques du *Potamogeton lucens* limitant l'invasion d'*Elodea nuttallii* par exemple) pouvant limiter les invasions biologiques et ouvrant ainsi la possibilité de méthodes de gestion/ restauration des milieux (contrat CD67 2012-18).
- Le rôle de la diversité des communautés dans la stabilité des écosystèmes aquatiques : une biodiversité élevée est ainsi la garante de la stabilité du fonctionnement des écosystèmes (Combroux et al, in prep)

Au cours des dernières années, j'ai élargi ces méthodes d'étude à d'autres types d'écosystèmes, notamment aux paysages agricoles en m'intéressant aux modifications fonctionnelles que pourraient engendrer une dispersion de l'espèce *Miscanthus x giganteus*, potentiellement invasive et utilisée dans diverses techniques d'interception des coulées d'eau boueuses (Projet GERIHCO et Perrier et al. 2019)

Restauration écologique et Réhabilitation de fonctions

La stratégie Biodiversité de l'UE à l'horizon 2020 fixe notamment comme objectifs l'arrêt de la perte de la biodiversité et la restauration des écosystèmes dégradés (Communication de la commission au parlement européen, au conseil, au comité économique et social européen et au comité des régions, 3 Mai 2011). Pour atteindre cet objectif, l'UE a défini 6 cibles opérationnelles, dont la cible d'Aichi : restaurer 15 % des écosystèmes dégradés en Europe. Cet objectif réclame maintenant l'émergence de nouvelles méthodes de restauration écologique, faisant notamment appel à l'ingénierie écologique et testant au maximum les concepts de l'écologie pour atteindre les objectifs de l'aménagement des milieux (communication Thierry Dutoit : « L'ingénierie écologique au CNRS-INEE », Montpellier, 19 décembre 2013).

C'est dans ce contexte que se sont déroulés mes travaux en écologie de la restauration. L'un des concepts fréquemment utilisés en écologie de la restauration est celui des filtres environnementaux que les espèces doivent franchir avant de coloniser un nouveau milieu (Lortie et al. 2004). Les clés de la réussite d'une opération de restauration résident souvent dans l'identification et la manipulation de filtres environnementaux : manipulation du filtre abiotique en modifiant les conditions physiques et chimiques du milieu, par opérations de génie civil par exemple, et/ou manipulation du filtre biotique en créant ou maximisant des interactions biotiques favorisant les objectifs de la restauration.

Certains de mes travaux m'ont donc conduit à analyser la mise en place de ces interactions dans le cas de projets de restaurations écologiques :

- Reconnexion d'anciens bras de l'Ain (Combroux et al. 2002) ou du Rhin (Thèse A Meyer 2012, Meyer et al 2013a et b)
- Erosion maîtrisée ou injection sédimentaire en rivière (Thèse Staentzel 2018, Staentzel et al. 2018 a,b et c, Staentzel et al. 2019)

Dans un grand nombre de cas, les projets de restauration doivent en même temps que la réalisation des objectifs de la restauration, faire face à l'apparition d'espèces invasives (végétales en particulier) dans les milieux nouvellement créés (Funk et al. 2008). Cette situation est en particulier très fréquente en milieu aquatique. Mes travaux sur l'écologie de l'invasive *Elodea nuttallii* (cf. I), m'ont amenée à expérimenter des méthodes de restauration innovantes en zone humide basées sur l'utilisation d'espèces pouvant empêcher le développement des espèces indésirables. Des expérimentations effectuées sur le SEEG du Woerr (Lauterbourg, 67) où le CD67 a entrepris des travaux de restauration des berges d'une ancienne gravière ont montré que l'introduction par transplantation d'espèces végétales judicieusement choisies permet non seulement de favoriser l'installation des communautés végétales cibles, mais également de limiter ou éviter l'envahissement par les plantes invasives (stage M2 Antoine Perrier 2014, Combroux et al. in prep). Cette « lutte » serait rendue possible par l'utilisation d'espèces produisant des molécules allélopathiques auxquelles l'espèce invasive (ici l'Elodée de Nuttall, *Elodea nuttallii*) serait sensible. La résistance biotique du milieu en serait donc augmentée.

Evaluation environnementale :

L'évaluation est le rapport que l'on entretient avec la valeur. L'évaluation est d'abord un processus mental, il est ensuite mis en action soit pour des vérifications de la conformité, soit suite à un questionnement sur une décision. L'évaluation en environnement n'échappe pas à ces principes et

s'inscrit dans la démarche universelle de l'évaluation : Indépendance de la mise en œuvre, usage d'un référentiel solide, utilisation d'indicateurs appropriés, des outils d'analyse et d'interprétation et des résultats synthétiques et diffusables. La conception d'une méthode d'évaluation s'appuie donc sur une bonne connaissance du fonctionnement des écosystèmes afin de définir le référentiel de l'évaluation, de sélectionner des indicateurs pertinents et d'utiliser des outils d'analyse et d'interprétation adéquats.

Mon approche fonctionnelle des écosystèmes m'a permis de participer durant mon poste au MNHN à l'élaboration d'indices d'évaluation pour la Directive Habitats en France (cf. ouvrages Combroux et al. 2004 et 2006) et depuis mon intégration à l'UNISTRA, à la mise en place de cette thématique en Roumanie (cf. ouvrages Combroux et al. 2007).

Mes travaux ont également porté sur l'étude de certains bioindicateurs utilisés en milieu aquatique : mise en évidence de la détection des altérations physiques des cours d'eaux par l'Indice Biologique des Macrophytes en Rivière (thèse M. Rambaud 2009), élaboration d'un indicateur régional permettant la prise en compte des espèces invasives (Trémolières et al. 2007).

Enfin, depuis 2015 avec les économistes de l'UMR GESTE pour mettre au point des méthodes intégrant conjointement l'état écologique des milieux et l'évaluation de leurs services écosystémiques (Stage M2 A Perrier et projet SEFIRR et thèse G. Jacek depuis décembre 2018).

Cette classification en 3 axes n'est en réalité qu'une manière ordonnée de présenter ici mes travaux de recherche. Chaque élément de chacun de ces axes trouve des résonances dans les 2 autres. Selon la phrase « Connaître pour mieux gérer » lancée par J.C. Lefeuvre en 1984 au comité Ecologie et gestion du patrimoine naturel (EGPN) du Ministère de l'Environnement, une bonne gestion environnementale et donc une opération de restauration écologique efficace repose sur une bonne connaissance du fonctionnement des écosystèmes concernés. La société d'Ecologie de la restauration a érigé cette affirmation en principe dans la publication de ses standards de l'écologie de la restauration : *Ecological restoration draws on many types of knowledge* (Gann, McDonald, et Walder 2019).

De la même manière, en matière d'évaluation environnementale, en 2017, le rapport de la commission d'enquête sénatoriale *Compensation des atteintes à la biodiversité : construire le consensus* formule trente-cinq propositions visant à améliorer le dispositif de compensation écologique et préconise l'amélioration des méthodologies et des connaissances en matière de biodiversité.

Enfin, les recherches en restauration écologique ou en évaluation permettent également de faire progresser les connaissances du fonctionnement des écosystèmes : « l'écologie de la restauration peut constituer un creuset inattendu pour le développement théorique de l'écologie fondamentale » (Décamps 1995)

Ces 3 axes ainsi que leurs relations seront développés dans les parties suivantes de ce document :

- II. Comprendre : Apports à la compréhension des processus fonctionnels des écosystèmes naturels et anthropiques
- III. Restaurer la Nature ?
- IV. Evaluer

2. LES DIFFERENTS SITES D'ETUDE

Mes travaux de recherche m'ont conduite à étudier différents types d'écosystèmes. Afin d'éclairer le lecteur sur certains exemples développés dans les chapitres suivants, une partie des sites ou grandes zones étudiées sont présentés ici. Ils sont regroupés en grandes catégories d'écosystèmes.

2.1. Fleuves d'origine alpine

D'origine alpine, le Rhône et le Rhin se distinguent des autres grands fleuves français par leur régime hydrologique caractérisé par des forts débits en saison chaude.

Le système Ello-Rhénan

Le Rhin prend sa source sur les flancs du Saint-Gothard en Suisse. Formé par la réunion du Hinterrhein et du Vorderrhein, situé à 2 344 et 2 216 m d'altitude, le Rhin alpin traverse ensuite le lac de Constance à l'altitude de 394 m. Au niveau de Bâle, Le Rhin oblique vers le Nord et emprunte le fossé rhénan. Le fleuve se fraie un chemin dans ce fossé, charriant, lors des glaciations, d'énormes masses de graviers et d'alluvions et remblayant le fossé sur une épaisseur pouvant atteindre 2 000 m. Lorsque les glaciations prennent fin les matériaux qu'il charrie deviennent de plus en plus fins et se déposent en couches de limons et de sédiments, fertilisant le fossé. La portion nommée Rhin supérieur s'étend sur 350 kilomètres entre Bâle en Suisse et Bingen am Rhein en Allemagne. Sur cette portion, le Rhin est un fleuve à régime pluvio-nivo-glaciaire, c'est-à-dire avec des hautes eaux entre mai et juillet (le débit peut facilement atteindre les $3900 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et des étiages entre décembre et mars. C'est dans la plaine du Rhin supérieur que s'est déroulée une grande partie de mes travaux de recherche depuis mon intégration à l'Université de Strasbourg.

Avant 1840, les aménagements étaient très peu développés sur le *Rhin sauvage*. Il peut être subdivisé en quatre secteurs selon les styles fluviaux : (1) le secteur tressé : de Bâle à Brisach, caractérisé par des bras instables voués à évoluer selon la dynamique fluviale avec des peuplements forestiers de type saulaie et peupleraies (Figure 2) ; (2) le secteur des tresses et anastomoses : de Brisach à Strasbourg ; (3) les anastomoses et petits méandres : de Strasbourg à Karlsruhe et (4) les méandres : de Karlsruhe à Mayence. Ce Rhin sauvage présentait un lit majeur de 4 à 6 km de large en moyenne recouvert d'une immense forêt alluviale, parcourue de chenaux du Rhin et parsemée d'îles remaniées à chaque crue. Cette dynamique naturelle de la plaine alluviale, favorable à la biodiversité, provoquait cependant des inondations séculaires et des catastrophes. Des villages entiers protégés par des moyens dérisoires et sans continuité pouvaient être détruits (Rhinau par exemple, 1480), les cultures étaient endommagées, des périodes de disettes et le développement d'épidémies (malaria) pouvaient survenir (Life Rhin Vivant 2007).

Jusqu'à la Révolution, les riverains du Rhin sont mis à contribution pour participer à la lutte contre les inondations du fleuve, par le versement de l'« Imposition des épis du Rhin » employé à la construction et à l'entretien de certaines digues et épis et par les corvées qui fournissent la main-d'œuvre nécessaire aux réparations des digues les plus urgentes. Mais la construction de digues sur l'une des rives du fleuve entraînait une aggravation en temps de crue sur la rive opposée, provoquant ce qu'on nommait à l'époque la « guerre des fascines ». Un autre usage attribuait au seigneur local la propriété des îles

émergeant du Rhin, et des bandes de terre que le fleuve détachait de la rive. Les seigneurs faisaient donc consolider, au moyen de plantations, les îles ainsi formées, augmentant l'érosion du fleuve sur les autres berges. Enfin, en l'absence de chemin de halage continu et de chenal constant, la navigation et l'exploitation commerciale du Rhin étaient difficiles.



Figure 2 : Vue du Rhin Sauvage avant 1840.
Huile sur toile de Birmann, Peter 1758-1844.
Kunstmuseum, Bâle

Pour lutter contre ces tragédies, faciliter la navigation, gagner des terres arables, fixer la frontière et assainir les zones marécageuses, des travaux d'aménagement et de régularisation du fleuve, d'une ampleur sans précédent, furent entrepris.

La Rectification (1817-1878) : Les premiers projets de l'aménagement du Rhin datent du milieu du XVIIIème siècle. Après les rejets des projets de De Clinchamp du général d'Arçon et après la signature de plusieurs accords internationaux, le projet du badois Johann Gottfried Tulla, dont le tracé est pourtant jugé trop rectiligne aux yeux des ingénieurs français, est finalement adopté par la Convention du 5 avril 1840 signée par Louis Philippe et le Grand Duc de Bade. Le but du projet Tulla est de protéger les villages riverains contre les inondations, d'assainir les marais, d'assurer un meilleur écoulement des crues, de réaliser un chemin de halage continu et de récupérer de nouveaux terrains pour l'agriculture. Ce projet consiste en la rectification du lit mineur pour le confiner dans un chenal unique large de 200 m, grâce à des digues de surverse et l'endiguement du lit majeur sur une largeur variable par des digues des hautes eaux. Plus tard, un second système de digues (digues externes) a été construit contre les crues de nappe. Ces aménagements éliminent les principaux méandres, raccourcissent le fleuve de 32km entre Bâle et Lauterbourg, isolent des bras secondaires, favorisent leur atterrissement, comblent des bras morts, abaissent le niveau moyen de la nappe par surcreusement du lit mineur et ainsi assèche des zones humides éloignées du fleuve mais périodiquement alluvionnées. Le raccourcissement augmente la pente du fleuve et donc sa vitesse. L'équilibre du fleuve est rompu, et la force de celui-ci engendre un surcreusement du lit et un charriage de matériaux vers l'aval, ce qui crée des hauts-fonds et met à nu une barre rocheuse à hauteur d'Istein. La navigation est presque impossible : entre 1864 et 1868 le port de Strasbourg est totalement déserté, et Mannheim devient le terminus de la navigation rhénane.

La régularisation (1906 – 1950) : Pour pallier aux inconvénients de la réalisation de Tulla, de nouveaux travaux inspirés des travaux de Girardon sur le Rhône, sont décidés le 6 février 1905 par le Gouvernement du Reichsland. La régularisation implique la réalisation d'un chenal navigable sinusoïdal d'une largeur de 75 à 90 m et d'un tirant d'eau de 1,70 m. Ce chenal est assuré par la mise en place d'un système d'épis en position alternée qui assure l'autocurage des hauts fonds et entretient un chenal régulier. Les travaux

commencent dès le début du XXème siècle au déclenchement de la première guerre mondiale, dans le secteur aval de Strasbourg et s’achèvent dans ce secteur en 1924. L’objectif principal concerne le port de Strasbourg : le trafic rhénan du port passe de 700 000 t. en 1905 à 2 millions de tonnes en 1913 et atteint 5,7 millions de tonnes en 1930. Ces travaux sont prolongés au Sud de Strasbourg (1930-1950).

La canalisation (1925 – 1977) : La canalisation commence par la construction du Grand Canal d’Alsace, GCA entre 1925 et 1940. Le Traité de Versailles (1919) octroie à la France l’exclusivité de la force hydraulique du Rhin et interdit à l’Allemagne tout prélèvement d’eau sur le Rhin pour les industries et toute modification de son cours. Le projet de René Koechlin de creusement d’un canal latéral au Rhin pour la navigation (la barre d’Istein interdit toujours la navigation jusqu’à Bâle) et pour produire de l’électricité est mis en œuvre. Long de 52 km et large de 150 m en moyenne, le Grand Canal d’Alsace offre un chenal navigable variant de 80 à plus de 100 m de largeur. Quatre centrales hydro électriques sont construites : à Kembs (1932), Ottmarsheim (1952), Fessenheim (1957) et Vogelgrun (1959). En parallèle de ce GCA, le tracé naturel résiduel du Rhin a été conservé sur 50 km : le Vieux Rhin qui accueille l’excédent des débits au-delà de $1400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Cet aménagement ne laisse au Vieux Rhin qu’un débit très faible ($20 \text{ m}^3 / \text{s}$ à $30 \text{ m}^3 / \text{s}$ en moyenne), provoque l’abaissement de la nappe phréatique et prive l’Allemagne d’un accès au fleuve navigable sur 60 km. L’ensemble du lit majeur est déconnecté du fleuve.

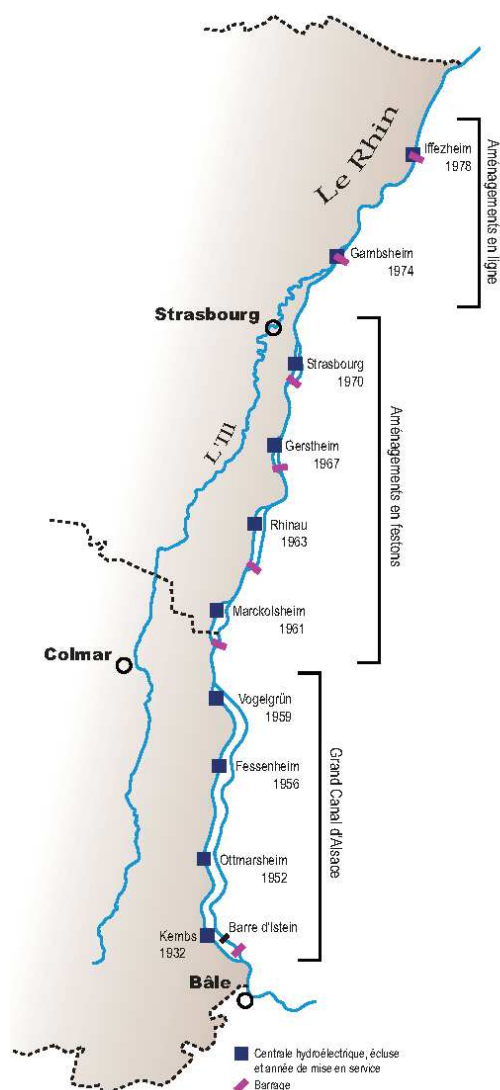


Figure 3 : Carte du Rhin français et de ces aménagement (Life Rhin Vivant 2007). Carrés bleus : usines hydroélectriques, rectangles rouges : barrages.

En 1956, la Convention franco-allemande, de Luxembourg préconise un nouveau type d'aménagement du fleuve. Les aménagements en feston des chutes de Marckolsheim, Rhinau, Gerstheim et Strasbourg sont réalisés de 1961 à 1970. Le tronçon en aval de Strasbourg est aménagé par des barrages en ligne (Figure 3) : Gamsheim (1974) et Iffezheim (1977).

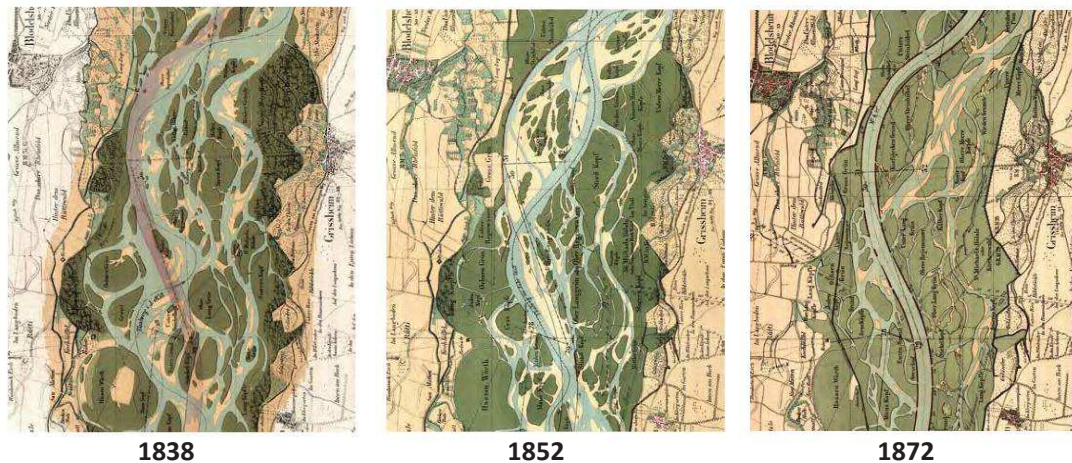


Figure 4 : Evolution du Rhin dans le secteur en tresses de Rumsheim (cartes «Lauf des Rheins» de 1838, 1852, 1872 - Life Rhin Vivant 2007).

La réalisation de ces aménagements s'est aussi accompagnée du creusement d'un contre-canal en rive droite du GCA et rive gauche de la canalisation plus en aval : le contre-canal de drainage (CCD) dont le rôle est de drainer les eaux diffusant à travers la digue et d'intercepter les petits affluents latéraux.

L'ensemble de ces aménagements ont engendré une modification profonde des paysages rhénans (Figure 4) et des déficits fonctionnels et écologiques importants. Le choc psychologique provoqué par l'accident de l'usine chimique Sandoz à Bâle en 1986 a également entraîné une vision différente de la gestion du Rhin. Cet événement a touché l'ensemble du cours du fleuve. Il a provoqué une vive émotion au sein de la population riveraine. Depuis, le Rhin n'est plus considéré comme un espace à dominer, mais comme un milieu fragile à restaurer (Life Rhin Vivant 2007).

Des travaux de restauration écologique ont donc été entrepris sur tout le cours du Rhin. D'ancien bras (et leur forêt riveraine associée) ont été reconnectés, soit directement au Rhin, soit au CCD. L'impact de ces reconnection a été étudié dans le cadre de la thèse de A. Meyer (2012). Afin de limiter les impacts du déficit de transport sédimentaire lié aux aménagements, des travaux de restauration hydrogéomorphologique (recharge sédimentaire et érosion maîtrisée) ont été réalisés au niveau du vieux Rhin et étudiés dans le cadre de la thèse de C. Staentzel (2018).

Fonctionnement des bras latéraux et rivières de la plaine d'Alsace : Le profil longitudinal du Rhin (secteurs des tresses, des tresses et anastomoses et des anastomoses et méandres naissants) est à l'origine des caractéristiques morphologiques et biologiques des bras latéraux du Rhin et de leurs interactions avec les rivières de la plaine.

En période de basses eaux du Rhin, la connexion amont de certains bras peut se tarir et ils deviennent des drains alimentés par la nappe phréatique : les Giessen ou les Muhlbach s'ils sont extérieurs aux digues. Des bras latéraux moins dynamiques localisés dans des dépressions font alterner des secteurs profonds et calmes et des seuils d'eau vive : des « bras morts » ou Altwasser dans la toponymie régionale rhénane. Dans le secteur amont des tresses, l'incision du Rhin suite à la rectification a conduit au tarissement de nombreuses sources phréatiques et la disparition de la quasi-totalité de ces rivières. Dans le secteur central des tresses et anastomoses, la fonctionnalité des Giessen a été maintenue à l'intérieur des digues de hautes eaux. L'alimentation phréatique d'une grande partie de ces rivières a été maintenue, même si elle est parfois intermittente. Mais la disparition des submersions de toute la plaine par des crues séculaires limite la possibilité de désenvasement naturel de ces rivières phréatiques (Schmitt 2001).

Dans le secteur plus aval des méandres naissants, des oxbow-lakes qui résultent des méandres isolés constituent des milieux particuliers avec la présence d'éléments thermophiles de la flore aquatique (dus à un réchauffement estival des eaux de faible profondeur) comme *Trapa natans* ou *Nymphoides peltata*. Les inondations existent encore à l'intérieur des digues et permettent la conservation partielle des Giessen et Altwasser. A l'extérieur des digues, certains bras sont alimentés par le Rhin grâce à des prises d'eau. Il en résulte un grand panel de niveau trophique des eaux (en particulier les teneurs en phosphore et azote ammoniacal) et la présence de différentes communautés de végétation aquatique, particulièrement intéressantes pour les travaux de recherche sur la bioindication du niveau trophique de l'eau par les macrophytes (Robach et al. 1996).

Le système Ain-Rhône

En amont de Lyon et de sa confluence avec la Saône, le Haut-Rhône circule entre la pointe sud du Bugey et les collines du Dauphiné. Si le Rhône est caractérisé par un régime nivo-glaciaire et des crues de saisons chaudes en Suisse, du à son origine alpine, son régime se modifie lors de son trajet jusqu'à Lyon. Le régime pluvio-nival de l'Ain et des rivières françaises atténue ces variations saisonnières. Cette relative régularité de l'alimentation fait que ce fleuve a été aménagé très tôt (Bravard 1996). Ces aménagements ont, dès-lors, tendance à régulariser le régime hydrologique avec une réduction des débits estivaux au profit des basses eaux hivernales. Cette portion du Rhône peut donc subir des crues en toutes saisons même si les plus fortes se produisent surtout en hiver et au printemps (Bravard 1996).

Les aménagements hydroélectriques du Rhône et de l'Ain les ont partiellement déconnectés de leur plaine alluviale et de leurs annexes fluviales, les *lônes*. Ces annexes peuvent se retrouver déconnectées par la chenalisation ou « perchées » au niveau du cours inférieur de l'Ain qui a subi un phénomène d'incision. Les lônes de l'Ain et du Haut-Rhône offrent donc un panel intéressant de situations de connexion et d'exposition à des régimes de perturbation différents qui m'ont permis de réaliser mes travaux de thèse et d'ATER à l'Université Lyon 1 (Figure 5).

Code	Site
Bras morts « îlotes » de l'Ain	
BUB	Bublanne
CFO	Creux de Fouchoux
GOU	Gourdans
PLA	Planet Aval
PLM	Planet Amont
PPE	Petits Peupliers
RIC	Ricotti
VIL	Villette
Bras morts « îlotes » du Rhône	
MEA	Méant
MOR	Mortier

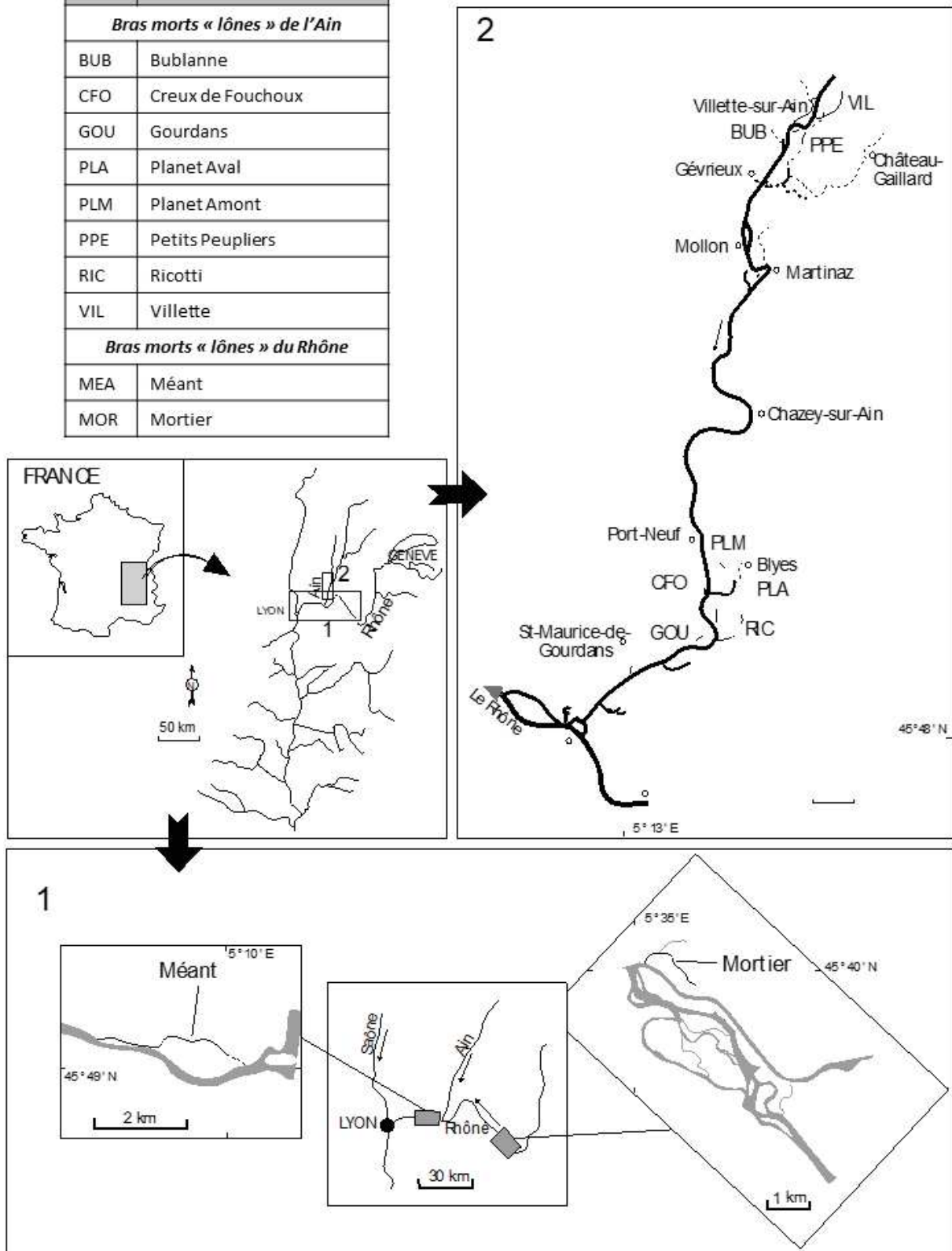


Figure 5 : Cartes des zones d'étude sur l'Ain et le Rhône

2.2. Zones aquatiques et humides des plaines alluviales

L'Espace Naturel Sensible du Woerr

Le Département du Bas-Rhin (CD67) est porteur du projet de réintroduction de la Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*), inscrit dans sa Charte de l'Environnement de 1990, pour lequel le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable a donné son accord en septembre 2004. Cette espèce a disparu de la zone du Rhin supérieur vers la fin du 19ème siècle, notamment en raison de la destruction de son habitat. Le projet de réintroduction de la Cistude, au-delà du relâché des animaux, a permis d'aménager et de protéger des milieux naturels, et ainsi, de favoriser le retour de tout un cortège d'animaux et de plantes inféodés aux milieux humides.

Le site de réintroduction de la Cistude est situé sur la commune de Lauterbourg. Il s'agit de la zone du Woerr d'une superficie d'environ 150 hectares situés entre le Rhin et la Vieille Lauter. Ce secteur répond aux exigences variées (aquatiques et terrestres) de la cistude. Le climat du site est typique de la plaine alluviale du Rhin en Alsace : continental à tendance océanique. Les sols du site sont représentatifs de la couche alluviale : gravier, limon, sables et parfois argile. Le réseau hydrologique du Woerr est soumis à l'influence de la nappe phréatique, des crues estivales du Rhin et des précipitations. Ce site présente une grande diversité d'habitats : plans d'eau, rivière, roselières, forêts de plaine alluviale et saulaies arbustives (Lacoste et Schneider 2004). Le site a subi de nombreuses dégradations : anciennement exploitées par les Allemands après la deuxième guerre mondiale, les parcelles du site ont été abandonnées et se sont progressivement reboisées. Jusqu'en 1994, une gravière était en activité sur le site. Cette ancienne carrière actuellement submergée constitue le plan d'eau de la gravière du Woerr. Certaines parcelles étaient cultivées en maïs jusqu'en 2000, et sont devenues des prairies (Figure 6).



Figure 6 : Localisation et vues des différents habitats du site du Woerr.

Le site bénéficie de nombreuses protections et mobilise de nombreux acteurs : il fait partie de la zone rhénane inscrite à la convention Ramsar, et est considéré comme ZNIEFF. Le site a été nommé ZSC et ZPS (site Rhin Ried Bruch) et intégré au réseau Natura 2000. Une partie de ce site est en réserve biologique domaniale dirigée (réserve de l'ONF) et a été retenu par le Conseil Départemental en tant qu'Espace Naturel Sensible. Le Woerr fait également partie du projet Interreg « Cistudes sans frontières » visant à réintroduire la Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) dans le Bas-Rhin (Lacoste et Schneider 2004). Ce projet est réalisé en partenariat franco-allemand entre le CD67 et le Landkreis Germersheim du Land Rhénanie-Palatinat.

Au cours des dernières années, des travaux de restauration des milieux aquatiques et alluviaux ont été réalisés par le CD 67 afin de donner toutes les chances de réussite à ce projet de ré-introduction mais aussi de rétablir des continuités écologiques aquatiques (re-création de mares forestières et prairiales) et de réhabiliter le plan d'eau de l'ancienne gravière du Woerr (adoucissement des berges, création de zones de moindre profondeur). Une dizaine de nouveaux milieux aquatiques ouverts ont ainsi été créés : des mares et des lagunes bordant la gravière et des zones de berges peu profondes. Des travaux de restauration de mares ont également eu lieu côté allemand.

Les lagunes créées sur le bord de la gravière permettent de tester *in situ* des techniques de restauration : connexion et déconnexion du milieu, transfert de sol, transferts de macrophytes, interactions allélopathiques, etc. Le site du Woerr sert de site test pour le suivi et l'expérimentation de méthodes de restauration en milieu aquatique dans le but de restaurer la fonctionnalité du milieu et la lutte contre l'invasive *Elodea nuttallii*.

Zone de l'ancienne Raffinerie de Reichstett

En Alsace, les terrains de l'ex-raffinerie Petroplus à Reichstett (450 ha), fermée définitivement depuis 2011, sont en cours de reconversion. Les installations ont été mises à l'arrêt en avril 2011. En novembre 2014 le tribunal de grande instance de Strasbourg a autorisé la vente des 450 ha restants à la société Brownfields afin d'y installer un parc d'activité à vocation artisanale, industrielle et logistique : l'EcoPARc Rhéan.

Situé dans la plaine alluviale du Rhin, le site a une topographie relativement plane et comprise entre 133 et 138 m. Le sol est constitué principalement d'alluvions rhénans et de zones localisées plus organiques correspondant à d'anciens chenaux d'accumulation du Rhin. Le site de la raffinerie a été complètement remblayé pour la construction des installations industrielles de la Raffinerie. Au niveau hydrologique, un cours d'eau, le Neubaechel jouxte le nord de la zone et la nappe des alluvions rhénanes au droit du site se situe à une profondeur comprise entre 2 et 3 m.

Malgré l'application de mesures d'évitement et de réduction prévues dans le cadre de la requalification de la raffinerie, certains impacts résiduels subsistent et nécessitent donc des mesures de compensation. Il a donc été proposé de **créer des zones humides** afin de compenser les habitats détruits par le projet. Ces zones seront composées de mosaïque d'habitats : zones aquatique, prairies hygrophile et meso-hygrophiles, haies buissonnantes, arbres et zones à sol nu créant ainsi des habitats favorables à de nombreuses espèces, présentes sur le site ou actuellement absentes faute d'habitats favorables. Des zones de compensation comprenant des habitats aquatiques semi-permanents, des prairies hygrophiles

et des prairies mésohygrophiles ont été créés au cours de l'année 2018 sur le site par des opérations de terrassement et de génie végétal.

La requalification d'une partie de la zone en zone humide vise donc à produire sur le site de l'ancienne friche industrielle un gain de biodiversité.

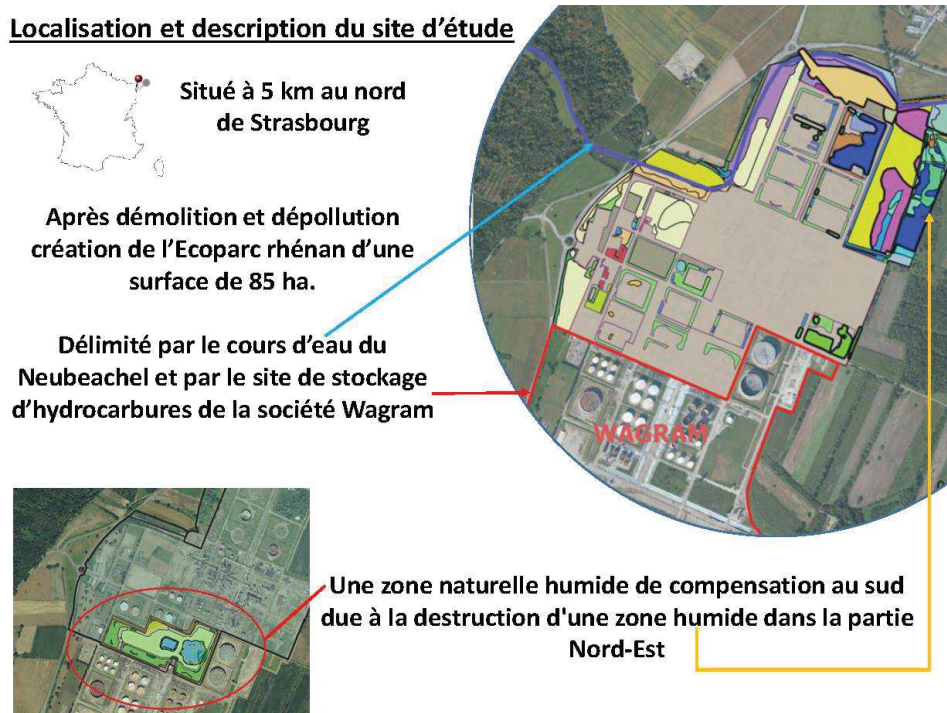


Figure 7 : Localisation et description des travaux de restauration sur l'ancienne zone de la raffinerie de Reichstett (réalisation G. Jacek)

2.3. Petites rivières à renoncules de plaine

L'habitat UE 3260-6 concerne les cours d'eau d'ordres de drainage 1 à 4 des étages planitiaires et collinéens, préférentiellement localisés sur roches mères neutres ou basiques. Les eaux alcalines et eutrophes, sont bien minéralisées. Le courant y reste faible à modéré. Ces rivières sont dominées par des phanérogames avec un faible développement des bryophytes. Certaines espèces végétales sont de bonnes indicatrices de cet habitat, par exemple : *Callitriche obtusangula*, *Zannichellia palustris*, *Amblystegium riparium* et *Fontinalis antipyretica* pour les hydrophytes submergées, et *Nasturtium officinale* pour les héliophytes (Figure 8). Les groupements (ou communautés) de cet habitat présentent des recouvrements variés avec très peu de variations selon les faciès d'écoulement mais montre de grandes variations saisonnières. L'éclairement, les conditions hydrodynamiques locales (profondeur, vitesse de courant, importance relative du cours d'eau), et la qualité de l'eau (trophie, salinité, et température) influencent fortement la composition des communautés végétales.



Figure 8 : Vue du Betz et de sa communauté de *Callitriche obtusangula* le 08 avril 2019.

Ces rivières sont particulièrement fréquentes dans les zones d'agriculture intensive et zones urbaines et périurbaines. Elles sont par conséquent soumises à un gradient de pressions anthropiques important. Les aménagements anthropiques associés à des modifications hydrauliques de l'habitat entraînent la disparition des communautés végétales. Par exemple, l'enfoncement de la nappe alluviale, le recalibrage du chenal, les curages drastiques, le bétonnage des rives et du lit, ainsi que la coupure des annexes hydrauliques, s'accompagnent la plupart du temps d'une baisse de diversité végétale.

Tableau 1 : Caractéristiques de rivières étudiées dans le cadre de la thèse de M. Rambaud (2009)

Rivières	Ecole	Lunain	Betz	Cléry
Source (Altitude en mètres)	Vaudoué (68)	Egriselles-le-Bocage (180)	Domats (139)	Saint-Loup-d'Ordon (151)
Longueur (km)	26.5	51.5	34.5	43
Départements traversés	Seine et Marne (77) Essonne (91)	Yonne (89) Seine et Marne (77)	Yonne (89) Loiret (45) Seine et Marne (77)	Yonne (89) Loiret (45)
Se jette dans	Seine	Loing	Loing	Loing
Ordre de drainage = Rang de Strahler	1-2	2-3	2-3	2-3
Débit moyen (m ³ /s)	0.507	0.709	0.653	1.45
Régime	Pluvial	Pluvial	Pluvial	Pluvial
Catégorie Piscicole	1	1	1	1
Oxygène moyen (mg/l)	6	6	6	6
Particules en suspension (MES, mg/L - moyenne)	25	25	25	25
Nitrates (NO ₃ mg/L – moy)	20-50	50	50	50
Phosphates (PO ₄ mg/L - moy)	0.5	0.5	0.5	0.5
Chlorophylle a (µg/L - moy)	60	60	60	60

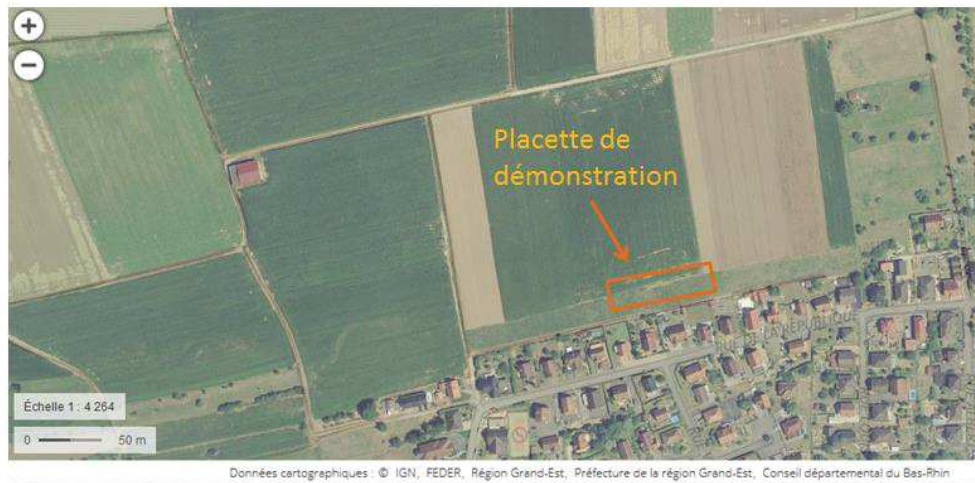
Les travaux que j'ai encadré lors de mon poste au Muséum National d'Histoire Naturelle ont concerné quatre de ces rivières situées dans le Bassin Seine-Normandie amont, c'est-à-dire la partie drainée par la Seine et ses affluents depuis sa source jusqu'au sud-est de la région Ile-de-France : l'École, le Lunain, le Betz et la Cléry. Ces rivières possèdent des conditions géomorphologiques similaires (ex : faible altitude, substrat calcaire), un mode d'occupation des sols dominé par des espaces boisés et agricoles, et des portions chenalées ou non. Leur qualité de l'eau en termes de matières organiques et oxydables, particules en suspension, matières azotées et phosphorées, et chlorophylle a, est relativement bonne et similaire sur les 4 rivières (Tableau 1).

2.4. Zones agricoles

Au-delà des milieux rhénans, l'Alsace est également une région particulièrement industrialisée et cultivée. Les cultures céréalières y sont très présentes avec une tendance aux monocultures de céréales de type maïs. Les zones loessiques et collinaires (Kochersberg, Outre-Forêt, Sundgau, Piémont vosgien) sont très sensibles à l'érosion (van Dijk, Auzet, et Lemmel 2005) mais sont également un atout majeur pour le développement de l'agriculture car elles permettent un bon renouvellement de la fertilité des sols, et ont une capacité importante de rétention de l'eau. Ces deux paramètres vont favoriser l'extension de systèmes agricoles composés principalement de cultures monospécifiques et peu couvrantes, comme le maïs ou le houblon. L'intensification des pratiques culturales et le développement de l'urbanisation sont les deux principaux facteurs responsables du phénomène d'érosion des sols. L'instabilité structurale de ces sols combinée à des événements pluvieux intenses, localisés et de courtes durées augmente l'érosion et ainsi le phénomène des coulées boueuses (Van Dijk et al, 2005). Ces pluies survenant principalement de mai à juillet lorsque la couverture végétal des sols est faible, les coulées d'eaux boueuses constituent un risque très présent et en augmentation en Alsace.

Différents dispositifs d'interception des coulées d'eaux boueuses sont testés dans le cadre du programme GERIHCO (<http://gerihco.engees.unistra.fr/>). Un site de démonstration et d'expérimentation a été installé sur une zone exposée au risque d'érosion, et de coulées d'eaux boueuses. Les dispositifs ont été placés perpendiculairement au sens de l'écoulement de l'eau, entre une parcelle cultivée et une bande enherbée de quinze mètres de large. Ces différents dispositifs et la bande enherbée ont pour rôle principal de stopper et de retenir un maximum de sédiments provenant des coulées d'eau boueuse. Chaque dispositif s'étend sur cinq mètres de longueur. Cette parcelle expérimentale m'a notamment permis d'étudier, dans le cadre du programme GERIHCO3, l'impact de ces dispositifs sur la biodiversité prairiale située en aval ainsi que le risque invasif constitué par l'utilisation de *Miscanthus x giganteus* dans ces dispositifs d'interception.

A



B



Figure 9 : Placette de démonstration des dispositifs d'interception des coulées d'eau boueuses à Schwindratzheim (67).

A : vue aérienne ; B : Photo des dispositifs après une coulée boueuse.

II. Comprendre : Apports à la compréhension des processus fonctionnels des écosystèmes naturels et anthropiques



Nuage de mots généré à partir des mots les plus utilisés dans cette partie (> 10 occurrences)

1. SOCIOECOSYSTEME(S) : DES ECOSYSTEMES EN INTERACTION AVEC LES SOCIETES HUMAINES.

Un écosystème est un complexe dynamique de communautés végétales, animales de micro-organismes et d'éléments abiotiques interagissant comme une unité fonctionnelle. Cette définition, qui n'intègre pas l'être humain, est valable quel que soit l'écosystème considéré ; depuis un écosystème préservé comme une forêt naturelle, jusqu'aux écosystèmes fortement modifiés et intensément gérés par l'Homme dans les zones urbaines ou agricoles. Pourtant, comme le soulignent Terrasson et Le Floch (1995) en parlant de peupleraies, *des hommes travaillent et vivent sur [ces] espaces ; d'autres y viennent à la recherche de loisirs de nature ou de paysages. Les fonctions que le territoire remplit sont donc bien loin d'être uniquement des fonctions dites environnementales.* Les sociétés humaines tirent des bénéfices des écosystèmes, il s'agit ici de la définition de la notion de services écosystémiques (cf. II.1.2.). En 2005, l'évaluation des écosystèmes du millénaire (Millenium Ecosystem Assessment 2005) a montré que plus de 60% de ces services fournis par les écosystèmes aux sociétés humaines étaient menacés et en déclin. Ce rapport, s'il reprenait des études déjà publiées, a eu comme effet de mettre en lumière l'impact des sociétés sur les écosystèmes. La compréhension du fonctionnement des écosystèmes ne peut donc, dès lors, s'envisager que dans le contexte de leurs interactions avec les sociétés humaines (Figure 10).

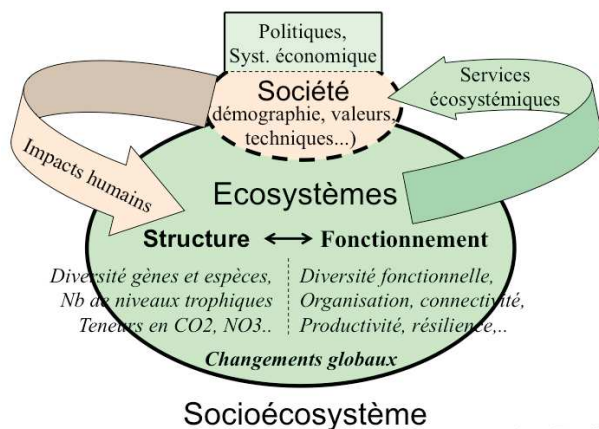


Figure 10 : Schématisation du socioécosystème (Teyssèdre 2010)

1.1. Impacts humains sur les écosystèmes

L'Homme a non seulement largement modifié les écosystèmes naturels en les transformant en écosystèmes agricoles (un quart de la surface terrestre) et urbains, mais aussi toute la surface du globe (Vitousek et al. 1997; Ellis 2011). Si bien qu'à l'aube de ce millénaire, Geoff Petts inaugurait le colloque EISORS (Eighth international symposium on the ecology of regulated streams 17-21 juillet 2000) à Toulouse par l'affirmation suivante : *De nos jours, il n'existe plus de par le monde de rivière qui n'ait subie d'impact humain, à part peut-être une petite rivière du Kamchatka... et encore je ne suis pas sûr....* Les aménagements des fleuves tels les barrages bouleversent considérablement les écosystèmes en perturbant leur connectivité, leur dynamique sédimentaire et leur fonctionnement global. Nilsson (2005)

montre que plus de la moitié des grands fleuves dans le monde sont impactés par la construction de barrages. Les habitats naturels et semi-naturels sont donc affectés dans leur répartition, leur surface, leurs structures et fonctions ainsi que dans leur connectivité. Ceci a des impacts majeurs sur les communautés biologiques et le fonctionnement des écosystèmes (Fahrig 2003). Ces impacts sont certes immédiats mais perdurent également à plus long terme, parfois même sur des temps historiques (Dupouey et al. 2002). Si bien que dans la littérature la notion de paysages naturels fait aujourd'hui place à la notion de paysage anthropogénique : des zones où les altérations humaines des structures et fonctions écologiques sont significatives, croissantes, et opérées dans le but de répondre aux besoins des populations humaines : nourriture, habitat, autres ressources et services comme la récréation ou l'esthétique. Les anthromes regroupent les grands types de ces paysages anthropogéniques (Ellis 2011).

Toutes ces modifications sont maintenant enregistrées et visibles au niveau sédimentaire (couches de sédiments remaniées par l'Homme, extinctions biotiques enregistrées dans les archives lithographiques, dépôt de nouveaux types de particules : hydrocarbures poly-aromatiques, pesticides, métaux, plastiques, fibres synthétiques, alliages, etc.) au point que nous sommes maintenant entrés dans une nouvelle époque géologique : l'anthropocène (Crutzen 2002; Waters et al. 2016).

Cependant, l'action des sociétés humaines sur les écosystèmes ne saurait se réduire à des impacts négatifs. Elles impactent également les écosystèmes en les soustrayant à certaines pressions et menaces par un classement en aires protégées ou en mettant en place des programmes de restauration écologique des écosystèmes dégradés (cf. III.). En France, les surfaces d'aires protégées (quelle que soit leur catégorie) atteignaient 20% du territoire en 2011 (Lefebvre, Moncorps, et Union mondiale pour la nature 2013). La stratégie Biodiversité de l'Union Européenne (UE) à l'horizon 2020 fixe comme objectifs l'arrêt de la perte de la biodiversité et la restauration des écosystèmes dégradés (Communication de la commission au parlement européen, au conseil, au comité économique et social européen et au comité des régions, 3 Mai 2011). Pour atteindre ces objectifs, l'UE a défini des cibles opérationnelles, les cibles d'Aichi dont : la restauration de 15 % des écosystèmes dégradés en Europe.

1.2. Services écosystémiques et dis-services

La notion de service écosystémique a été rendue populaire par le sommet de la terre à Rio (1992) et le Millenium Ecosystem Assessment (2005) qui a pointé que la perte rapide de biodiversité affectait les fonctions des écosystèmes et les services qui leur sont associés. Cependant la notion était déjà débattue dans la littérature scientifique depuis quelques décennies. (Helliwell 1969) considérait que 7 grands « facteurs » participaient à donner une valeur aux écosystèmes : la production de récoltes des agrosystèmes, l'existence d'un stock génétique permettant le développement de nouvelles cultures, l'existence de populations d'espèces régulant les nuisibles des cultures, la fourniture de ressources éducatives, la fourniture de moyens de recherche, la fourniture d'opportunités d'activités récréatives et la contribution au caractère esthétique d'une zone. En 1986, (Wathern et al. 1986) proposent une classification des fonctions de l'environnement naturel en 6 catégories : A : Les fonctions de production (agriculture, foresterie, aquaculture...), B : Les fonctions de support des activités humaines (activités industrielles, traitement des déchets, défense des côtes, loisirs...), C : les fonctions d'information (recherche, éducation, indicateurs environnementaux...), D : les fonctions de purification (eau, bruit,

poussières...) et E : les fonctions de stabilisation (régulation hydrologique, conservation des sols, des équilibres biologiques...).

Ces fonctions ne sont assurées pleinement que si les écosystèmes sont en bon état écologique et faiblement impactés (cf. 1.1). Des écosystèmes en bon « état » fournissent des biens et services vitaux qui contribuent au bien-être humain : c'est l'essence même de la notion de service écosystémiques défini comme les avantages procurés (à l'Homme) par ces écosystèmes (Costanza et Daly 1992; Daily et al. 1997). Ces services sont traditionnellement classés en 4 grandes catégories : les services d'approvisionnement, services de régulation, services culturels et les services de soutien, nécessaires à la production des 3 autres catégories de services (Figure 11).

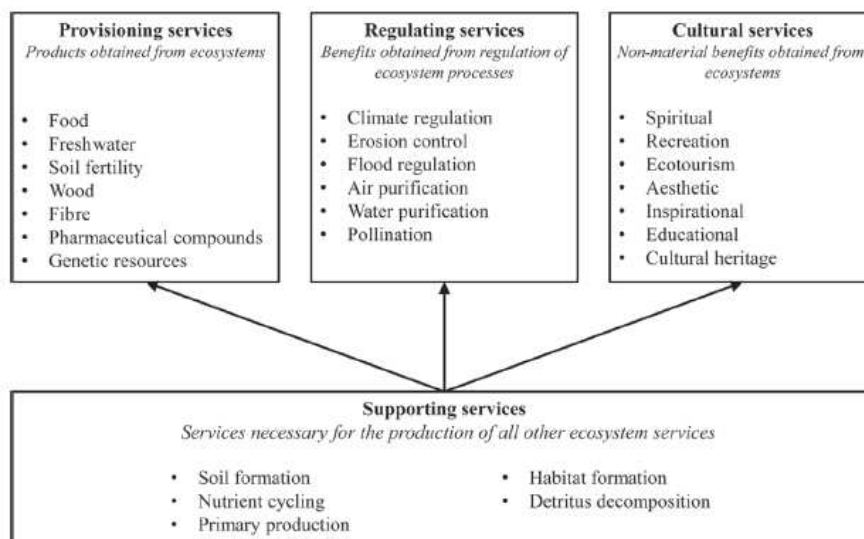


Figure 11 : Catégories des services écosystémiques (Truchy et al. 2015)

Un écosystème fournit en général plusieurs services mais l'anthropisation des habitats naturels tend à diminuer la quantité et la qualité des services rendus. Par exemple, un agrosystème en culture intensive ne produira en grande quantité qu'un type de service : approvisionnement en nourriture et en biomasse, alors que la même parcelle en prairie naturelle produira également des services de régulations de flux, d'épuration, de maintien de la biodiversité etc.

L'existence de ces services participe au « bien-être humain », un état constitué des besoins essentiels à l'être humain : la sécurité, la santé, les relations sociales et sa liberté de choix et d'actions (Figure 12).

Cependant, les écosystèmes et la biodiversité peuvent aussi être sources de **nuisances** pour l'Homme et ainsi impacter négativement le bien être. Une zone humide peut générer des odeurs nauséabondes ou favoriser la prolifération de moustiques. Le pollen de certaines espèces végétales peut devenir un problème de santé publique du fait des allergies qu'elles déclenchent. Par exemple, l'ambrosie à feuilles d'armoise (*Ambrosia artemisiifolia*) est particulièrement problématique : 6 à 12 % de la population française est sensible au pollen de l'ambrosie. En 2011, on estimait que les coûts médicaux liés à cette allergie s'élevaient entre 8 et 12 millions d'euros pour la région Rhône-Alpes, région la plus impactée.

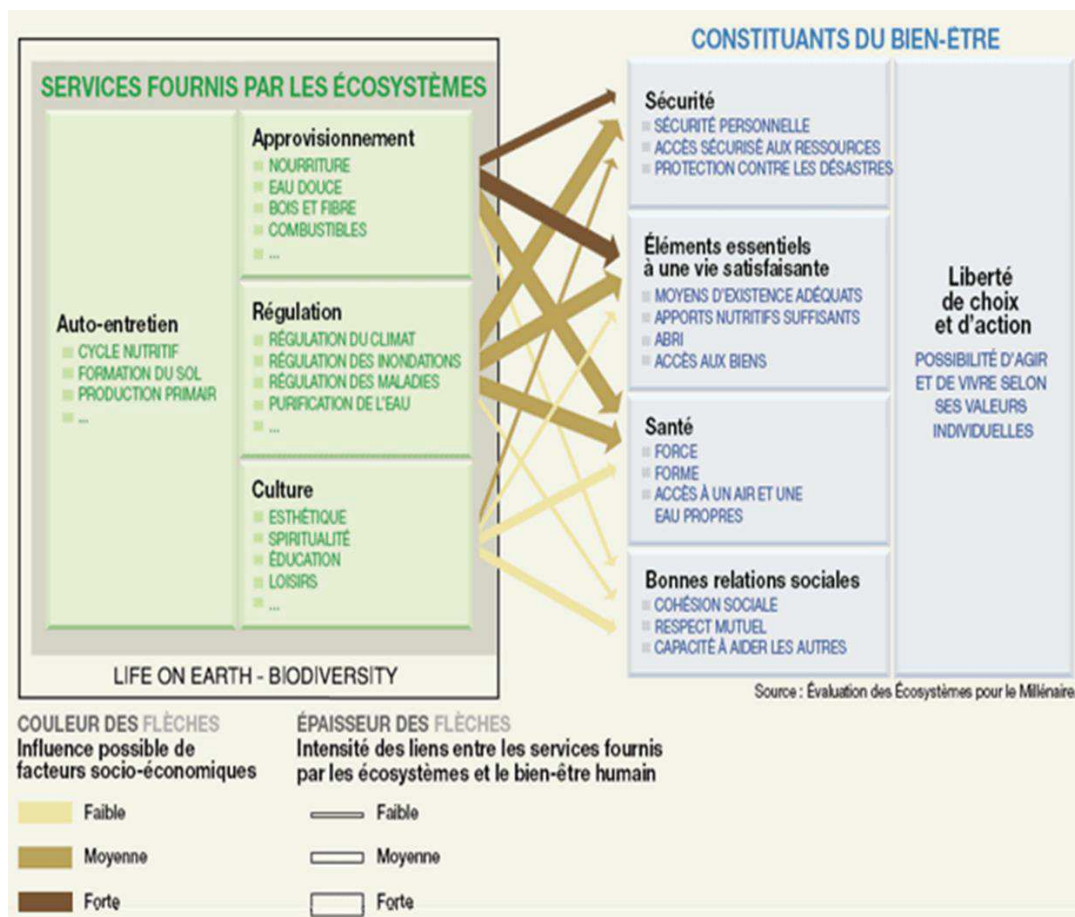


Figure 12 : Schéma conceptuel des interactions entre biodiversité, services écosystémiques, bien-être humain et facteurs de changement. Les leviers d'action (stratégies, interventions) sont figurés par les marques sur les flèches (Millennium Ecosystem Assessment 2005)

Des auteurs ont donc proposé de compléter la notion de services écosystémiques par celle de **Dis-services écosystémiques**, définis comme les produits des fonctions d'un écosystème qui sont, ou sont perçus comme, négatifs pour le bien-être humain (Lyytimäki et al. 2008; Vaz, Kueffer, Kull, Richardson, Vicente, et al. 2017). Comme pour les services, des catégories de dis-services sont proposées, par exemple (Vaz, Kueffer, Kull, Richardson, Vicente, et al. 2017) proposent 5 catégories de dis-services :

- Dis-services de santé qui affectent la santé humaine,
- Dis-services matériels qui regroupent les dommages causés aux infrastructures,
- Dis-services de sécurité, causant des dommages physiques, personnels ou économique,
- Dis-services culturel et esthétiques,
- Dis-services de loisirs.

Dis- ou Dys ?

Notons enfin que ce terme de dis-services est préalablement apparu en anglais : *disservice*. Les premiers auteurs à l'introduire et à l'utiliser ont utilisé le préfixe dis- alors qu'en anglais le préfixe dys- existe aussi : *dysfunction* par exemple. On peut légitimement se poser la question de l'orthographe de ce terme en français : Dis-service ou dys-service ? Pour ma part, je choisis ici d'utiliser le terme **dis-service** pour les raisons suivantes :

- La volonté de conserver le point de vue des premiers auteurs qui, en anglais ont sciemment choisi d'utiliser le préfixe dis- ;
- Les préfixes d'origine latine *dis-* ou *des-* indiquent plutôt une absence ou un défaut de qqchose (par exemple : dissemblable). Le préfixe d'origine grec *dys-* surtout utilisé en médecine ou en technique caractérise un mauvais fonctionnement de qqchose (par exemple un lac dystrophe) ou le résultat causé par un problème fonctionnel. Dans le cas présent, le terme de dis-service ne fait pas référence à un problème dans le fonctionnement de l'écosystème. Le fonctionnement de l'écosystème est intact mais les externalités fournies par celui-ci ne "plaisent" pas / ne participent pas au bien-être humain. Ce terme doit donc bien exprimer la notion de « faire défaut au bien être humain ».
- Enfin, même s'il existe de nombreux contre-exemples dans la langue française, l'utilisation de dis-service évite d'associer un préfixe grec avec un mot d'origine latine.

Cette digression étymologique peut également nous amener à nous pencher sur l'origine du terme *service* introduit par le millénium ecosystem assessment et compte bon nombre de partisans mais aussi de détracteurs. Si, en français, une des significations associées à *service* est « action susceptible d'être utile, de faire plaisir à quelqu'un » (source Centre National de Ressources Textuelles et Lexicales) et décrit bien notre vision des services écosystémiques, il n'en reste pas moins qu'étymologiquement ce terme peut faire référence à toute une gamme de significations dont l'application en écologie seraient plus ou moins éthique ou malvenues. En effet, le latin *servitium* fait référence à une condition d'esclave (Gaffiot 1996) et pourrait, sans prise de recul, renvoyer à une notion d'asservissement des écosystèmes par les sociétés humaines. Notons enfin que dans la même racine étymologique nous trouvons le verbe *servo* « faire attention, garder, sauver, préserver » (Gaffiot 1996), qui pourrait, de son côté, transmettre l'idée des services écosystémiques comme un fonctionnement des écosystèmes permettant de préserver les sociétés humaines...

1.3. La notion de socioécosystème, un préalable pour comprendre la dynamique des écosystèmes

Etant donné le niveau d'impact des sociétés humaines sur les écosystèmes naturels ou anthropiques (cf. II. 1.1.), l'étude de leur dynamique ne peut s'affranchir du positionnement de l'écosystème à l'intérieur du système d'interactions plus vaste que constitue le socioécosystème. De la même manière, les fonctions de l'écosystème qui peuvent générer des services ou dis-services émergent car les espèces constituant l'écosystème possèdent des traits fonctionnels qui rendent ces fonctions possibles (de Bello et al. 2010; Truchy et al. 2015). Les processus écosystémiques conduisant à la colonisation, l'établissement ou la disparition d'une espèce dans un écosystème peuvent donc impacter avec plus ou moins d'effets la fourniture des services écosystémiques. Nous proposons ici (Figure 13), un schéma conceptuel résumant ces différents mécanismes à l'échelle du socioécosystème et de ses interactions paysagères avec les autres écosystèmes :

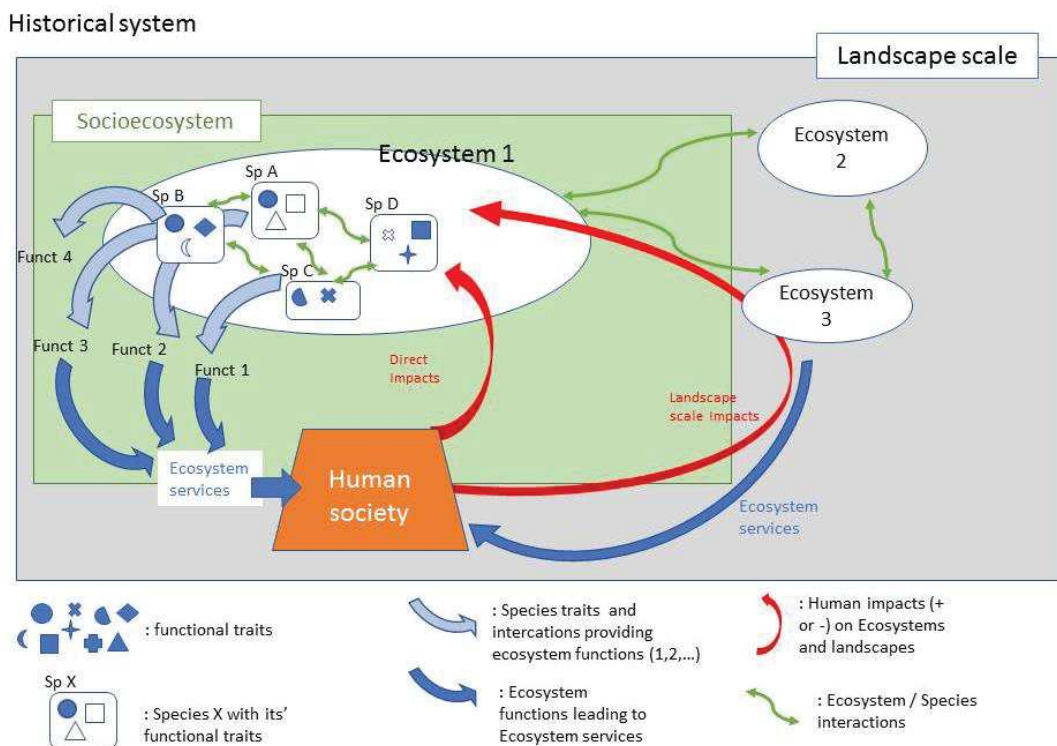


Figure 13 : Schématisation du socioécosystème et des mécanismes de fourniture des services et dis-services aux sociétés humaines (D'après Combroux et Laffont-Schwob in prep)

RECHERCHES EFFECTUEES ET TRAVAUX ENCADRES SUR CETTE THEMATIQUE :

(A) : Article publié ou en préparation, (O) : communication orale à un congrès, (P) : Poster à un congrès, (R) : Rapport d'étudiant

Combroux, I. (2013) La restauration du vieux Rhin. Séminaire interdisciplinaire collectif - Réseau Thématique Pluridisciplinaire BIODISCEE de l'INEE CNRS - Réparation (s) et services écosystémiques - 21 et 22 mars 2013, Strasbourg. (O)

Combroux, I. & Laffont-Schwob, I. (in prep). Motorway retention ponds as novel ecosystems: more ecosystem services than they were designed for? A review

Henrich E., Falcone G., Barthel C. & Acosta N. (2017) La gestion de l'Ambroisie à feuille d'Armoise : prévenir pour ne pas avoir à guérir. Rapport de Projet Interdisciplinaire en Environnement. UNISTRA. (R)

Perrier, A. (2014) Apports à l'évaluation d'une opération de restauration : approche multicritères. Rapport de M2 PE Université de Strasbourg (R)

2. FILTRES ENVIRONNEMENTAUX : INTEGRATION DES DIMENSIONS SPATIO-TEMPORELLES

Les filtres environnementaux sont de plus en plus utilisés en écologie végétale et constituent maintenant un concept unificateur.

2.1. La notion de filtres environnementaux

L'assemblage des communautés végétales est le produit de multiples facteurs environnementaux agissant simultanément (Keddy 2000). La formalisation de ces actions simultanées et multi-échelle est apparue au début des années 1990 sous forme de règles d'assemblage (ou de déléition) imagées par le passage au travers de tamis ou de filtres des espèces constituant un ensemble régional potentiel pouvant s'établir dans un écosystème (Jackson et Harvey 1989; Tonn et al. 1990; Keddy 1992; Grime 1998; Laakso, Kaitala, et Ranta 2001). Les filtres ou tamis figurent l'action d'un ou d'une catégorie de facteurs environnementaux permettant ou non l'installation des espèces. On parle dès lors de **filtres environnementaux**. De nombreux filtres interviennent ainsi dans la composition d'une communauté établie. Les conditions abiotiques et biotiques de l'environnement effectuent un tri en rejetant les espèces portant certains traits biologiques et en sélectionnant les espèces portant des traits adaptés (Lavorel et Garnier 2002). Ce concept a été unifié pour l'ensemble des communautés biologiques sous le nom de filtres hiérarchiques environnementaux ou de filtres emboîtés (Lortie et al. (2004), Figure 14).

Trois grandes catégories de filtres environnementaux contribuent à la sélection, à partir du pool d'espèces global ou régional, des espèces présentant des traits adaptés jusqu'à l'établissement d'une communauté locale. Tout au long de ces « étapes » différents processus fonctionnels interviennent : dispersion, adaptations physiologiques, interactions biotiques et rétroactions biotiques. Les principaux filtres environnementaux sont ainsi :

- **Le filtre régional** (ou stochastique) : L'arrivée des espèces dans un écosystème est tout d'abord contrôlée par un filtre paysager (ou barrières géographiques) qui va cribler les espèces en fonction de leurs capacités à se disperser, cette faculté dépendant des traits des espèces leur permettant de coloniser le milieu, des vecteurs de dispersion et de la matrice paysagère (de sa connectivité fonctionnelle).
- **Le filtre abiotique** : Les espèces ayant réussi à atteindre l'écosystème vont ensuite subir les effets d'un second filtre, celui de l'écosystème lui-même. Certaines de ces espèces ne s'y implantent pas car leur physiologie n'est pas compatible avec les paramètres physico-chimiques (eau, température, lumière, etc.).
- **Le filtre biotique** : La troisième étape de l'assemblage des communautés végétales fait intervenir des filtres biotiques, filtres regroupés sous le terme de dynamique interne de l'écosystème (Belyea et Lancaster 1999). Les espèces ayant les capacités pour se disperser jusqu'au nouvel écosystème et ayant une physiologie adaptée aux paramètres physico-chimiques vont donc subir des interactions négatives (compétition) et/ou positives (facilitation) avec les espèces (végétales et/ou animales) composant la communauté déjà en place et avec les espèces colonisant le milieu au même moment.

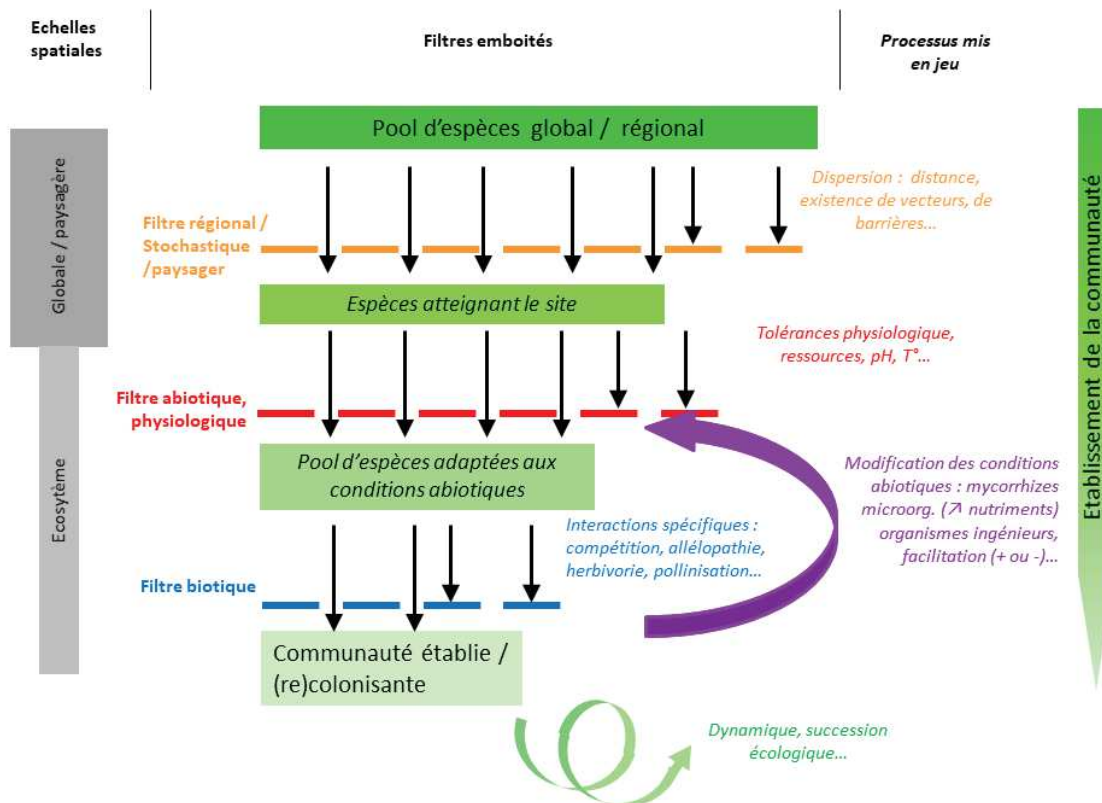


Figure 14 : Le concept de filtres hiérarchiques environnementaux (modifié de Lortie et al. 2004). Quatre grands types de processus sont impliqués dans l'établissement d'une communauté dans un écosystème. Leurs actions varient en terme d'échelle de temps et d'espace et peuvent être formalisées sous la forme de 3 filtres agissant successivement.

Ces filtres agissent successivement et criblent les espèces selon leurs traits d'histoire de vie. Les processus fonctionnels identifiés à ces différentes étapes, se reproduisent en réalité tout au long de l'existence de l'écosystème et peuvent permettre d'explorer sa dynamique temporelle. Le concept des filtres hiérarchiques environnementaux est actuellement un concept fort de l'écologie fondamentale, il l'est aussi en écologie appliquée car il fixe un cadre à l'élaboration de méthodes permettant la manipulation et la gestion des écosystèmes (cf. III.).

2.2. Les filtres environnementaux à l'épreuve des hydrosystèmes

Si l'on cherche à appliquer ce modèle des filtres hiérarchiques environnementaux aux écosystèmes aquatiques, lenticques ou lotiques, on s'aperçoit qu'il doit être quelque peu modifié et ce, au niveau des 3 principaux filtres.

Filtre paysager et processus de dispersion

En milieu aquatique, le processus de dispersion est très fortement lié aux flux hydriques. Ceux-ci sont possibles dès lors que les écosystèmes aquatiques sont en connexion par un flux d'eau superficiel. Une étude que j'ai réalisée sur un gradient de bras morts, *lônes*, de la rivière d'Ain a montré que la connectivité (mesurée comme le nombre de jours de connexion hydrique du bras mort avec la rivière) joue un rôle important dans l'apport de diaspores végétales dans le bras mort (Figure 15).

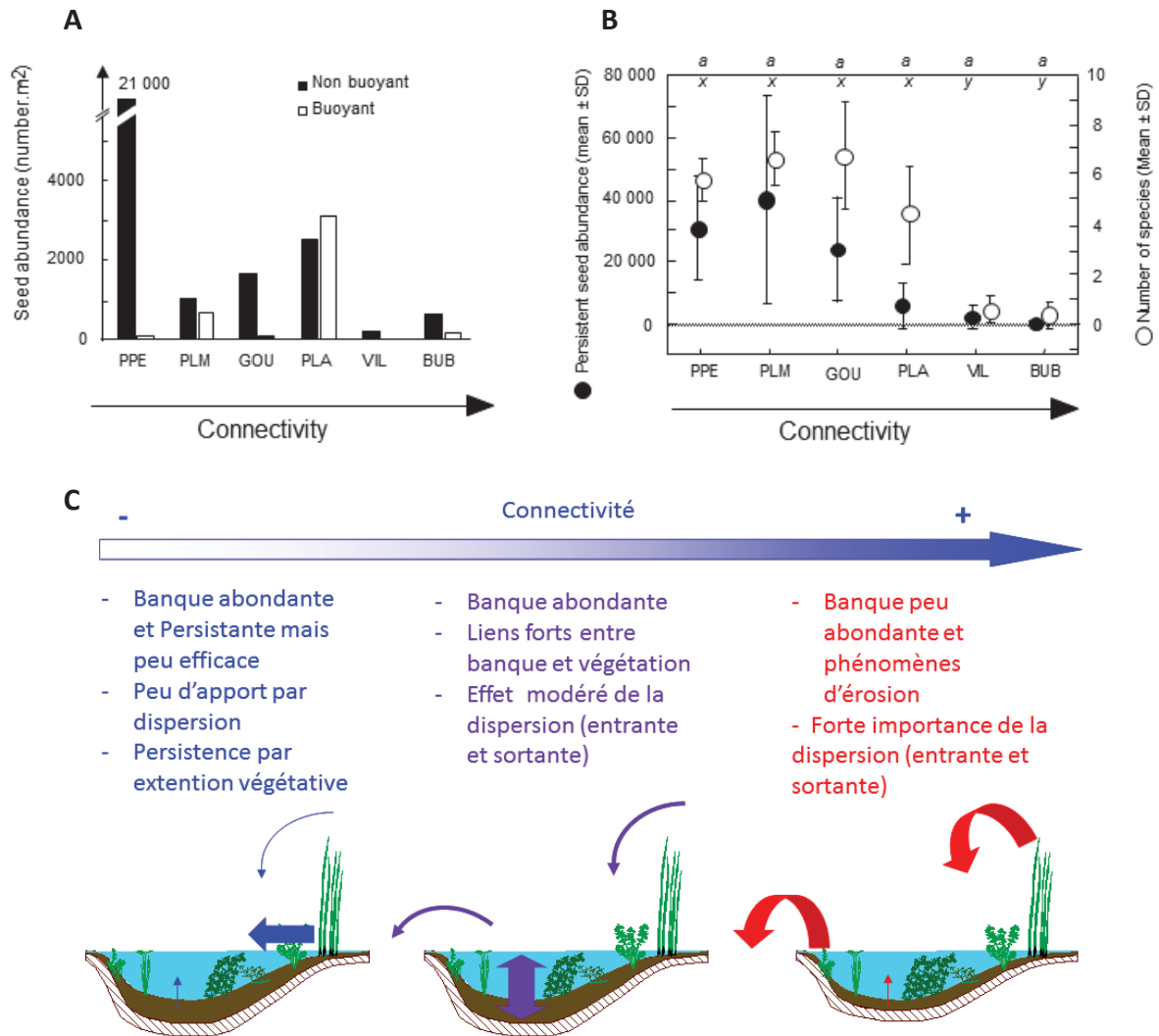


Figure 15 : Processus de (re)colonisation de la végétation aquatique dans des bras mort en fonction d'un gradient de connectivité (d'après Combroux et Bornette in prep). A : Abondance des graines dans la banque du sol en fonction de la flottabilité des graines. B : Abondance des graines persistantes dans la banque exprimée en Nombre d'individus (● échelle de gauche) ou en nombre d'espèces (○ échelle de droite). Les valeurs avec la même lettre (a: nb d'individus ; xy : nb d'espèces) ne sont pas significativement différentes, $p = 0.05$ (Test de Kruskal Wallis et Bonferroni/Dunn). C : Synthèse du fonctionnement des communautés végétales dans ces bras morts sur un gradient de connectivité. Abréviations des sites : cf. Figure 5

Dans les bras faiblement connectés au cours actif de la rivière, les espèces végétales ne peuvent pas franchir le filtre paysager à cause d'une imperméabilité de la matrice paysagère. La colonisation des niches vacantes (peu fréquentes) se fait par extension végétative. Le passage des filtres hiérarchiques est ancien et date des événements fondateurs de l'écosystème. Les bras présentant une connectivité intermédiaire ont une dynamique de la végétation en accord avec le modèle des filtres environnementaux (apport par dispersion depuis le pool régional), mais montrent également l'importance d'un **apport par « transfert temporel » : celui de la banque de diaspores** mise en réserve dans le sédiment.

Dans les bras très fortement connectés, la connectivité s'accompagne d'une augmentation de la vitesse du courant et donc de phénomènes d'érosion. Les diaspores des espèces végétales peuvent atteindre le site mais la dispersion ne permet pas le passage du filtre en entier dans le sens où ces diaspores peuvent

rarement se déposer sur le site et sont rapidement exportées (de même que les diaspores produites *in situ*). L'étude de bras constamment connectés au Rhin ou au contre-canal de drainage du Rhin (Thèse de A. Meyer 2012) a produit le même résultat : le flux de diaspores entrantes et sortantes des chenaux présente une similarité élevée, plus grande que la similarité avec la végétation établie. Un élément doit donc être rajouté à la description du filtre paysager : **la dispersion efficace**, c'est-à-dire la possibilité de dépôt des diaspores une fois qu'elles ont atteint le site. Sur ces bras constamment connectés au cours actifs, nous avons montré que la quantité de diaspores retenues dans un bras lorsqu'elles sont portées par le courant va être dépendante des conditions physiques du site, de la présence d'éléments ralentissant le courant et créant de véritables pièges à diaspores (Figure 16). Ces éléments augmentent la **capacité de rétention des diaspores** du site.

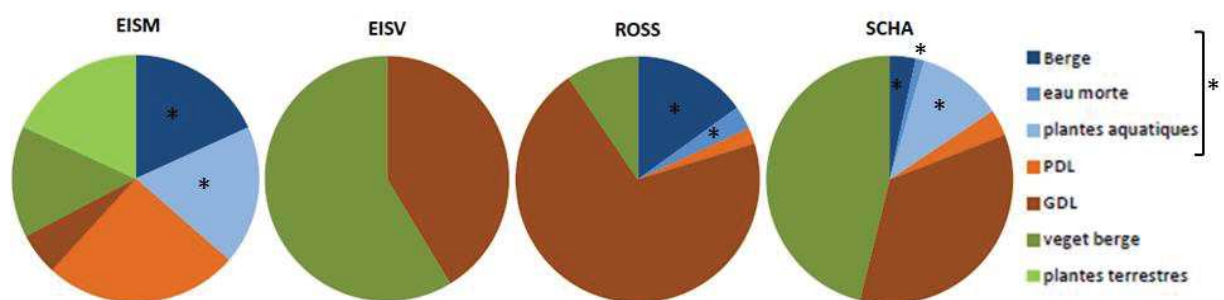


Figure 16 : Eléments permettant le dépôt de diaspores végétales dans 4 bras (re)connecté au Rhin. * : Eléments liés à l'écosystème lui-même : berge = petites anfractuosités, tracé complexe de la limite eau terre, eau morte = zones aquatiques où la vitesse est nulle, plantes aquatiques = végétation hydrophyte et héliophyte affleurant et dépassant la surface de l'eau piégeant ainsi les diaspores en dérive. Les autres éléments tire leur origine des écosystèmes voisins (berge ou ripisylve) : PDL = petits débris ligneux, GDL = gros débris ligneux (troncs, souches), veget berges = racines et branches des arbres de la ripisylve « débordant » sur le milieu aquatique, plantes terrestres = herbacées et petits ligneux poussant dans la zone en eau, (D'après Maryline Baumgartner 2011)

Cette étude a également démontré que cette capacité de rétention des diaspores (CRD) est dans ces milieux majoritairement liée à l'impact des écosystèmes de berge sur le milieu aquatique (Figure 16). La CRD et la vitesse moyenne dans les chenaux peuvent expliquer que certains sites fonctionnent comme des « puits » de diaspores et d'autres comme des « sources ». Les milieux lenticques constituent souvent des « puits ». Une connectivité élevée est donc associée à une grande CRD.

Filtre abiotique

Les apports des écosystèmes de berge sur les milieux aquatiques rentrent également dans la catégorie des apports abiotiques (matière organique, nutriments, etc.). Ces écosystèmes adjacents peuvent modifier les conditions physicochimiques (ombrage, etc.) et influencent donc le filtre abiotique. Il en est de même pour les apports (MO, nutriments mais aussi polluants) provenant des autres écosystèmes aquatiques en amont de l'écosystème concerné (cf. River Continuum Concept - Vannote et al. 1980).

Les facteurs qui, au niveau du filtre abiotique, sélectionnent les espèces dépendent à la fois de **l'échelle du paysage** (trophie, pH, composition chimique de l'eau, transport sédimentaire, etc.) et de **l'échelle de**

l'écosystème lui-même (dépôt/érosion du sédiment, vitesse du courant, stockage et relargage des nutriments au niveau du sédiment etc.).

Une étude menée sur 12 chenaux après des travaux de reconnexion au cours actif (Rhin ou contre-canal de drainage) dans le cadre de la thèse de A. Meyer a montré que les espèces végétales colonisant ces chenaux sont essentiellement sélectionnées par les facteurs de trophie et de vitesse du courant (Figure 17, Meyer et al. 2013).

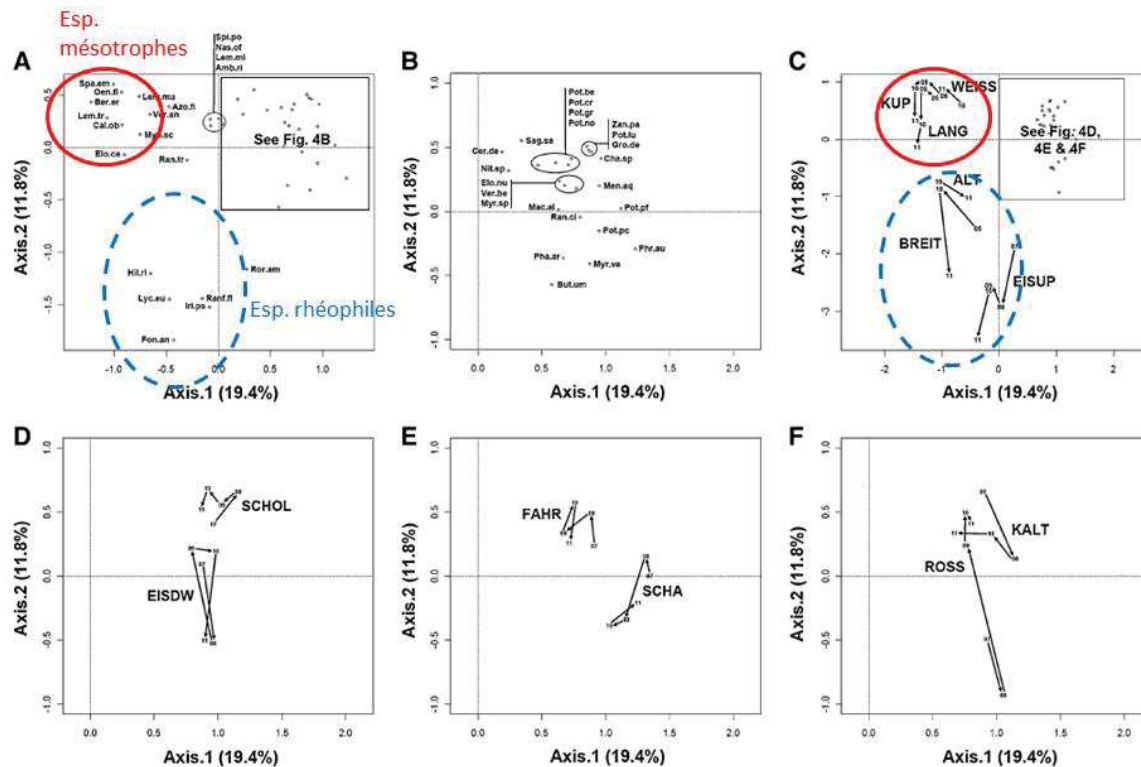


Figure 17 : Trajectoire temporelle des communautés de macrophytes recolonisant les chenaux reconnectés (axes F1 x F2 de l'analyse des correspondances). A et B : Cartes des espèces, C à F : Cartes des sites figurant les trajectoires de 2007 à 2011 (Meyer et al. 2013). Sites de référence = SCHA, SCHOL et LANG.

D'autre part, le modèle traditionnel des filtres environnementaux (Figure 14) présente une conception plutôt fixe des filtres environnementaux : implicitement, ce sont les mêmes traits d'histoire de vie qui sont sélectionnés tout au long de la phase d'établissement de la communauté, ceux-ci pouvant par la suite varier au gré de la dynamique de l'écosystème (par exemple dans le cadre des phénomènes de succession, perturbation, altération, etc.). Or les facteurs abiotiques peuvent fortement varier sur une échelle de temps beaucoup plus courte. Les **variations saisonnières** de ces facteurs peuvent atteindre une amplitude telle que les traits d'histoire de vie sélectionnés par le filtre abiotique vont être totalement différents. Par exemple dans les chenaux reconnectés au Rhin, nous avons démontré que la teneur en nutriments (P et surtout N) des sédiments varie fortement au cours des saisons (Figure 18, Meyer, Combroux, et Trémolières 2013).

Ces mêmes variations interviennent en milieu lentique. Le niveau d'eau d'un milieu lentique de la plaine alluviale du Rhin peut subir de très fortes variations saisonnières (Figure 19) modifiant considérablement les conditions de germination, repousse ou croissance des macrophytes (présence et hauteur d'eau, anoxie, lumière incidente, température, etc.).

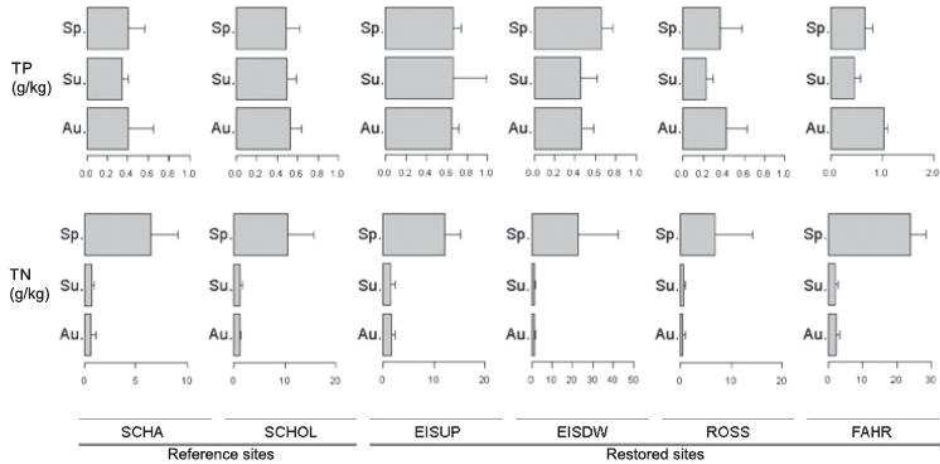


Figure 18 : Variations saisonnières de la teneur en nutriment des sédiments dans 6 chenaux connectés au Rhin. (TP = Phosphore total, TN = Azote total, Moyenne \pm SEM, n = 6. Sp. = printemps; Su. = Été; Au. = Automne - (Meyer, Combroux, et Trémolières 2013).

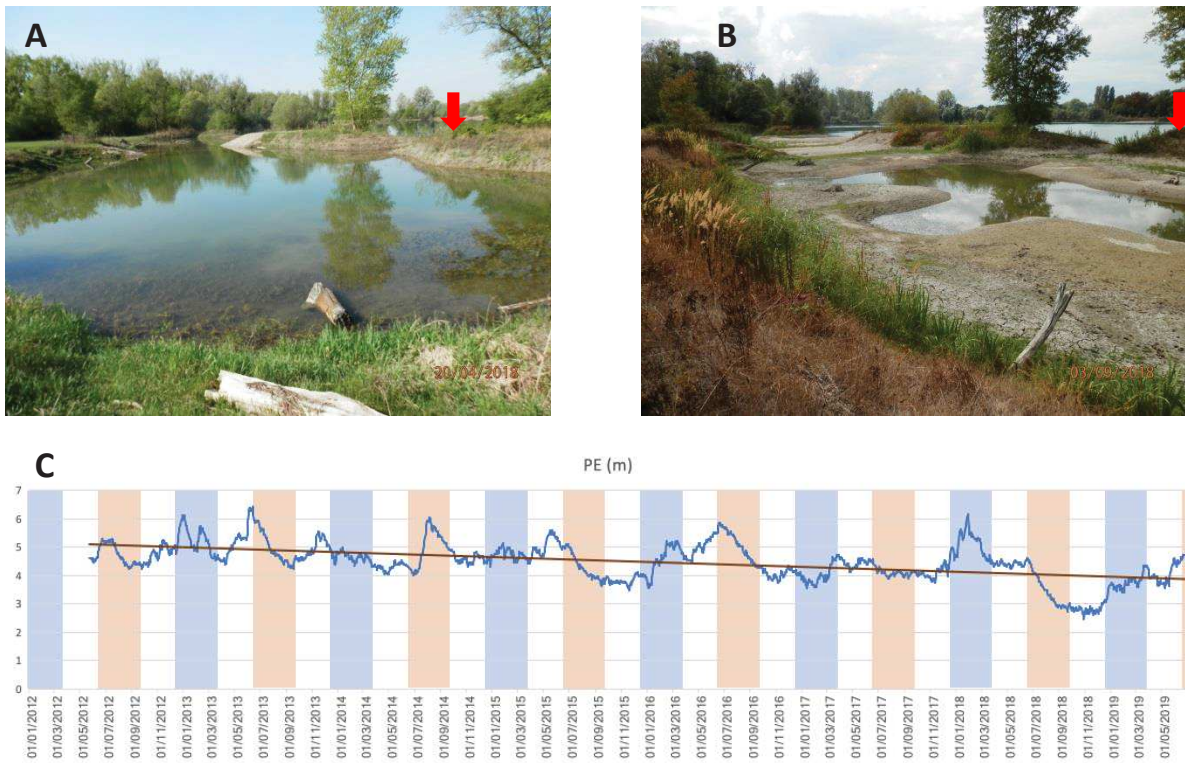


Figure 19 : Variations du niveau de l'eau au niveau des lagunes restaurées du Woerr : A : Photo du 20/04/2018, B : Photo du 03/09/2018. C : Evolution entre 2012 et 2019 du niveau de l'eau mesurée au piézomètre de la gravière du Woerr à Lauterbourg (graphique : M. François, la localisation du piézomètre est indiqué par une flèche rouge sur les photos).

Il semble donc important de rajouter au modèle des filtres hiérarchiques environnementaux une dimension temporelle permettant l'intégration des variations phénologiques qu'elles soient d'origine climatique ou liées au régime hydrologique (Arias et al. 2018).

Filtre biotique

En milieu aquatique, comme en milieu terrestre, les interactions biotiques (compétition, allélopathie, herbivorie, etc.) sont un moteur de sélection important des espèces établies. Cependant nous avons pu montrer que ces pressions et donc l'action du filtre biotique peuvent **varier au cours des saisons**.

Le Potamogeton luisant, *Potamogeton lucens* L., est une espèce fréquente dans les écosystèmes aquatiques rhénans lotiques de vitesse faible à modérée et lentiques. Nous avons montré par des mesures *in-situ* comme par des tests en mésocosmes que cette espèce présente de fortes interactions négatives (compétition physique et production de molécules allélopathiques) sur les autres espèces aquatiques et surtout sur l'enracinement et la croissance de l'invasive *Elodea nuttallii* (Figure 20)

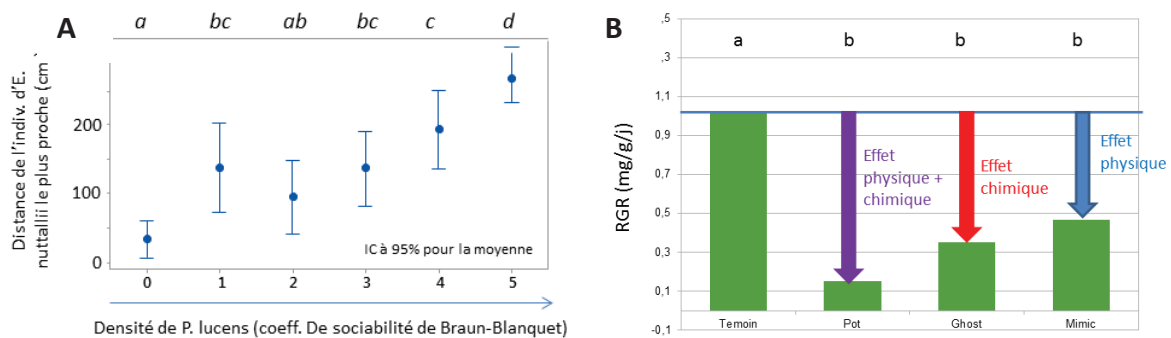


Figure 20 : Effet de *Potamogeton lucens* sur *Elodea nuttallii*. A : Mesure *in situ* de la distance de l'individu d'*E. nuttallii* le plus proche de patches de *P. lucens* de densité différentes (0-5 = coefficient de sociabilité de Braun-Blanquet). B : Diminution de la Relative Growth Rate (RGR) de brins d'*E. nuttallii* en mésocosmes en présence de *P. lucens* (Pot), de son empreinte chimique (Ghost = aquariums où *P. lucens* a été retiré avant l'introduction d'*E. nuttallii*), ou de faux *P. lucens* (Mimic : constructions en verre et polyamide 6.6 mimant l'effet physique de *P. lucens*). Pour chaque graphe, les moyennes ne partageant aucune lettre sont significativement différentes (test deux à deux de Fischer, IC à 95 %).

Cependant cet effet négatif de *P. lucens* sur la croissance d'*E. nuttallii* varie au cours des saisons. L'effet de compétition physique dépend de la croissance des individus de *P. lucens* et ceux-ci n'atteignent leur taille maximale que vers la fin du printemps (courant juin en général). De même, la production des molécules provoquant un effet allélopathique négatif (molécules non identifiées à ce jour) varient considérablement au cours de l'année pour être maximale également à partir de juin (Figure 21). *Elodea nuttallii* étant une espèce invasive, ces propriétés et la connaissance de leurs variations saisonnières sont de précieux atouts dans l'élaboration de méthodes de lutte contre cette invasive (cf. 2).

Dans le cas des interactions entre *P. lucens* et *E. nuttallii*, elles sont donc nulles en début du printemps et augmentent ensuite au cours de l'été. Il convient donc d'intégrer la possibilité de variations phénologiques du filtre biotique dans le modèle unifié.

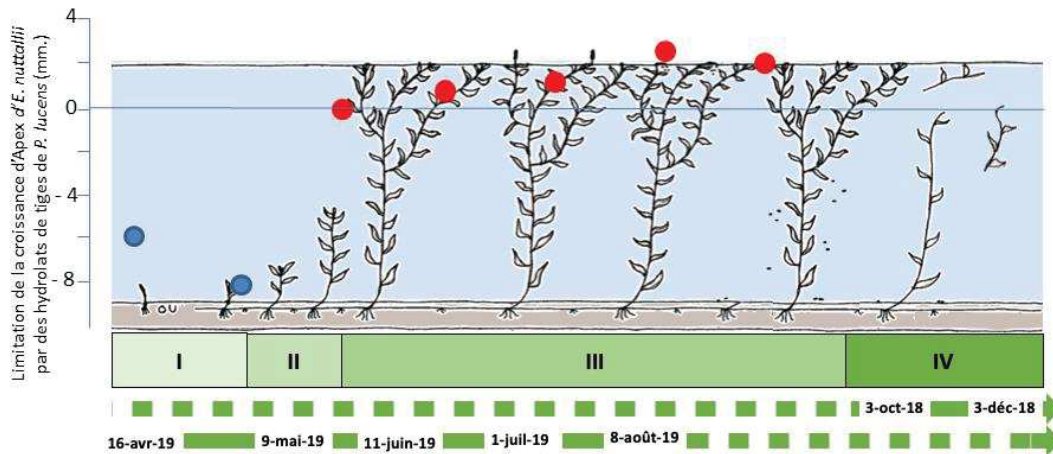


Figure 21 : Variations phénologiques de *Potamogeton lucens* et de sa production de molécules allélopathiques limitant la croissance de *Elodea nuttallii*. L'action allélopathique est estimée en calculant la limitation de croissance (par rapport à des témoins) d'apex d'*E. nuttallii* en microcosmes dans des hydrolats de tiges de *P. lucens*. Les ronds bleus marquent une stimulation de la croissance des apex (libération de nutriments ?), les ronds rouges, une diminution de cette croissance : effet allélopathique négatif (les données sont issues des stages de M2 de N. Hernandez Pazmiño, et M. François et de M1 de M. Hess & C. Colin).

Enfin, **l'échelle spatiale** d'appréhension du filtre biotique doit, elle-aussi être réexaminée. Si le modèle classique des filtres hiérarchiques insiste sur l'importance des interactions s'établissant au sein de l'écosystème, l'exploration du fonctionnement des systèmes alluviaux a montré que les interactions à l'échelle du paysage peuvent fortement réguler le développement des espèces aquatiques. Nous avons démontré que des feuilles déhiscentes provenant de plantes de la ripisylve (*Rubus fruticosus*, la ronce) et entraînées dans le cours d'eau (après décomposition sur la berge ou non) ont une action allélopathique négative sur la croissance d'hydrophytes, permettant la régulation des communautés aquatiques. A l'inverse, lorsque la ripisylve est « envahie » par *Reynoutria japonica*, les feuilles de celle-ci se retrouvant dans le cours d'eau peuvent stimuler la croissance de ces hydrophytes, modifiant totalement, depuis la berge, le fonctionnement de la communauté végétale du cours d'eau (Figure 22).

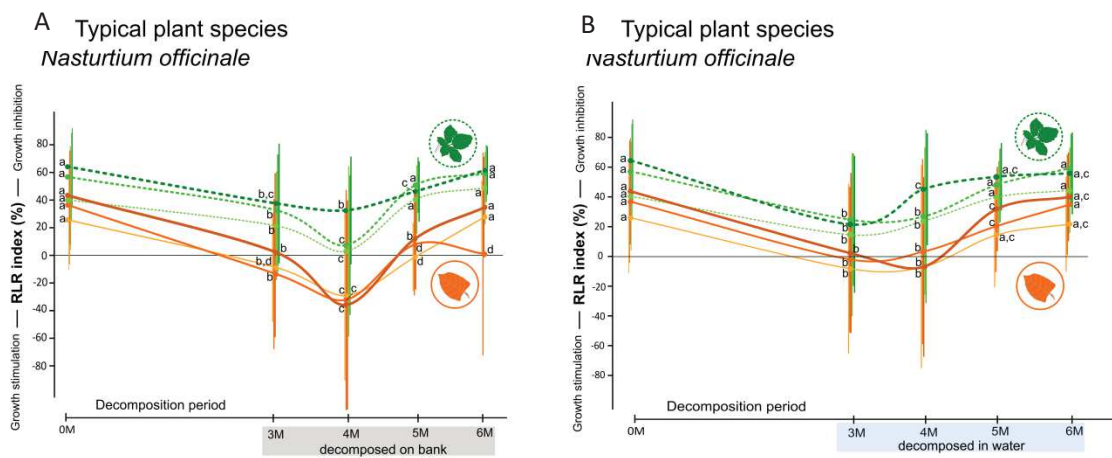


Figure 22 : Réponses d'une hydrophyte modèle (*Nasturtium*) aux extraits de litières de *R. japonica* (traits continus en orange) et de *R. fruticosus* (traits pointillés en vert). RLR = root length reduction, mesure l'effet allélopathique sur 6 mois de décomposition des litières sur la berge (A) ou dans l'eau (B). Doses testées : 50 mg, 100 mg et 150 mg -Staentzel et al. 2020)

Rétroaction des éléments biotiques sur le filtre abiotique

Les actions de la communauté en place sur le filtre biotique sont particulièrement importantes en milieu aquatique. Les peuplements peuvent fortement modifier les conditions abiotiques dans ce milieu. Les végétaux permettent d'augmenter l'oxygénation de l'eau (un effet qui pourra être utilisé en génie végétal). Des organismes ingénieurs réarrangent la granulométrie sédimentaire (Statzner 2012). Les patches de végétation diminuent la vitesse du courant, initient des dépôts de sédiment (Sand-Jensen et Mebus 1996), prélèvent et stockent temporairement des nutriments (Riis et al. 2019). Ils peuvent donc également provoquer un dépôt des diaspores en dérive. En augmentant la capacité de rétention des diaspores de l'écosystème, les **éléments biotiques peuvent donc également agir sur le filtre paysager**.

Dans une étude en milieu lotique nous avons montré que la complexité morphologique des macrophytes aquatiques (un paramètre estimant la présence ou non de morphologie foliaire très découpées comme des contours à dimensions fractales) influence directement les traits d'histoire de vie sélectionnés chez les macroinvertébrés. Une grande dimension fractale favorise les espèces rampantes, limnophiles et broyeuses (Figure 23).

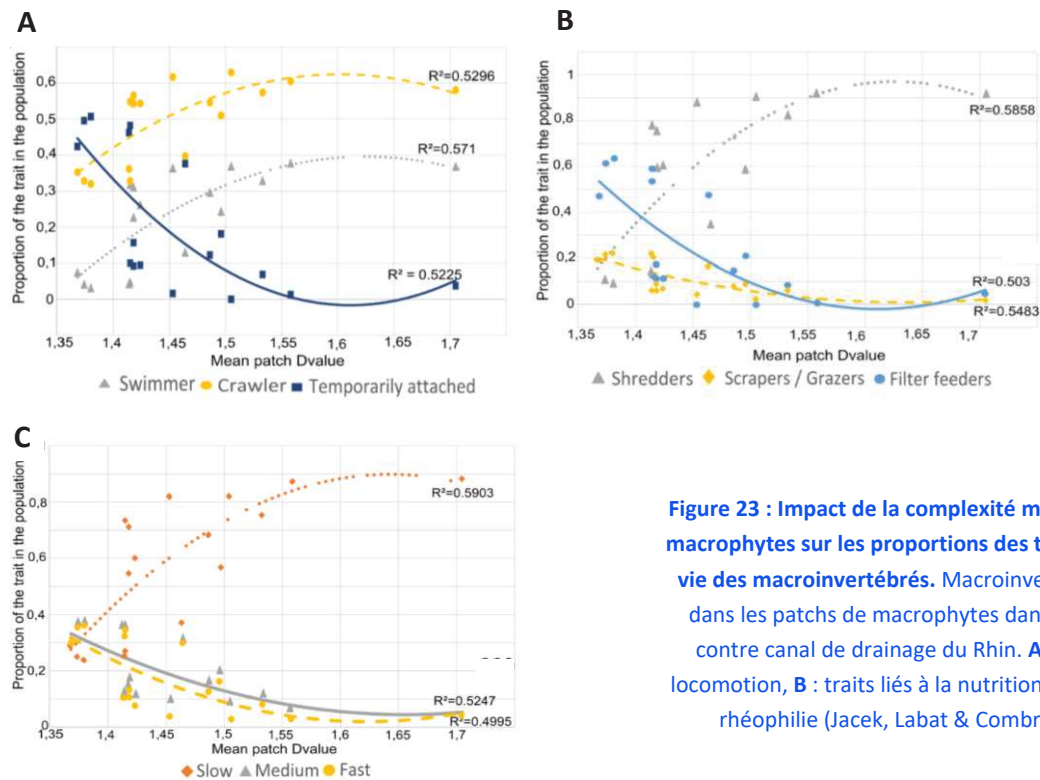


Figure 23 : Impact de la complexité morphologique des macrophytes sur les proportions des traits d'histoire de vie des macroinvertébrés. Macroinvertébrés présents dans les patches de macrophytes dans un tronçon du contre canal de drainage du Rhin. **A** : traits liés à la locomotion, **B** : traits liés à la nutrition, **C** : traits liés à la rhéophilie (Jacek, Labat & Combroux in prep).

Ces interactions étant dues aux communautés biotiques, elles sont également soumises aux **variations phénologiques de ces communautés** et à leur dynamique temporelle (Riis et al. 2019) ont montré que les variations saisonnières de nutriments dans la colonne d'eau d'une rivière sont principalement dues aux variations phénologiques des communautés de macrophytes.

A nouveau, il semble opportun de rajouter une **dimension paysagère** à ces interactions. Dans un cours d'eau, des diaspores peuvent être apportées de l'amont (Figure 15), des éléments ligneux ou des feuilles

peuvent être produits par la ripisylve (Figure 16, Figure 22). Les communautés de la ripisylve ont donc une **action sur leur paysage**.

2.3. Nécessité de revisiter le modèle des filtres hiérarchiques environnementaux

L'analyse des filtres hiérarchiques environnementaux en milieu aquatique (cf. II.2.2.) montre que le modèle initial (Figure 14) doit être complété afin de prendre en compte les variations temporelles et les interactions démontrées ci-dessus. Un modèle modifié des filtres hiérarchiques environnementaux est donc proposé avec les compléments suivants (cf. numéros sur la Figure 24) :

- ① : modification de l'échelle d'action des filtres. L'échelle paysagère intervenant également pour partie sur le contrôle des filtres abiotiques et biotiques, l'échelle de l'écosystème pouvant aussi agir sur le filtre paysager notamment :
 - ② par sa capacité de rétention des diaspores. Cette capacité peut être augmentée par l'apport de matériaux depuis le paysage.
 - ③ Rajout du compartiment de la banque de diaspores, stockée dans le sédiment et pouvant constituer une dispersion dans le temps.
 - ④ : action de l'échelle paysagère sur le filtre abiotique
 - ⑤ : action de la communauté établie sur le filtre paysager.
 - ⑥ : Intégration des **variations temporelles continues** (saisons, dynamique de l'écosystème) des filtres et des interactions. S'il est admis que la perméabilité des filtres environnementaux varie au cours de la dynamique de l'écosystème, cette variabilité est en général analysée comme une suite séquentielle de différentes combinaisons de filtres (phase de colonisation, phase d'établissement...). Nous avons cependant montré que les variations sont continues, chaque filtre présentant des moteurs de variations propre. Lors de la dynamique naturelle des écosystèmes, des perturbations peuvent par exemple « ouvrir ou fermer » des mailles de certains filtres. Sur les lagunes du Woerr (Figure 19) le filtre abiotique sélectionne chaque année différents traits depuis la banque suivant les conditions hydrologiques du printemps : des niveaux d'eau très faibles sélectionnent les espèces présentant des rhizomes et pouvant développer des formes terrestres (par exemple : *Myriophyllum spicatum*, *Hippuris vulgaris* et *Potamogeton nodosus*). Des niveaux d'eau plus haut favorisent les espèces pouvant passer l'hiver sous forme prostrée et pouvant immédiatement pousser (*P. lucens*, *E. nuttallii* et *M. spicatum*) tel que démontré dans le rapport de M2 de Marie François (2019).
- Enfin, ⑦ : il convient de prévoir également dans le modèle que la communauté établie peut agir sur le déroulement de la dynamique de l'écosystème : accélérer la succession par des mécanismes de facilitation, modifier le régime des perturbations. D'Antonio et Vitousek (1992) ont démontré que l'introduction de graminées invasives a modifié le régime des perturbations par incendies dans de nombreuses forêts méditerranéennes), voire même modifier la trajectoire de l'écosystème ce qui peut être utilisé en écologie de la restauration (cf. III.).

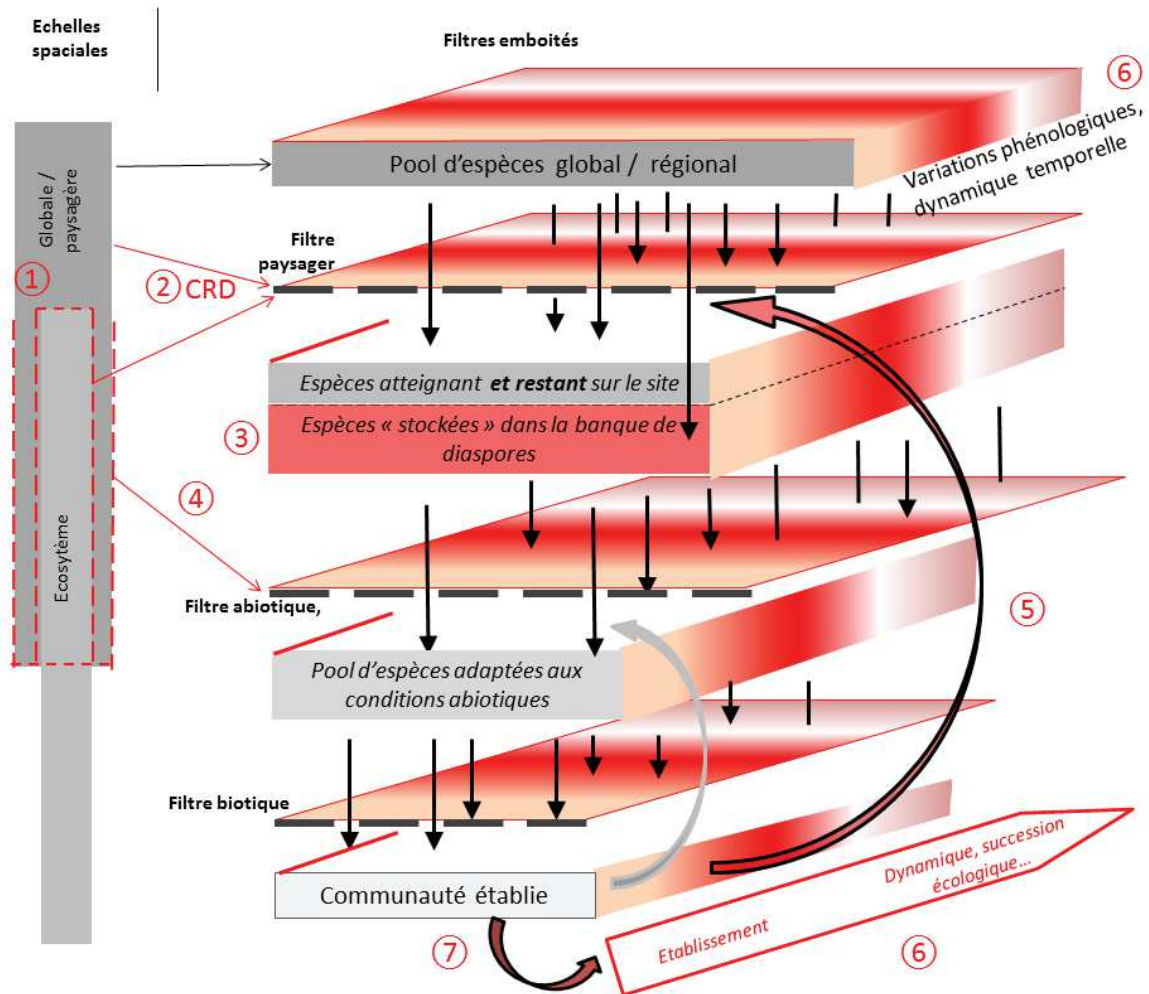


Figure 24 : Proposition de modifications du modèle des filtres hiérarchiques environnementaux. Les ajouts sont mentionnés en rouge. CDR = capacité de rétention des diaspores. Voir texte pour signification des chiffres.

RECHERCHES EFFECTUEES ET TRAVAUX ENCADRES SUR CETTE THEMATIQUE :

(A) : Article publié ou en préparation, (O) : communication orale à un congrès, (P) : Poster à un congrès, (R) : Rapport d'étudiant

- Baumgartner, M. (2011) Evaluation de la dispersion des diaspores en rivière. Rapport de M1 ISIE. Université de Strasbourg. (R)
- Combroux I. (2019) Aquatic plant phenology as a key factor for restoration and management of aquatic biodiversity. Aquatic Biodiversity International Conference. Septembre 2019. Sibiu (O)
- Combroux & Bornette (in prep). Connectivity and water dispersal : effects on the propagule bank and above-ground vegetation in cut-off channels. (A).
- Combroux, I., Hernandez, N., Hess M., Colin, C., Massing, C. & Le Ber, F. (in prep) Field and laboratory evidence of *Potamogeton lucens* negative allelopathy against the invasive *Elodea nuttallii*. (A)
- Combroux, I., Staentzel, C. & Perrier, A. (2015) Allelopathy and Phenology as restoration tools in the Upper Rhin floodplain restoration projects. Oral presentation, 14th International Symposium on Aquatic Plants, EWRS, 14-18 Sept. 2015 Edimbourg, Scotland. (O)
- Combroux, I. & Staentzel, C. (2016) Thinking "allelopathy" and "phenology" to enhance ecological restoration success: the case of Upper Rhin floodplain projects. Sfécologie 2016. Marseille 24-27 Oct 2016. (O)
- Combroux I, Staentzel, C. & Thai Thi H. O. (2018) Merging studies in allelopathy, phenology and community transfer to enhance community biotic resistance: plant engineering as a control method of invasive plants. Sfécologie 2018, Rennes 22-25 Oct 2018. (O)
- François M. (2019). Effets de la phénologie et des espèces invasives sur la dynamique des peuplements végétaux des écosystèmes restaurés. Rapport de M2 PENGE. Université de Strasbourg (R)
- Hernandez Pazmiño N. (2014) Mise en évidence des capacités allélopathiques de *Potamogeton lucens* – Application en écologie de la restauration. Rapport M2 Erasmus, Université de Madrid. (R)
- Hess, M. & Colin C. (2014) Demonstration of *Potamogeton lucens* allelopathic effects in a context of biological control of *Elodea nuttallii*. Rapport de M1 PE. Université de Strasbourg. (R)
- Hess, M., Colin, C. Perrier, A., & Combroux, I. (2015). Demonstration of *Potamogeton lucens* allelopathic effects in a context of biological control of *Elodea nuttallii*. REVER6 – 6èmes journées atelier – Rever et Dynamiser, Strasbourg 3 – 4 mars 2015. (P)
- Jacek, G., Labat, F. & Combroux, I. (in prep) Impact of plant patch formation on macrophyte morphological complexity and associated macroinvertebrates community: a new insight in river restoration. (A)
- Massin C. Mise en évidence d'interactions biotiques entre les deux hydrophytes *Potamogeton lucens* et *Elodea nuttallii* sur le site restauré de la Gravière du Woerr (Lauterbourg). Une approche fondée sur les graphes de voisinage. Rapport de M2 Géographie Environnementale. Université de Strasbourg. (R)
- Meyer, A. (2012). Processus et dynamique de la recolonisation et de la biodiversité dans les bras du Rhin et autres cours d'eau restaurés de la Plaine d'Alsace après reconnexion. Thèse Université de Strasbourg. 218p. (R)
- Meyer A., Combroux I. & Trémolières M. (2013) Dynamics of nutrient contents (phosphorus, nitrogen) in water, sediment and plants after restoration of connectivity in Rhine side-channels. *Restoration Ecology* 21 232-241. (A)
- Meyer A., Combroux I., Schmitt L. & Trémolières M. (2013). Vegetation dynamics in side-channels reconnected to the Rhine River: what are the main factors controlling communities trajectories after restoration? *Hydrobiologia* 714 (1) 35-47 (A)
- Staentzel, C. (2012) Restauration de communautés végétales aquatiques en milieu alluvial rhénan post-industriel. Rapport de M2 PE Université de Strasbourg (R)
- Staentzel C., Rouified, S., Beisel, J.-N. Hardion, L., Poulin, N., Combroux I., (accepted). Ecological implications in the replacement of native plant species within riparian systems: unexpected effects of *Reynoutria japonica* Houtt. leaf litters. *Biological Invasions* (A)
- Stutz, C. & Laly, A. (2013) Etudes préliminaires sur le Potentiel allélopathique de *P. lucens*. Rapport de M1 PE. Université de Strasbourg. (R)
- Thai, T.H.O (2016) Identification des molécules allelopathiques de *Potamogeton lucens*. Rapport de M1 PE. Université de Strasbourg. (R)

3. ESPECES INVASIVES

Le rapport de la Plateforme Intergouvernementale sur la Biodiversité et les Services Écosystémiques (IPBES) publié le 6 mai 2019 estime qu'environ 1 million d'espèces animales et végétales sont aujourd'hui menacées d'extinction. Les facteurs responsables sont, par ordre décroissant : (1) les changements d'usage des terres et de la mer ; (2) l'exploitation directe de certains organismes ; (3) le changement climatique ; (4) la pollution et (5) **les espèces exotiques envahissantes**. Ces espèces invasives ont donc pris au cours des dernières décennies une importance dramatique dans le fonctionnement des écosystèmes.

3.1. Notion d'espèce invasive et concepts associés

La notion d'espèce invasive, même si elle n'est que très récemment médiatisée, a percolé dans plusieurs champs scientifiques bien au-delà de la seule biologie. Elle peut parfois adopter des significations différentes mais complémentaires.

Notion Biologique

En biologie, les définitions d'une espèce exotique envahissante (EEE) ou invasive sont nombreuses et ont fait l'objet de différentes synthèses bibliographiques (Davis 2006; Lockwood, Hoopes, et Marchetti 2007). Deux grands types de définitions peuvent cependant émerger : (i) une EEE est une espèce introduite et naturalisée, dont l'aire s'étend plus ou moins rapidement (Richardson et al. 2000) ou (ii) une EEE est une espèce exotique qui impacte négativement la biodiversité autochtone et/ou les ressources ou services écosystémiques fournis par cette biodiversité (Mack et al. 2000; Tollington et al. 2015).

Il est à noter que ces définitions font référence à des espèces alors que comme le notent Sarat et al. (2015), on devrait en réalité parler de populations exotiques envahissantes car les critères utilisés pour les classer (quelle que soit la définition suivie) ne s'appliquent qu'à des populations bien précises (ensembles d'individus en interaction localisés dans leur nouvelle aire de répartition). Les populations initiales, située dans l'aire de répartition naturelle ne sont ni exotiques, ni, en général, envahissantes. D'autre part, certaines « invasives » sont en réalité des sous-espèces, invasive « cryptique » d'une espèce commune. C'est le cas chez *Phragmites australis* ou la sous-espèce européenne *P. australis* subsp. *australis* est invasive sur le continent américain au détriment de la souche locale *P. australis* subsp. *americanus* (Kettenring et Mock 2012; Hazelton et al. 2014).

Notion Juridique et Légale

Au niveau européen, Le Règlement (UE) N°1143/2014 du parlement européen et du Conseil du 22 octobre 2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes définit une «**espèce exotique envahissante**» (EEE), comme une espèce exotique dont l'introduction ou la propagation s'est révélée constituer une menace pour la biodiversité et les services

écosystémiques associés, ou avoir des effets néfastes sur la biodiversité et lesdits services. Une « espèce exotique envahissante préoccupante pour l'Union », est alors une espèce exotique envahissante dont les effets néfastes ont été jugés de nature à exiger une action concertée au niveau de l'Union en vertu de ce règlement. On retrouve bien dans la définition juridique les éléments des définitions scientifiques : non-indigénat, extension en dehors de l'aire de répartition naturelle et la survenance d'impacts négatifs.

Il est à noter que la réglementation européenne, considère également le problème des sous-espèces. Le terme « espèce exotique » regroupe tout spécimen vivant d'une espèce, d'une sous-espèce ou d'un taxon de rang inférieur d'animaux, de végétaux, de champignons ou de micro-organismes introduit en dehors de son aire de répartition naturelle, y compris toute partie, gamète, semence, oeuf ou propagule de cette espèce, ainsi que tout hybride ou toute variété ou race susceptible de survivre et, ultérieurement, de se reproduire.

En France, la définition est donnée par l'article L411-5 du Code de l'Environnement (modifié par la loi « Biodiversité » du 8 août 2016 et par la loi créant l'OFB du 24 juillet 2019). Les espèces exotiques envahissantes sont définies comme des « *spécimens d'espèces animales à la fois non indigènes au territoire d'introduction et **non domestiques**, dont la liste est fixée par arrêté conjoint du ministre chargé de la protection de la nature et du ministre chargé de l'agriculture ou, lorsqu'il s'agit d'espèces marines, du ministre chargé des pêches maritimes* » ou des « *spécimens d'espèces végétales à la fois non indigènes au territoire d'introduction et **non cultivées**, dont la liste est fixée par arrêté conjoint du ministre chargé de la protection de la nature et du ministre chargé de l'agriculture ou, lorsqu'il s'agit d'espèces marines, du ministre chargé des pêches maritimes* ». Dans les deux cas la notion des impacts négatifs est renvoyée aux listes établies par le législateur.

On note donc quelques différences dans ces deux législations. Pour la législation européenne, toutes les espèces vivantes peuvent être qualifiées d'EEE alors que pour la législation française seules les plantes et les animaux sont concernés. Les champignons ou les micro-organismes sont donc exclus du champ de la législation française sur les EEE alors qu'ils sont couverts par la législation européenne.

D'autre part, le critère de non domesticité ou de non culture est présent uniquement dans la législation française et est exclu de la législation européenne. Ainsi une espèce végétale exotique ayant été cultivée avant que son potentiel invasif n'ait été détecté (ce qui est souvent le cas) serait concernée par le règlement européen mais ne serait pas concernée par la législation française.



Figure 25 : Culture de *Miscanthus x giganteus* en Alsace en 2019.

Ce cas devrait en effet être envisagé dans le cas des cultures du genre *Miscanthus*. *Miscanthus x giganteus* (Figure 25). Ce taxon est maintenant souvent utilisé sur des parcelles de culture en zone de protection des captages ou de culture cynégétiques et plus récemment en technique d'interception des coulées d'eau boueuse. Il s'agit d'un hybride de *M. sacchariflorus* et *M. sinensis*, deux espèces qui ont également été cultivées mais se sont révélées envahissantes en dehors de leur aire de répartition naturelle asiatique et sont considérées comme invasives aux Etats Unis et en Nouvelle Zélande notamment (Quinn, Allen, et Stewart 2010; Hager et al. 2014). En Europe, L'EPPO (European and Mediterranean Plant Protection Organization) a évalué ces deux espèces en 2015 et les a placées sur sa liste d'alerte. Le projet DAISIE (acronyme de Delivering alien invasive species in Europe) financé par la Commission recense déjà dans son inventaire de suivi des EEE, les deux espèces, et celui-ci peut, le cas échéant, servir d'appui aux décisions prises au niveau national ou européen. Les listes d'EEE préoccupantes pour l'Union Européenne étant régulièrement mises à jour par la Commission, il n'est pas inenvisageable que les deux espèces *M. sacchariflorus* et *M. sinensis* y soit un jour inscrites et en vertu de la portée d'un règlement européen seraient concernées par les interdictions et obligations découlant de ce statut également en France. *M. x giganteus*, leur hybride le serait également en vertu du décret du 21 avril 2017² qui précise que le régime des EEE présentes sur les listes s'applique également à leurs hybrides.

Les EEE dans le grand public

Si les définitions scientifiques et juridiques sont maintenant très précises, leur transfert auprès du grand public est plus aléatoire. Pour le grand public, l'espèce invasive est souvent l'espèce proliférante qui pose un problème à la personne interrogée ou à son activité. Une enquête réalisée auprès d'une trentaine d'agriculteurs exploitant du *Miscanthus x giganteus* en 2014 (Stage M. Mischler en collaboration avec L. Baralle, chambre d'agriculture Alsace) a montré que lorsqu'ils sont interrogés sur la présence d'espèces invasives dans leurs parcelles, ils citent spontanément la présence de « Liserons » ou de « Chardons » qui

² Décret n°2017-595 du 21 avril 2017 relatif au contrôle et à la gestion de l'introduction et de la propagation de certaines espèces animales et végétales, JORF n°0096 du 23 avril 2017, texte n°5

ne sont pas des invasives alors qu'une visite des parcelles fait parfois apparaître la présence d'*Erigeron annuus*, *Balsamine glandulifera*, *Solidago gigantea* ou encore *Robinia pseudoacacia*. Cette dernière étant même plutôt considérée comme une plante « bénéfique » due à son introduction ancienne et ses usages traditionnels (piquets, consommation des fleurs, etc.). De la même manière, une étude réalisée en 2017 (par la promotion du master PENGE) auprès d'une quarantaine de professionnels des jardinerie et pépinières d'Alsace a montré que ceux-ci, même si pour la moitié ils disent savoir ce qu'est une plante invasive, citent également le Liseron (*Convolvulus arvensis*) comme une invasive. Cette même étude a également fait ressortir la méconnaissance de la notion d'espèce invasive par le grand public. Un sondage effectué sur plus de 200 personnes montre qu'elles considèrent également comme invasives des espèces telles que le trèfle, l'ortie ou encore le chardon. La médiatisation et la diffusion au grand public des connaissances sur les espèces invasives semble soit quasi inexistante soit d'une efficacité limitée comme le note Dalla Bernardina (2010).

Etudes et concepts associés aux invasives :

Quelle que soit la définition ou acception utilisée pour définir ces espèces invasives, leur étude occupe depuis quelques décennies un champ important du domaine de l'écologie et a donné lieu à la publication croissante d'un très grand nombre d'articles sur le sujet (Figure 26, Vaz, Kueffer, Kull, Richardson, Schindler, et al. 2017; Enders, Hütt, et Jeschke 2018; Enders, Havemann, et Jeschke 2019).

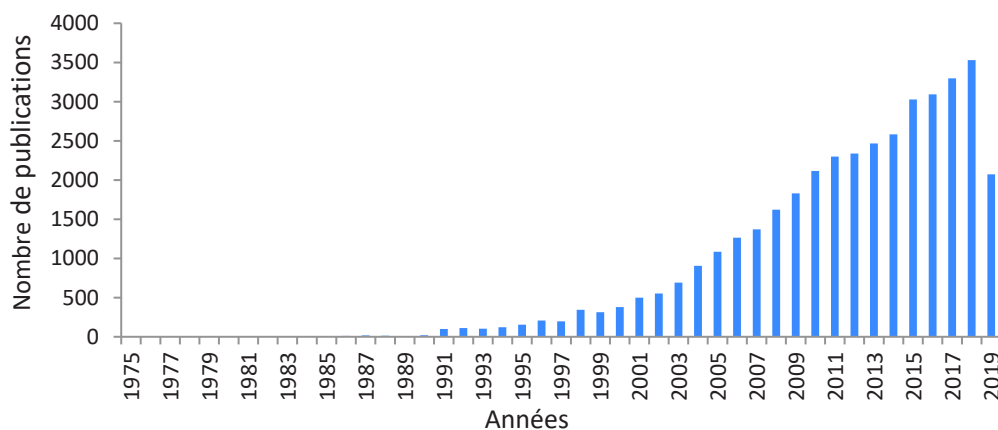


Figure 26 : Nombre de publications par an traitant des invasions biologiques. Les mots-clés utilisés pour la recherche bibliographique sont les mêmes que (Vaz, Kueffer, Kull, Richardson, Schindler, et al. 2017). Recherche effectuée sur "ISI Web of Science" core collection. Le Nombre de publications en 2019 est restreint car la recherche a été réalisée le 14/08/2019.

L'étude des invasions biologiques s'est ainsi dotée d'un corpus conséquent d'hypothèses ou de concepts, certains étant parfois redondants. Enders, Havemann, et Jeschke (2019) en identifient 35 (Tableau 2). Cependant toutes ces hypothèses peuvent être regroupées en grandes 4 catégories (clusters de Enders, Havemann, et Jeschke (2019)) : (i) la propension de ces espèces à produire un plus ou moins **grand nombre de diaspores efficaces** (Propagule cluster) ; (ii) la **présence potentielle « d'ennemis »** de l'invasive dans le nouveau milieu (Enemy cluster) ; (iii) la **résistance** potentielle du nouveau milieu à une invasion (Resistance cluster) et (iv) les potentialités **d'adaptation de l'invasive** aux conditions du milieu

colonisé (Darwin cluster). Il s'agit donc pour toutes ces catégories d'hypothèses de s'intéresser aux caractéristiques intrinsèques des espèces invasives (à leurs traits biologiques et fonctionnels et à leur variations), aux conditions (biotiques et abiotiques) des milieux envahis et aux interactions entre l'espèce invasive et le milieu envahi lors du processus d'invasion.

Tableau 2 : Liste des 35 hypothèses les plus « répandues » en lien avec les invasions biologiques (D'après Enders, Havemann et Jeschke 2019)

Hypothesis		Description	Key reference
ADP	Adaptation	The invasion success of non-native species depends on the adaptation to the conditions in the exotic range before and/or after the introduction. Non-native species that are related to native species are more successful in this adaptation.	Duncan and Williams (2002)
BA	Biotic acceptance aka "the rich get richer"	Ecosystems tend to accommodate the establishment and coexistence of non-native species despite the presence and abundance of native species.	Stohlgren et al. (2006)
BID	Biotic indirect effects	Non-native species benefit from different indirect effects triggered by native species.	Callaway et al. (2004)
BR	Biotic resistance diversity-invasibility hypothesis	An ecosystem with high biodiversity is more resistant against non-native species than an ecosystem with lower biodiversity.	Levine and D'Antonio (1999)
DEM	Dynamic equilibrium model	The establishment of a non-native species depends on natural fluctuations of the ecosystem, which influences the competition of local species.	Huston (1979)
DN	Darwin's naturalization	The invasion success of non-native species is higher in areas that are poor in closely related species than in areas that are rich in closely related species.	Daehler (2001)
DS	Disturbance	The invasion success of non-native species is higher in highly disturbed than in relatively undisturbed ecosystems.	Hobbs and Huenneke (1992)
EE	Enemy of my enemy (local-pathogens hypothesis)	Introduced enemies of a non-native species are less harmful to the non-native as compared to the native species.	Eppinga et al. (2006)
EI	Enemy inversion	Introduced enemies of non-native species are less harmful for them in the exotic than the native range, due to altered biotic and abiotic conditions.	Colautti et al. (2004)
EICA	Evolution of increased competitive ability	After having been released from natural enemies, non-native species will allocate more energy in growth and/or reproduction (this re-allocation is due to genetic changes), which makes them more competitive.	Blossey and Nötzold (1995)
EN	Empty niche	The invasion success of non-native species increases with the availability of empty niches in the exotic range.	MacArthur (1970)
ER	Enemy release	The absence of enemies in the exotic range is a cause of invasion success.	Keane and Crawley (2002)
ERD	Enemy reduction	The partial release of enemies in the exotic range is a cause of invasion success.	Colautti et al. (2004)
EVH	Environmental heterogeneity	The invasion success of non-native species is high if the exotic range has a highly heterogeneous environment.	Melbourne et al. (2007)
GC	Global competition	A large number of different non-native species is more successful than a small number.	Colautti et al. (2006)
HC	Human commensalism	Species that are living in close proximity to humans are more successful in invading new areas than other species.	Jeschke and Strayer (2006)
HF	Habitat filtering	The invasion success of non-native species in the new area is high if they are pre-adapted to this area.	Weiher and Keddy (1995)
IM	Invasional meltdown	The presence of non-native species in an ecosystem facilitates invasion by additional species, increasing their likelihood of survival or ecological impact.	Simberloff and Von Holle (1999)

IRA	Increased resource availability	The invasion success of non-native species increases with the availability of resources.	Sher and Hyatt (1999)
IS	Increased susceptibility	If a non-native species has a lower genetic diversity than the native species, there will be a low probability that the non-native species establishes itself.	Colautti et al. (2004)
ISH	Island susceptibility hypothesis	Non-native species are more likely to become established and have major ecological impacts on islands than on continents.	Jeschke (2008)
IW	Ideal weed	The invasion success of a non-native species depends on its specific traits (e.g. life-history traits).	Rejmánek and Richardson (1996)
LS	Limiting similarity	The invasion success of non-native species is high if they strongly differ from native species, and it is low if they are similar to native species.	MacArthur and Levins (1967)
MM	Missed mutualisms	In their exotic range, non-native species suffer from missing mutualists.	Mitchell et al. (2006)
NAS	New associations	New relationships between non-native and native species can positively or negatively influence the establishment of the non-native species.	Colautti et al. (2006)
NW	Novel weapons	In the exotic range, non-native species can have a competitive advantage against native species because they possess a novel weapon, i.e. a trait that is new to the resident community of native species and therefore affects them negatively.	Callaway and Ridenour (2004)
OW	Opportunity windows	The invasion success of non-native species increases with the availability of empty niches in the exotic range, and the availability of these niches fluctuates spatio-temporally.	Johnstone (1986)
PH	Plasticity hypothesis	Invasive species are more phenotypically plastic than non-invasive or native ones.	Richards et al. (2006)
PP	Propagule pressure	A high propagule pressure (a composite measure consisting of the number of individuals introduced per introduction event and the frequency of introduction events) is a cause of invasion success.	Lockwood et al. (2005)
RER	Resource-enemy release	The non-native species is released from its natural enemies and can spend more energy in its reproduction, and invasion success increases with the availability of resources.	Blumenthal (2006)
RI	Reckless invader aka "boom-bust"	A non-native species that is highly successful shortly after its introduction can get reduced in its population or even extinct over time due to different reasons (such as competition with other introduced species or adaptation by native species).	Simberloff and Gibbons (2004)
SDH	Shifting defence hypothesis	After having been released from natural specialist enemies, non-native species will allocate more energy in cheap (energy-inexpensive) defenses against generalist enemies and less energy in expensive defenses against specialist enemies (this re-allocation is due to genetic changes); the energy gained in this way will be invested in growth and/or reproduction, which makes the non-native species more competitive.	Doorduyn and Vrieling (2011)
SG	Specialist-generalist	Non-native species are more successful in a new region if the local predators are specialists and local mutualists are generalists.	Callaway et al. (2004)
SP	Sampling	A large number of different non-native species is more likely to become invasive than a small number due to interspecific competition. Also, the species identity of the locals is more important than the richness in terms of the invasion of an area.	Crawley et al. (1999)
TEN	Tens rule	Approximately 10% of species successfully take consecutive steps of the invasion process.	Williamson and Brown (1986)

Les divers projets menés au cours de ma carrière peuvent se rattacher à certaines de ces hypothèses et sont détaillés dans les paragraphes suivants.

3.2. Caractéristiques des espèces invasives

Pression de propagules

L'hypothèse de pression de propagules postule que le succès d'une invasion est amplifié par une très grande dispersion de diaspores³, exprimée en nombre de diaspores ou en fréquence. Nous avons vérifié cette hypothèse dans le cas de l'Elodée de Nutall, *Elodea nuttallii*. En Europe et en Asie où cette espèce est invasive (inscrite sur la liste européenne des EEE préoccupantes pour l'Union depuis les ajouts du 13 juillet 2017), elle est présente presque uniquement sous la forme de pieds femelles et se disperse par fragmentation. Il était déjà connu dans la littérature que ces fragments, issus des apex dont les tiges sont très cassantes, sont produits et dispersés plutôt à partir du milieu de l'été (Kunii 1984). Ils peuvent survivre plus de 10 semaines et très facilement produire des racines (Barrat-Segretain, Bornette, et Hering-Vilas-Bôas 1998). Par des expériences en mésocosmes, nous avons pu montrer que des brins d'*E. nuttallii* produisent un nombre croissant de ramifications latérales au cours de la saison de végétation. De plus, la fréquence de ces ramifications augmente lorsque la teneur en phosphates dans l'eau est plus élevée (Figure 27), ce qui augmente encore sa pression de propagules en cas d'eutrophisation des milieux.

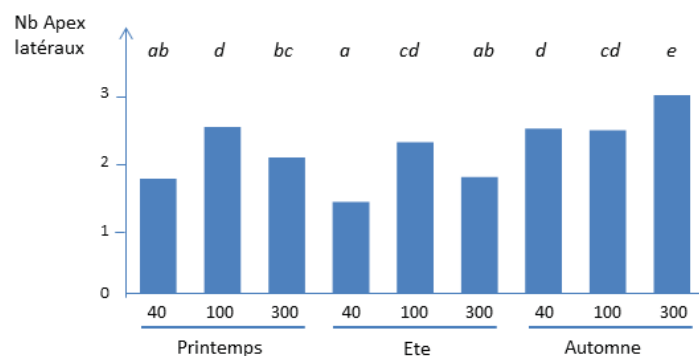


Figure 27 : Nombres moyen d'apex latéraux produits par des brins d'*E. nuttallii* au cours des saisons et en fonction de la concentration en P-PO₄ de l'eau (40, 100 ou 300µg/L). Culture de brins de 10 cm (N=80) en mésocosmes pendant 13 jours. Les moyennes ne partageant aucune lettre sont significativement différentes (test deux à deux de Fischer, IC à 95 %).

En milieu naturel, cette espèce produit un très grand nombre de fragments, nous avons estimé le flux de fragments entrants dans huit bras connectés au Rhin et dans le grand canal d'Alsace et estimer que ce flux peut atteindre 30 fragments/h/m² de section verticale.

³ diaspore : élément permettant la dissémination d'une espèce végétale.

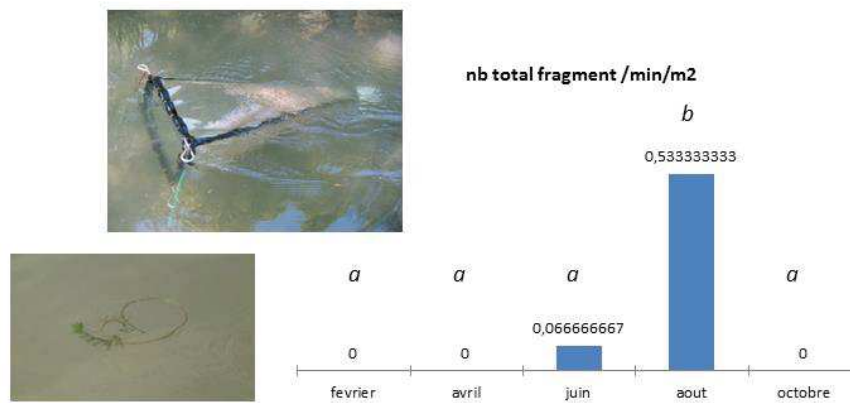


Figure 28 : Nombre moyen de fragments d'*E. nuttallii* en dérive dans le grand canal d'Alsace. Les moyennes ne partageant aucune lettre sont significativement différentes (test deux à deux de Fischer, IC à 95 %).

Les fragments d'*E. nuttallii* peuvent être dispersés sur une grande partie de l'année, mais nous avons mesuré que ceux-ci sont beaucoup plus abondants à partir du milieu de l'été (Figure 28) comme l'estimait (Kunii 1984).

Clusters 'Enemy' et 'Darwin'

Les différentes hypothèses énoncées dans les clusters 'enemy' et 'Darwin' se réfèrent aux larges capacités d'adaptation des espèces invasives et à l'efficacité de leurs traits d'histoire de vie face aux traits présentés par les espèces autochtones des écosystèmes colonisés.

L'Elodée de Nuttall présente une très grande tolérance face à la trophie du milieu. Elle peut, *in situ*, coloniser des milieux oligo-mésotrophes à eutrophes (Greulich et Trémolières 2006). Dans les expériences en mésocosmes, nous avons démontré qu'elle présente une croissance beaucoup plus forte que l'Elodée du Canada (*Elodea canadensis*, aussi exotique mais intégrée aux communautés autochtones et ne présentant plus de comportement invasif). Ses capacités sont en général augmentées par un niveau de trophie élevée (concentration en P-PO4 notamment). La production d'apex latéraux augmente (Figure 27) comme la croissance de la tige principale, des racines ou la croissance relative (Relative growth rate). Ces traits lui permettent de coloniser une large gamme de milieux aquatiques avec un avantage compétitif sur les espèces autochtones dans un contexte d'eutrophisation croissance des zones humides.

Cette espèce est également connue pour sa production de composés phénoliques qui provoquent une inhibition allélopathique de la croissance du phytoplancton (Erhard et Gross 2006; Vanderstukken et al. 2014). Nous avons testé si cette capacité allélopathique produisait aussi un impact sur des spermaphytes. Ces tests, réalisés par la méthode sandwich (Fujii et al. 2003), ont montré que des brins (apex) d'Elodée de Nuttall, récoltés au printemps sur le Woerr, affectent significativement la croissance d'une plante modèle (Figure 29). La capacité allélopathique semble toutefois population-dépendante car des brins d'Elodées de populations alsaciennes différentes récoltées à la même date ont montré des performances allélopathiques plus ou moins marquées. Des tests réalisés en microcosmes ont également montré un effet allélopathique d'extraits éthanoliques d'*E. nuttallii* sur la croissance de macrophytes (*e.g. Lemna minor*). La production et diffusion de molécules allélopathiques dans l'environnement semble donc bien

conférer un avantage compétitif à l'Elodée de Nuttall face à des espèces autochtones pour lesquelles ces molécules sont nouvelles conformément à l'hypothèse de Novel weapon (Callaway et Ridenour 2004).

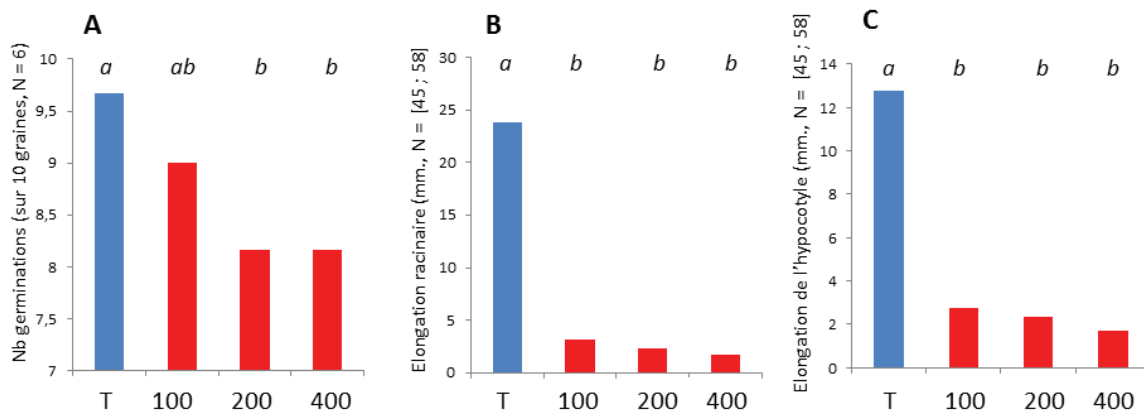


Figure 29 : Action allélopathique de *E. nuttallii* mesurée en tests sandwich (Fujii et al. 2003) sur des graines de *Lactuca sativa* var. *capitata*. A : Nombre de germinations, B : Elongation racinaire, C : Elongation de l'hypocotyle. Echantillons récoltés en mai 2014. T= Témoin, 100, 200 et 400 = doses respectives de 100, 200 et 400 mg d'*E. nuttallii*. Les moyennes ne partageant aucune lettre sont significativement différentes (test deux à deux de Fischer, IC à 95 %).

Nous avons pu montrer dans le cadre de la thèse de C. Staentzel que ces interactions allélopathiques très développées chez les plantes invasives vont bien au-delà de l'interaction négative avec des compétiteurs potentiels. *Reynoutria japonica* est connue pour produire des composés allélopathiques limitant la croissance des autres espèces végétales et de la microflore (Dommanget et al. 2014; Hedë nec et al. 2014). Il a été montré que ces métabolites secondaires ont également une action sur la microfaune du sol (Abgrall et al. 2018) et nous avons prouvé que cette action est également exportée dans les milieux aquatiques lorsque de la litière de *R. japonica* poussant sur les berges, se retrouve entraînée dans le cours d'eau (même quelques mois après la marcescence des feuilles, Figure 22).

Lors du stage de M2 de M. Mischler (2014), nous avons utilisé les mêmes tests (tests sandwich) pour montrer que l'hybride réputé non envahissant *Miscanthus x giganteus* présente une activité allélopathique similaire à celle de ses deux espèces parentales (*M. sinensis* et *M. sacchariflorus*). Cet hybride présente donc également des caractéristiques d'espèce invasive.

Variations phénologiques des traits

Comme montré au paragraphe II.2., les variations phénologiques des traits d'histoire de vie des espèces peuvent agir fortement sur la formation et la dynamique des communautés spécifiques. Aussi, je me suis également intéressée aux variations phénologiques des traits d'histoire de vie des invasives.

Chez *Elodea nuttallii*, nous avons montré que la production de ramifications latérales (qui à terme peuvent chacune produire un fragment de dispersion par nécrose de la tige) augmente au cours de la saison de végétation (Figure 27) comme l'avait prédit (Kunii 1984). Dans des expérimentations en mésocosmes, nous avons également montré que la croissance relative, l'élongation totale des tiges et l'activité photosynthétique d'*E. nuttallii* fluctuent au cours de la saison pour atteindre un maximum en

été. La production de métabolites allélopathiques (ou tout du moins ceux ayant un effet sur la croissance des spermatophytes) fluctue également au cours de l'année. Dans une stratégie de trade-off, *E. nuttallii* semble allouer de l'énergie à la production de ces métabolites lui assurant un avantage compétitif chimique pendant sa phase de croissance verticale. Une fois la surface de l'eau atteinte par la tige principale, la plante occupe la surface et la colonne d'eau par ramifications latérales, profitant d'un avantage compétitif « physique » (compétition pour la lumière) sur les autres espèces. Elle n'alloue alors que très peu d'énergie à la production de ces métabolites secondaires mais investit plutôt dans la production de biomasse (Figure 30). L'étude de ces variations phénologiques peut ainsi permettre de concevoir des méthodes de lutte contre cette invasive (cf. III.2.3.).

Notons enfin que ces variations phénologiques sont espèce-spécifique. Nous avons montré que de telles variations phénologiques dans l'émission de molécules allélopathiques n'existent pas chez les espèces du genre *Miscanthus*.

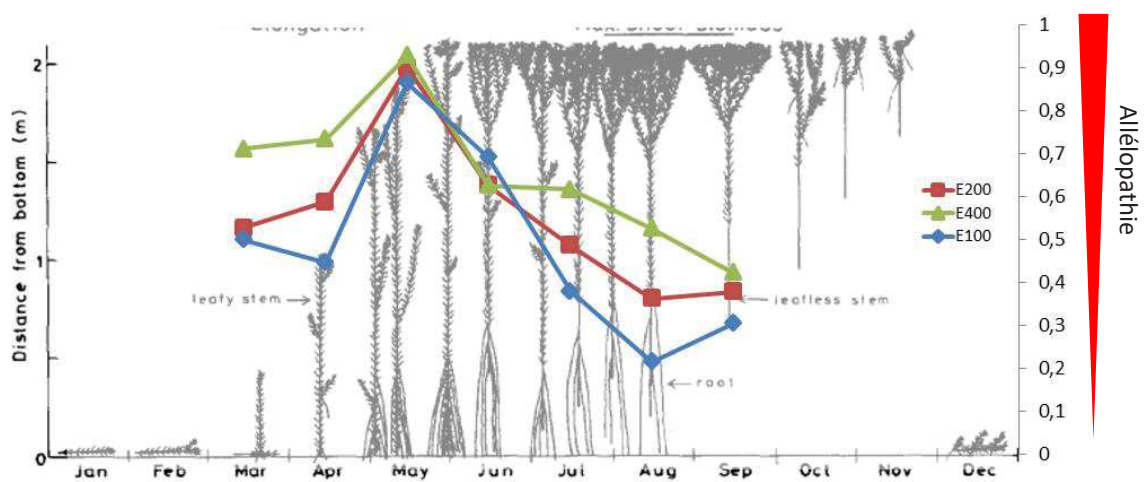


Figure 30 : Variations phénologiques de *Elodea nuttallii* (d'après (Kunii 1984) et de sa production de molécules allélopathiques. L'action allélopathique est estimée en calculant la limitation de croissance racinaire de *Lactuca sativa* (par rapport à des témoins) en test sandwich (N varie entre 53 et 60 en fonction de l'inhibition de germination). E100, E200 et E400 sont les doses de matière sèche d'Elodée utilisées dans le test, respectivement 100, 200 et 400 mg.

3.3. Invasibilité des écosystèmes

Le phénomène invasif dépend des traits de l'espèce invasive mais aussi de la sensibilité du milieu à une invasion biologique. L'écosystème peut être plus sensible à une invasion biologique car il présente des facteurs écologiques correspondant aux exigences de l'espèce invasive, mais également car il possède une faible résistance biotique (Tableau 2).

Caractéristiques abiotiques du milieu

En milieu aquatique, les caractéristiques du sédiment constituent un paramètre fondamental de l'habitat, tant pour les espèces animales que végétales. Nous avons montré dans les études sur différents sites rhénans que l'accumulation de sédiments fins favorise l'installation des invasives. La couche de sédiments

fins déposés sur les marges du Vieux Rhin après les recharges sédimentaires au niveau de Kembs et Istein a favorisé l'installation de l'Elodée de Nuttall.

La présence de sédiments fins sur les berges des milieux aquatiques semble également favoriser l'installation (le creusement de terriers) de l'Ecrevisse Calicot (*Faxonius immunis* - Figure 31), une nouvelle invasive arrivée récemment sur le site du Woerr depuis des habitats allemands qu'elle a envahi dans le début des années 2000 (François, Grac, et Combroux 2019).

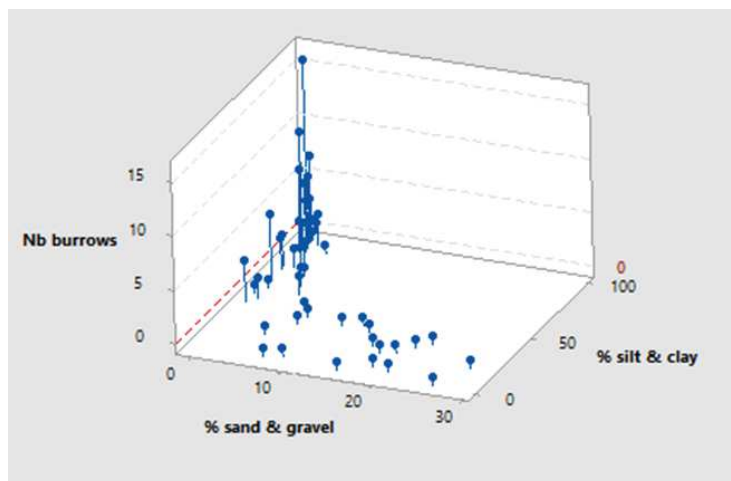


Figure 31 : Distribution des terriers de *Faxonius immunis* sur les mares et lagunes du Woerr (7 sites échantonnés) en fonction de la granulométrie du sédiment. Sand & gravel = sédiments grossiers ; silt & clay = sédiments fins. (issu du poster François et al. 2019)

Résistance biotique : relation stabilité-biodiversité

L'hypothèse reliant la biodiversité d'un écosystème à sa stabilité est débattue depuis plusieurs décennies. Introduite par (Elton 1958) et (MacArthur et Wilson 1967), cette hypothèse stipule que les écosystèmes les plus complexes sont plus stables. L'hypothèse d'Elton était basée sur des observations telles que : *des communautés simples (par exemple composées uniquement d'une proie et de son prédateur) présentent très peu de stabilité ; que les habitats naturels présents sur les petites îles sont plus vulnérables aux invasions que les habitats des continents ; que ces invasions sont très fréquentes dans les écosystèmes simplifiés par l'action humaine ; ou encore que les forêts tropicales denses humides, d'une très grande richesse spécifique sont très stables.* Cette hypothèse a ensuite été décriée dans les années 1970 puis réhabilitée dans les années 1990, notamment par les travaux de Tilman (D. Tilman 2001; David Tilman, Reich, et Knops 2006; David Tilman, Isbell, et Cowles 2014) et l'expérience de Cedar Creek. La relation entre la biodiversité d'un écosystème et son invasibilité apparaît donc comme un corollaire de l'hypothèse d'Elton (Elton 1958) et s'appuie maintenant sur d'autres hypothèses : résistance biotique (BR), niche vacante (EN), 'Island susceptibility hypothesis' (ISH), fenêtre d'opportunité (OW), etc. (Tableau 2).

L'utilisation de relevés anciens sur les rivières de la plaine d'Alsace complétés par des relevés réalisés entre 2006 et 2008 m'a permis de montrer que cette relation entre biodiversité (mesurée par la richesse macrophytique moyenne) et invasibilité de ces rivières (face à l'Elodée de Nuttall) est bien confirmée :

une plus grande diversité spécifique tend à rendre ces rivières moins sensibles à l'invasion par *E. nuttallii* (Combroux, Nobelis, et Trémolières in prep).

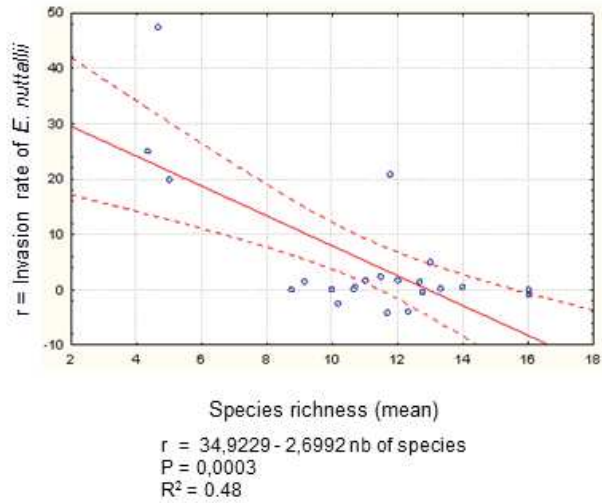


Figure 32 : Corrélation linéaire entre l'invasibilité des rivières ello-rhénales et la richesse spécifique moyenne de la végétation de ces rivières. L'invasibilité est mesurée par le taux de croissance r de l'invasive *E. nuttallii* dans 24 sites suivis sur 4 et 7 dates entre 1988 et 2008 (ce taux de croissance est calculé comme le paramètre r dans la régression linéaire $x_j = b + r t_j$ ou x_j est le pourcentage de recouvrement de *E. nuttallii* à la date t_j et b , l'ordonnée à l'origine.

RECHERCHES EFFECTUEES ET TRAVAUX ENCADRES SUR CETTE THEMATIQUE :

(A) : Article publié ou en préparation, (O) : communication orale à un congrès, (P) : Poster à un congrès, (R) : Rapport d'étudiant

- Caron, E. (2003) Etude de l'influence du phosphore de l'eau sur la croissance de deux espèces d'élodées en conditions contrôlées. Comparaison morphométrique et physiologique de quelques paramètres d'*Elodea canadensis* et d'*Elodea nuttallii*. MST Université de Metz (R)
- Colin, C. Destrieux, E., Duval, M. Fischer, M. Forero S, Jacek G., Miclo, L., Moschard M., Philippe C., Pierron C., Poissenot M., Reutenauer L., Thai T.H.O. & Watteaux A. (2017) Perception et utilisation des plantes invasives en Alsace. Rapport UE Génie Végétal et Ecologique, Master PENGE, Université de Strasbourg (R)
- Combroux, I. (2019). Intégrer du *Miscanthus* dans les ouvrages de génie végétal : bénéfiques ou risques ? Colloque GERIHCO « Les coulées d'eau boueuse en Alsace : Des réponses et des outils à la croisée des disciplines » 6 septembre 2019. (O)
- Combroux, I., Haan-Archipof, G., Laurent, P. & Trémolières, M. (2003) Réponses d'*Elodea nuttallii* et *Elodea canadensis* à différentes concentrations de phosphates. 46^e Congrès annuel de l'Association Française de Limnologie, Metz, 15 - 17 décembre 2003 (O)
- Combroux, I., Haan Archipoff G., Perrier A., Trémolières, M. & Gondet L (in prep) Phenology of the aquatic invasive *Elodea nuttallii* (Planch.) H.St.John in Alsace floodplain: implication for the management of an invasive species. (A)
- Combroux, I., Nobelis, P. & Trémolières, M. (in prep). Biodiversity, Stability and Invasibility : What happen to general concepts in river ecosystems? (A)
- Combroux I, Staentzel, C. & Thai Thi H. O. (2018) Merging studies in allelopathy, phenology and community transfer to enhance community biotic resistance: plant engineering as a control method of invasive plants. Sfecologie 2018, Rennes 22-25 Oct 2018. (O)
- Dang-Ha M. (2018) Appréhension juridique de différents ouvrages de génie végétal instaurés dans le cadre de la lutte contre l'érosion des sols et les coulées d'eaux boueuses. Master DETR (R)
- François M., Grac C. & Combroux, I. (2019) Calico crayfish (*Faxonius immunis*) a new invasive species in France: From biological traits to preventive measures. Aquatic Biodiversity International Conference. Sibiu 25-28 septembre 2019 (P)
- Mischler, M. (2014) Évaluation du risque invasif dans le cadre de l'utilisation d'espèces exotiques comme technique d'interception des coulées boueuses. Rapport de M2 PE Université de Strasbourg (R)
- Perrier, A. (2014) Apports à l'évaluation d'une opération de restauration : approche multicritères. Rapport de M2 PE Université de Strasbourg (R)
- Perrier A., Hardion L., Rozan, A., Staentzel, C. & Combroux I. (accepted). *Miscanthus x giganteus* crop fields hide a genotype of the invasive *M. sacchariflorus*; *Weed Research*. (A)
- Staentzel C. (2018) Dynamique des communautés biologiques dans un contexte de restauration par injection sédimentaire et érosion maîtrisée : cas du Vieux Rhin, France. Thèse Université de Strasbourg. 324p. (R)
- Staentzel C., Rouifed, S., Beisel, J.-N. Hardion, L., Poulin, N., Combroux I., (accepted). Ecological implications in the replacement of native plant species within riparian systems: unexpected effects of *Reynoutria japonica* Houtt. leaf litters. *Biological Invasions* (A)

4. RESILIENCE ET STABILITE

4.1. Résilience, un concept polysémique

Etymologiquement, la résilience présente déjà un caractère polysémique. En latin *resilio*, *resilire* signifie à la fois reculer, se dédire (et a par la suite donné le verbe résilier) et sauter en arrière (Figure 33). Le concept de résilience prend ses racines dans ces significations et s'est développé dans plusieurs disciplines scientifiques. Suivant les disciplines, ce concept adopte des sens différents qui peuvent parfois même sembler contradictoires. Le concept a tout d'abord été introduit au début du XX^{ème} siècle dans le domaine de la physique des matériaux, notamment avec les travaux de Charpy sur la résistance à la rupture d'un matériau (essai de résilience de Charpy⁴). En psychologie, le terme de résilience décrit et qualifie le fonctionnement d'individus ou de groupes qui parviennent à tolérer et dépasser les conséquences destructrices de situations traumatisantes (Reghezza et Rufat 2015). Le concept désigne alors à la fois les propriétés, les ressources des individus permettant ce « rebond » et le processus lui-même de récupération.

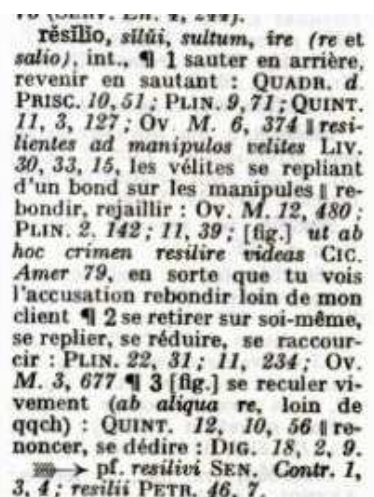


Figure 33 : Article « Resilio » - Dictionnaire Latin – Français (Gaffiot 1996)

En écologie, le concept de résilience prend sa source dans la vision systémique des écosystèmes et l'étude de leur dynamique dans les années 1970/1980. Associée à la notion de perturbation, la résilience exprime alors la capacité d'un écosystème à revenir plus ou moins rapidement à son état antérieur après une perturbation. On parle ici d'un état dynamique c'est à dire l'état dans lequel l'écosystème aurait dû se trouver si la perturbation ne l'avait pas impacté. On fait alors référence à la capacité du système à rester à l'intérieur de son domaine de stabilisation *sensu* Blandin et Lamotte (1984), Figure 34). Le concept n'a dès lors cessé d'évoluer de se transformer, empruntant parfois du sens aux concepts de résistance, persistance, stabilité et adaptabilité (cf. II.4.2.).

⁴ La résilience est alors définie comme « la résistance au choc exprimée en kilogrammètres et rapportée au centimètre carré de section nette de l'éprouvette (barreau métallique testé) [soit] un nombre caractéristique d'une nouvelle propriété du métal » (Révillon 1908).

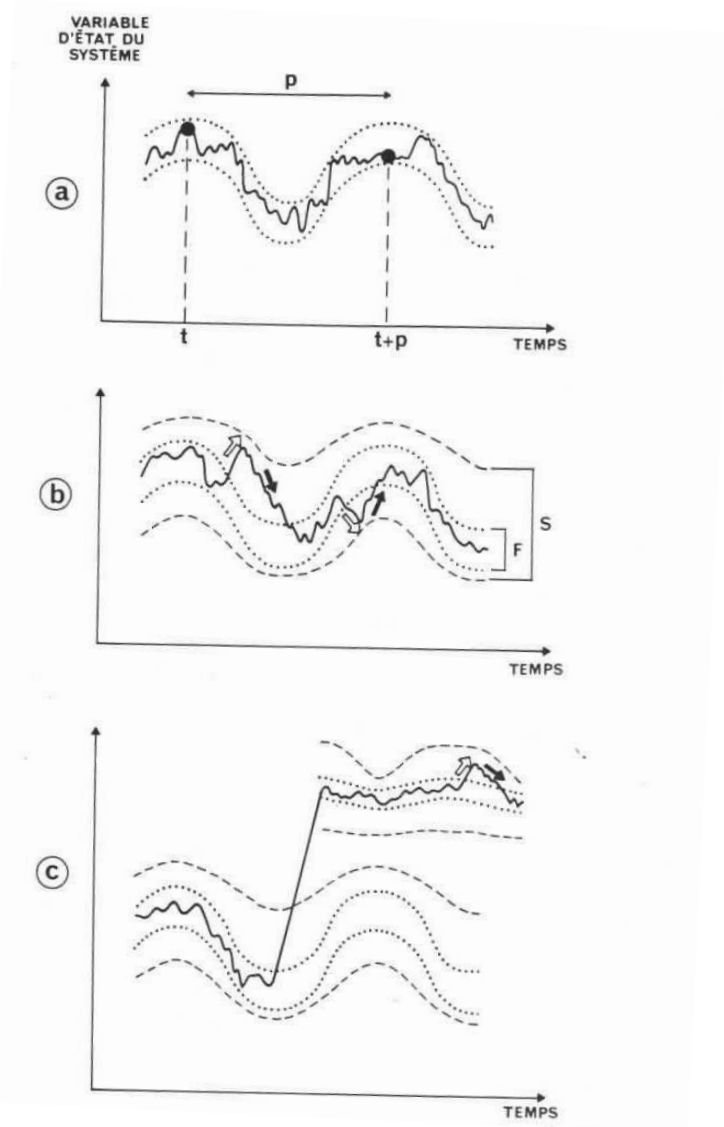


Figure 34 : a) Schéma du domaine de fluctuation d'un écosystème. A deux dates séparées par un intervalle égal à la période p du système, une variable d'état peut présenter des valeurs différentes, mais elles restent comprises dans la gamme de valeurs définie par le domaine de fluctuation. b) Schéma du domaine de stabilisation (S) d'un écosystème. Autour du domaine de fluctuation (F) existe un ensemble d'états que le système peut prendre à la suite de perturbations (flèches blanches), ils forment le domaine de stabilisation : le système possède la propriété de revenir progressivement dans le domaine de fluctuation (flèches noires) à partir de l'un quelconque de ces états ;c) Adaptabilité d'un écosystème. Une transformation structurale et fonctionnelle, accompagnée d'un changement des domaines de fluctuation et de stabilisation permet au système écologique un ajustement à des changements important de son environnement.

La géographie s'empare du concept dans les années 1990 et l'applique notamment dans les cinématiques et leurs applications à la ville vue comme un méta-système. La résilience est alors définie comme la « capacité d'un système à absorber une perturbation et à récupérer ses fonctions à la suite de cette perturbation » (Lhomme et al. 2010). La résilience recouvre donc dans cette vision plus les capacités de réponses que les capacités d'adaptation du système. Lhomme et al. (2010) parlent alors de résilience corrective pour les qualités d'apprentissage et d'adaptation, et de résilience proactive pour qualifier le processus lui-même de reconstruction et de réorganisation.

Au fil du temps et des disciplines, la résilience a donc fait référence soit aux **propriétés** du système étudié, aux améliorations (adaptations) que les composants du système (espèces / populations en écologie) peuvent acquérir pour faire face à des perturbations, soit au **processus** lui-même de reconstruction / réorganisation du système, soit au **résultat** de ce processus de récupération.

Le concept a maintenant percolé dans de nombreuses disciplines qui s'intéressent aux systèmes complexes. Fraccascia, Giannoccaro, et Albino (2018) notent que le concept est maintenant également utilisé et abondamment cité dans les sciences de l'informatique (ces auteurs indiquent des premières citations en 2008) et les sciences économiques (premières citations en 2007).

4.2. La résilience et la stabilité en Ecologie

Dans une étude « populationniste » de 1973, Holling (1973) introduit le terme de résilience en écologie en le définissant, à l'époque, comme « la mesure de la capacité d'un système à absorber les modifications de ces variables et paramètres et à continuer à persister (notamment à maintenir les interactions entre les populations) ». La résilience est alors une propriété de l'écosystème, la capacité de l'écosystème à revenir à l'état antérieur (notion du rebond) étant qualifiée de stabilité. Dans une vision plus « écosystémique », (Pimm 1984) définit la résilience comme le temps pris par le système pour revenir à son état antérieur et lui associe une unité de temps. Cette résilience est ainsi vue comme l'une des composantes de la stabilité, état binaire d'un écosystème à pouvoir revenir (ou pas) à son état antérieur. Même si Blandin et Lamotte (1984) n'emploient pas le terme de résilience, celui-ci transparait nettement dans la notion de domaine de stabilisation et mécanismes mis en jeu dans un écosystème perturbé pour rester à l'intérieur du domaine de stabilisation (Figure 34). Progressivement, les publications en écosystémique enrichissent le concept et formalisent que le retour de l'écosystème à l'état antérieur est assuré par deux types de mécanismes : **la résistance** ou capacité de l'écosystème à montrer une réponse minimale à la perturbation (persistance, rémanence, inertie, 1/A Figure 35) et **la résilience** qui peut être décomposée en rapidité (elasticity), réversibilité (hysteresis) et malléabilité (degré de retour) avec lesquelles les structures et les fonctions de l'écosystème reviennent à leur état antérieur (Westman 1978 ; Webster et al. 1983).

A l'aube des années 2000, la notion de socio-écosystème (cf. II.1.) s'impose progressivement en écologie et la définition de résilience évolue sous l'influence des travaux des sciences sociales. Complétant sa première définition, Holling définit ainsi la résilience comme la capacité adaptative de l'écosystème à se réorganiser et à s'adapter après une perturbation (= à modifier ces propriétés pour augmenter sa stabilité - (Allen et Holling 2010). Le concept de résilience fait depuis l'objet d'études pluridisciplinaires au sein d'une organisation de chercheurs « résilience alliance » et la résilience qualifie dès lors :

La capacité d'un système socio-écologique à absorber ou supporter des stress et perturbations de telle sorte que le système persiste dans le même régime en maintenant ces structures et fonctions. Elle décrit la potentialité du système à s'auto-organiser, apprendre et s'adapter. (Holling 1973, Gunderson & Holling 2002, Walker et al. 2004)

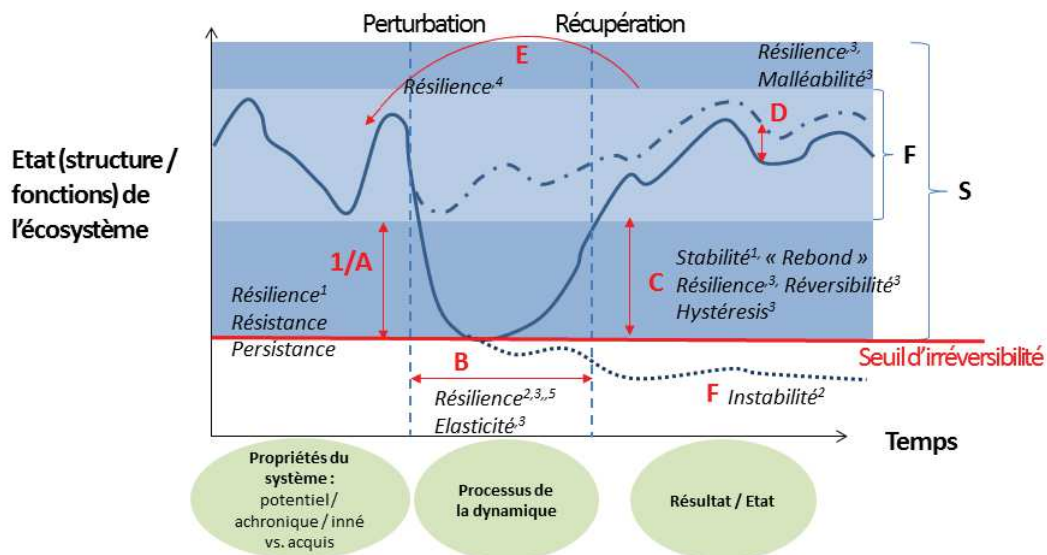


Figure 35 : Représentation théorique des réponses d'un écosystème à une perturbation, positionnement des différentes significations du concept de résilience (adapté de (Lévêque 2006)). Le trait plein figure la trajectoire suivi par l'écosystème avant et après la perturbation. Les petits tirets (.....) figurent la trajectoire prise par l'écosystème si la perturbation conduit l'écosystème au-delà du seuil d'irréversibilité et provoque une situation d'instabilité (bifurcation vers un autre état). Les tirets-points (-.) figurent la trajectoire qu'aurait suivi l'écosystème en l'absence de perturbation. F et S renvoient respectivement aux domaines de fluctuation et de stabilisation sensu Blandin et Lamotte (1984). Les lettres rouges A, B, C, D, E et F renvoient aux différentes composantes de la résilience nommées dans la littérature (cf. Tableau 3)

Tableau 3 : Evolution du concept de résilience. Les lettres A, B, C, D, E et F renvoient aux différentes composantes de la résilience ayant été nommées par différents termes dans la littérature (cf. Figure 35)

Résilience =	1 (Holling 1973)	2 (Pimm 1984)	3 (Westman 1978) ; (Webster et al. 1983)	4 (Allen et Holling 2010)	5 (Peterson, Allen, et Holling 1998; Gunderson 2000)	6 (Lhomme et al. 2010)
Propriété	X			X		X
Processus		X	X		X	X
Résultat	Stabilité	Stabilité				X
1/A	X	Résistance	Inertie			
B		X	X Rapidité, Elasticité		X	X
C	Stabilité		X Réversibilité, Hysteresis			X Résilience proactive
D			X Malléabilité			X
E				X Capacités Adaptatives		X Résilience corrective
F		Instabilité				

L'évolution du concept intègre donc maintenant pleinement la capacité adaptative des systèmes (Gunderson (2000) ; Carpenter et al. (2001)). Cette capacité permet d'envisager la résilience comme une propriété dynamique susceptible d'évoluer au cours du temps (par exemple la perméabilité des filtres

environnementaux - régionaux, biotiques, abiotiques – peut-être modifiée au cours de temps et/ou par la mise en place d'un régime de perturbations cf.II.2.) et rend donc cette notion indissociable des variables temporelles (Lévêque 2006).

Tout au long de cette évolution sémantique, le terme de résilience est intimement associé à la notion de stabilité, notion complexe qui va caractériser l'état et la capacité adaptative de l'écosystème à perdurer et à évoluer à l'intérieur d'une enveloppe définie par Blandin et Lamotte (1984) comme le domaine de stabilisation. Dès que les paramètres de l'écosystème ont dépassé un seuil, le seuil d'irréversibilité, celui-ci évolue vers un nouvel état, on parle alors d'instabilité (Figure 35). La stabilité ainsi définie englobe les notions de résilience, résistance, réversibilité, homéostasie etc. (Lévêque 2006).

Il est à noter que dans le domaine plus appliqué de l'ingénierie écologique (Peterson, Allen, et Holling 1998; Gunderson 2000) la résilience se définit par la vitesse de retour à un état de référence après perturbation (Résilience en ingénierie = élasticité en écologie fondamentale).

4.3. Résilience et stabilité en milieux aquatiques

La plupart de mes recherches entrant dans la thématique de la résilience et de la stabilité des écosystèmes ont été réalisées en milieu aquatique, lotique et lentique. La résilience d'un écosystème implique un retour à un état « antérieur », ou en tout cas fonctionnel, à la fois des caractéristiques abiotiques (Figure 36) et biotiques. Dans les différents projets auxquels j'ai participé, l'étude du compartiment abiotique a souvent été réalisée de manière interdisciplinaire, en collaboration avec des hydro-géomorphologues. C'est par exemple le cas de l'étude des réponses du Vieux Rhin aux opérations de restauration écologique. Je ne présenterai dans cette partie que des éléments relatifs à la résilience du compartiment biotique.

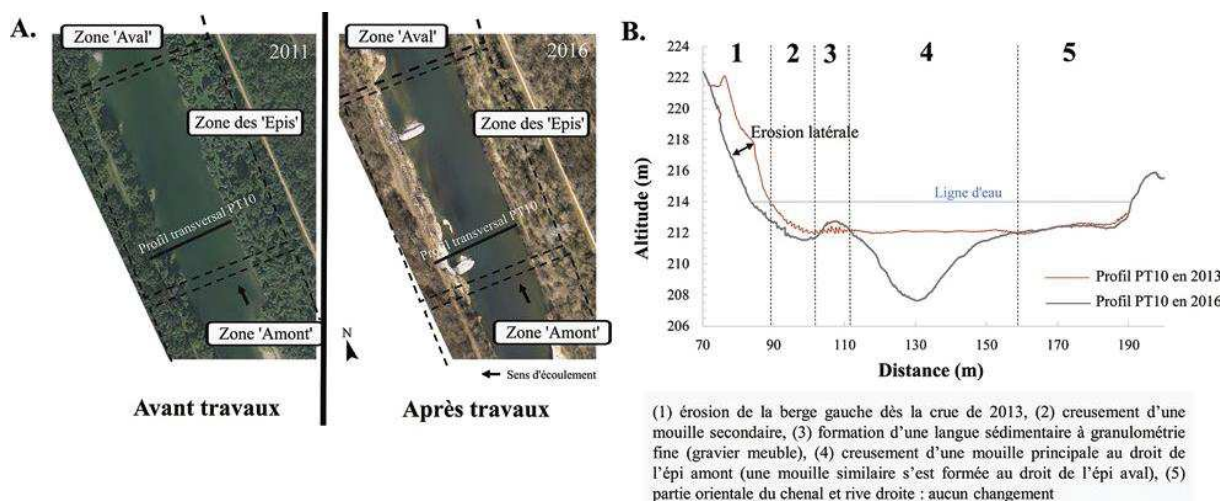


Figure 36 : A. Orthophotographies 2011 et 2016 de la zone des 'Epis' et localisation du profil transversal 10 (PT10, situé à faible distance en aval de l'épi amont) avant et après les travaux d'érosion maîtrisée. B. Evolution topographique/bathymétrique entre 2013 (avant érosion maîtrisée) et 2016 (après érosion maîtrisée) au droit du PT10. La ligne d'eau a été modélisée pour un débit de 52 m³/s (Staentzel, Combroux, et al. 2018)

Relation biodiversité - stabilité

L'hypothèse reliant la biodiversité d'un écosystème à sa stabilité a été énoncée par Elton (1958) et MacArthur et Wilson (1967). Elle stipule que les écosystèmes les plus diversifiés sont plus stables, qu'ils présentent une plus grande résilience face à des perturbations ou dégradations (cf. II. 3.3.). Les travaux de Tilman (Tilman 2001 ; Tilman et al 2006 ; Tilman et al 2014) ont montré que cette hypothèse pouvait se vérifier par des expérimentations aux champs. Nous avons montré qu'elle se vérifie également, hors contexte expérimental, dans des écosystèmes naturels. L'utilisation de relevés anciens réalisés entre 1988 et 2008 sur les rivières de la plaine d'Alsace m'a permis de montrer que cette relation entre biodiversité et stabilité des communautés (estimée par la variation des pourcentages de recouvrement médians après ajustement pour éviter l'effet succession) est bien confirmée. Une plus grande richesse spécifique tend à rendre ces rivières plus stables. La stabilité est cependant assurée par les espèces constituant réellement la communauté et y développant des interactions durables (c'est-à-dire, hors espèces épisodiques présentes une seule année en faible proportion (moins de 5 %) - Figure 37 - Combroux, Nobelis, et Trémolières in prep). Cette relation est intéressante au niveau appliqué pour la gestion et la restauration des écosystèmes (cf. 2)

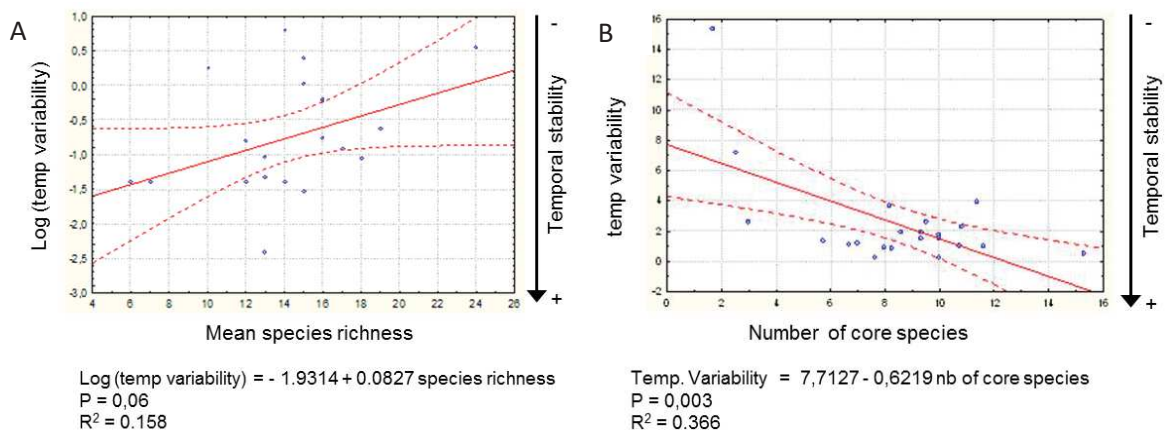


Figure 37 : A: Corrélation linéaire entre la variabilité temporelle des communautés (échelle logarithmique) et la richesse moyenne des espèces, données récoltés sur 20 ans. B: Corrélation linéaire entre la variabilité temporelle des communautés et le nombre d'espèces réellement constitutives (core species).

Caractéristiques des communautés résilientes : rôle de la banque de diaspores et de la connectivité

Les recherches effectuées au cours de ma thèse m'ont permis de démontrer que la résilience des communautés végétales aquatiques dans les bras morts du Rhône et de l'Ain repose sur les capacités des espèces de la communauté à former une banque de diaspores conséquente et/ou à produire des diaspores pouvant être largement dispersées (voire même créées par fragmentation lors d'une perturbation). La stratégie la plus efficace pouvant être sélectionnée par le degré de connectivité (Figure 15) ou par la nature de la perturbation à laquelle la communauté est soumise. Les perturbations par crue décapantes vont avoir tendance à sélectionner des espèces produisant des fragments (ou parfois des graines) pouvant être dispersés pendant une crue ou formant des systèmes rhizomateux très efficace pour ancrer les individus et permettre une certaine résistance de l'écosystème pendant la crue. Les perturbations par assècs, vont avoir tendance à favoriser les espèces produisant des graines pouvant

rester en dormance pendant la perturbation et germer pour reformer une communauté résiliente après l'assec (Figure 38).

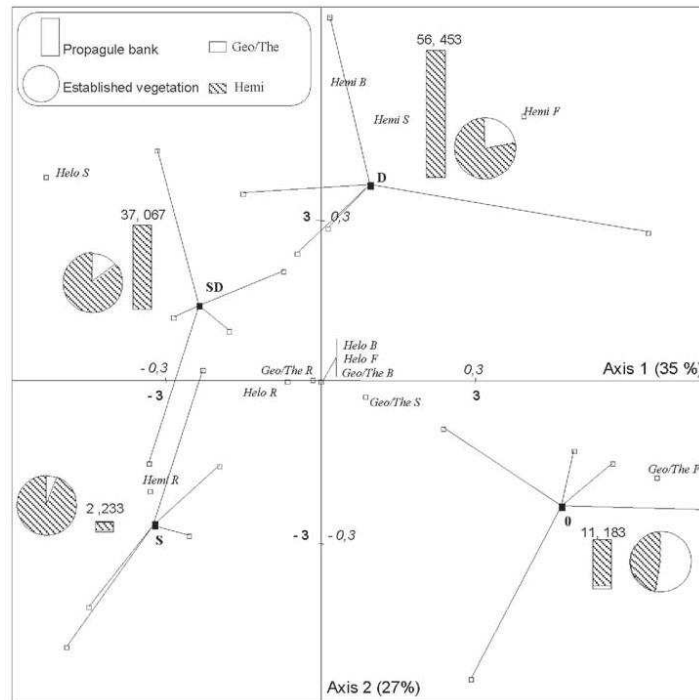


Figure 38 : Impact du régime de perturbation sur le contenu et l'abondance des banques de diaspores. Biplot des stations et des espèces présentes dans la banque. Hemi = hydrohémicryptophytes; Geo/The = hydrogéophytes et hydrothérophytes; Helo = hélrophytes; S = graines; B = bourgeons et turions; R = rhizomes; F = fragments différenciés. S = Crues; D = Exondations. D'après (I. C. S. Combroux et Bornette 2004)

De la même manière, nous avons démontré sur les lagunes expérimentales du site du Woerr, que les espèces dominantes dans la communauté en 2019, suite à l'assec de près de 6 mois en 2018 sont principalement des espèces pouvant développer une importante banque de diaspores (oospores pour *Chara vulgaris*, rhizomes profonds pour *Potamogeton nodosus*, tubercule pour *Stuckenia pectinata* var *scoparius*) ou adopter une forme terrestre (*Myriophyllum spicatum*, *Hippuris vulgaris*, *Potamogeton nodosus*). Les espèces ne possédant pas ces traits biologiques (*Elodea nuttallii*, *Ranunculus circinatus* ou *Potamogeton bertholdii* dont les rhizomes sont superficiels) voient leur abondance chuter fortement dans cette communauté post-assec (stage M2 M. François 2019). L'estimation de la banque de diaspores ayant participé à cette recolonisation est actuellement en cours par la méthode de seedling emergence adaptée aux végétaux aquatiques (I. Combroux et al. 2001).

Cependant si la banque de diaspores (et l'aptitude à développer des formes terrestres) constitue une stratégie de résilience face à des assècs, elle est peu efficace dans des milieux fortement connectés (cf. II.2.2 et Figure 15) où la résilience de la communauté repose plus sur les apports par dispersion (dérive). L'étude de bras après reconnexion (permanente) avec le cours actif dans le cadre de la thèse de A. Meyer a également montré le même processus : la végétation établie est plus reliée aux flux de diaspores entrant dans le bras qu'à la banque de diaspores présente, mais très peu abondante (thèse A. Meyer 2012).

La résilience d'un écosystème aquatique repose donc non seulement sur ces attributs intrinsèques (par exemple la persistance d'une banque de diaspores) mais également sur son intégration fonctionnelle au

niveau du paysage. Ces éléments doivent donc être considérés en écologie de la restauration (cf. III.) ou dans les processus d'évaluation de l'état de conservation (cf. IV.).

Le rôle de la connectivité dans les processus de résilience des écosystèmes est en effet important dans tous les types d'écosystèmes. Au niveau urbain, par exemple, la connectivité est en effet maintenant identifiée comme un des éléments moteurs de la notion de ville résiliente (Rusche, Reimer, et Stichmann 2019).

Dans ces milieux aquatiques, la résilience et la stabilité des communautés (végétales) reposent donc sur différents attributs de cette communauté et de son environnement. Une plus grande diversité spécifique participera à la composante « résistance » (biotique). Une banque de diaspores abondante et diversifiée ainsi qu'une connectivité élevée peuvent agir sur les composantes dynamiques de la résilience (élasticité, réversibilité). Enfin, ces attributs et leur dynamique présentent en général une phénologie bien marquée (cf. Figure 27, Figure 30 et Figure 28 pour *Elodea nuttallii*). La composition de la communauté recolonisante et donc la composante « malléabilité » de la résilience peut être influencée par la saison à laquelle la perturbation ou la fin de l'altération (ou pression ou dégradation) interviennent. Les travaux de restauration écologique (cf. III.) qui consistent souvent à déclencher ou accompagner le processus de résilience d'un écosystème (en le ramenant par exemple juste au-dessus du seuil de réversibilité) doivent donc prendre en compte la phénologie des différentes espèces impliquées pour une meilleure efficacité de la restauration (Buisson et al. 2017).

Notons enfin que la vitesse de retour de l'écosystème (l'élasticité cf. B, Figure 35) dépend aussi des attributs de la communauté établie, latente (banque) ou acquise (dispersion). Toutes ces caractéristiques et leurs variabilités phénologiques permettront par exemple aux espèces de passer plus ou moins vite au travers des différents filtres environnementaux (cf. II.2.) et joueront sur la vitesse de retour de l'écosystème à l'état antérieur. L'étude de ces attributs, de leur phénologie pourra par exemple permettre d'utiliser des méthodes de restauration permettant d'accélérer le temps de régénération d'un écosystème (cf. III.)

RECHERCHES EFFECTUEES ET TRAVAUX ENCADRES SUR CETTE THEMATIQUE :

(A) : Article publié ou en préparation, (O) : communication orale à un congrès, (P) : Poster à un congrès, (R) : Rapport d'étudiant

Combroux I., Bornette, G., Willby, N.J. & Amoros C. (2001). Regenerative strategies of aquatic plants in disturbed habitats: the role of the propagule bank. *Archiv für Hydrobiologie*,152:215-235. (IF2008 : 1,293 ; changement de nom en 2008) (A)

Combroux I. & Bornette, G. (2004). Propagule bank and regenerative strategies: a comparison between drought and spate disturbances. *JVS*,15 : 13-20. (A)

Combroux, I., Haan Archipoff G., Perrier A., Tremolières, M. & Gondet L. (in prep)Phenology of the aquatic invasive *Elodea nuttallii* (Planch.) H.St.John in Alsace floodplain: implication for the management of an invasive species (A)

François M. (2019). Effets de la phénologie et des espèces invasives sur la dynamique des peuplements végétaux des écosystèmes restaurés. Rapport de M2 PENGE. Université de Strasbourg (R)

Meyer, A. (2012). Processus et dynamique de la recolonisation et de la biodiversité dans les bras du Rhin et autres cours d'eau restaurés de la Plaine d'Alsace après reconnexion. Thèse Univ. de Strasbourg. 218p. (R)

1. DEFINIR LA RESTAURATION

Recréer la Nature, c'est ainsi que s'intitulait le colloque organisé à l'initiative du Service de la Recherche du Ministère de l'Environnement (Comité EGPN et mission Sciences Sociales) et du Comité Français du Programme Man and Biosphere de l'UNESCO, avec la participation de WWF France, tenu au marais d'Orx les 17-18-19 mai 1994. Ce colloque faisait le point sur les avancées tant conceptuelles que pratiques de l'écologie de la restauration alors naissante en France. L'acte de naissance de cette discipline est en effet généralement attribué au colloque de Madisson « Ecological Restoration » de 1984 tenu en hommage aux travaux d'Aldo Leopold (Jordan 1996). « Recréer » était alors un terme ambitieux, voire démiurge. On parle en réalité de **restauration**, **réhabilitation** ou de **création de systèmes** écologiques. Des termes qui après plus d'une décennie de débats sont maintenant fixés dans une base conceptuelle de l'écologie de la restauration (McDonald et al. 2016; Gann, McDonald, et Walder 2019).

Les définitions de restauration et réhabilitation ont subi au cours des deux dernières décennies quelques modifications sémantiques. Au début des années 1990, les auteurs qualifiaient de **restauration de transformation intentionnelle d'un milieu pour y rétablir l'écosystème considéré comme indigène et historique**. Le but de cette intervention est de revenir à la structure, la diversité et la dynamique de cet écosystème. La **réhabilitation** est alors l'action menée pour permettre à l'écosystème de retrouver ses fonctions essentielles (y compris la productivité) grâce à une intervention forte mais limitée dans le temps (Le Floc'h et Aronson 1995). Il s'agit de replacer l'écosystème sur sa trajectoire initiale, en lui faisant passer les seuils d'irréversibilité qui empêchaient sa résilience. D'après certains auteurs, la réhabilitation implique des actions humaines plus fortes que dans le cas de la restauration.

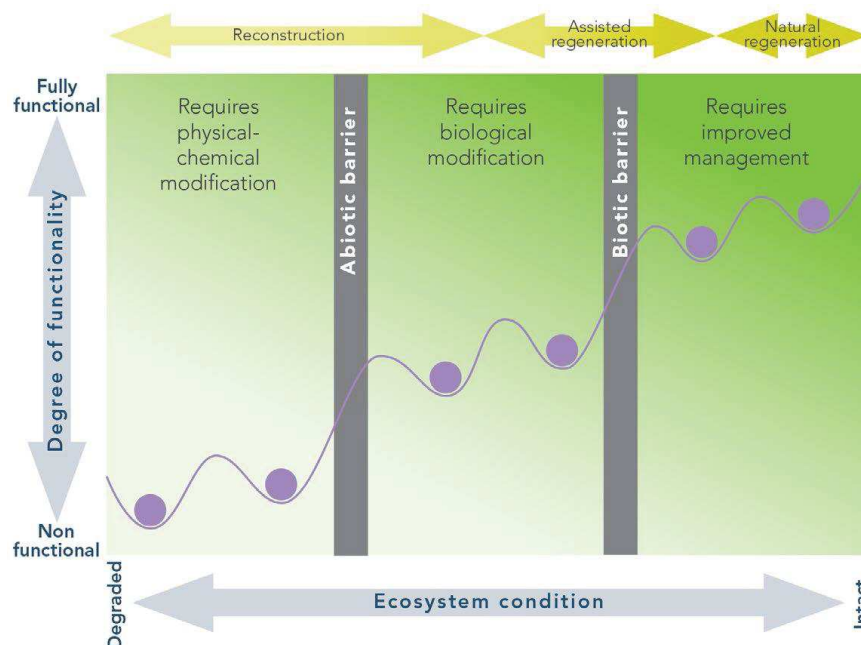


Figure 39 : Modèle conceptuel de la dégradation des écosystèmes et de la réponse à cette dégradation à travers la restauration écologique (McDonald et al. 2016). Les creux représentent des points de stabilité dans lesquels un écosystème peut rester stable avant d'être déplacé (par une restauration, un événement ou un processus de dégradation) au-delà de seuils (représentés par des bosses) vers un niveau de fonctionnalité supérieur ou inférieur.

Cette notion de seuil d'irréversibilité transparait encore aujourd'hui dans la vision qui relie la dégradation des écosystèmes et leur restauration. Dans tous les cas, qu'il soit biotique ou abiotique, le franchissement de ces seuils lors d'un processus de dégradation impliquera généralement une action plus importante pour assurer la restauration de l'écosystème, ses propriétés de résilience n'étant pas suffisantes pour assurer un rétablissement de l'écosystème intact (Figure 39).

Aujourd'hui ces définitions ont évoluées et la communauté scientifique semble avoir fixé la **restauration** comme le processus qui assiste le rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit et la **réhabilitation** comme les actions directes ou indirectes ayant pour objectif de rétablir un niveau de fonctionnalité de l'écosystème (McDonald et al. 2016). Lorsque les actions visent à « renaturer » et lui donner une autre fonction que celle de l'écosystème initialement dégradé ou détruit, on parlera de réaffectation (Dutoit 2014, Figure 40).

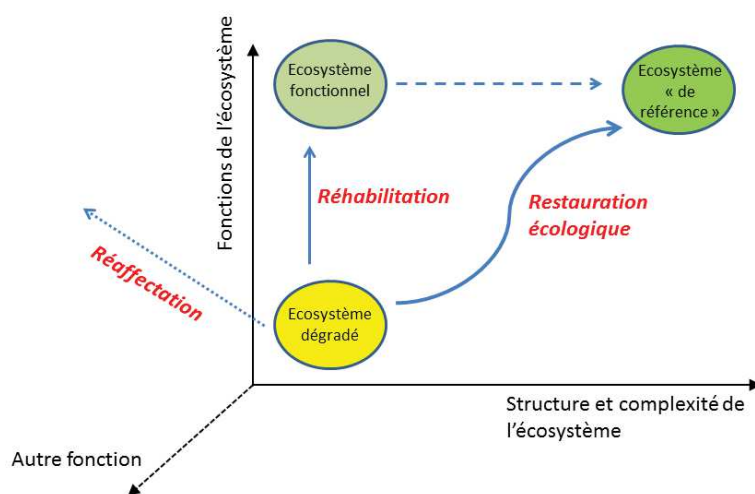


Figure 40 : Représentation des processus de restauration, réhabilitation et réaffectation. (D'après Bradshaw 1984 ; Dutoit 2014 ; Gallet 2016)

Un autre concept a également émergé récemment dans (ou à côté selon les auteurs) le champ de l'écologie de la restauration, celui de **nouvel écosystème** (Hobbs et al. 2009). Il s'agit ici d'embrasser les actions qui, en situation de paysages très fortement modifiés (urbanisés, anthropisés) et qui ont vocation à le rester, consiste à re-crée des fonctions écologiques manquantes. Ces fonctions étant supports de services écosystémiques (cf. II. 1.), elles sont souvent (re)créées dans un objectif lié au bien-être humain. Ce concept de nouvel écosystème concerne donc des écosystèmes fonctionnels (qui ne nécessitent donc pas d'entretien) mais qui sont construits de toutes pièces, souvent sur un substrat artificiel et qui font intervenir des assemblages d'espèces inédits. On est bien loin du concept de naturalité qui transparait dans la notion initiale de restauration écologique au sens strict. Cette nouvelle vision « d'activités restauratives » (McDonald et al. 2016) a donc relancé des débats au sein de la communauté des chercheurs en écologie de la restauration, notamment au sujet de la naturalité comme critère de restauration et de l'existence d'un nouveau seuil d'irréversibilité qui ne serait plus dépendant de l'écosystème lui-même mais des facteurs socio-économiques (Dutoit 2019). Ces débats semblent toutefois pouvoir s'atténuer au sein de la vision récemment développée par la SER⁵ d'un **continuum restauratif** (McDonald et al. 2016 ; Gann, McDonald, et Walder 2019). La restauration écologique et la gestion restaurative peuvent en effet s'inscrire dans un « continuum restauratif » où une vaste gamme d'activités entreprises par la société pour réparer les dommages à l'environnement dans son ensemble,

⁵ Society for Ecological Restoration.

complètent la restauration écologique et offrent de meilleures conditions pour un rétablissement à grande échelle des fonctions et services écosystémiques.

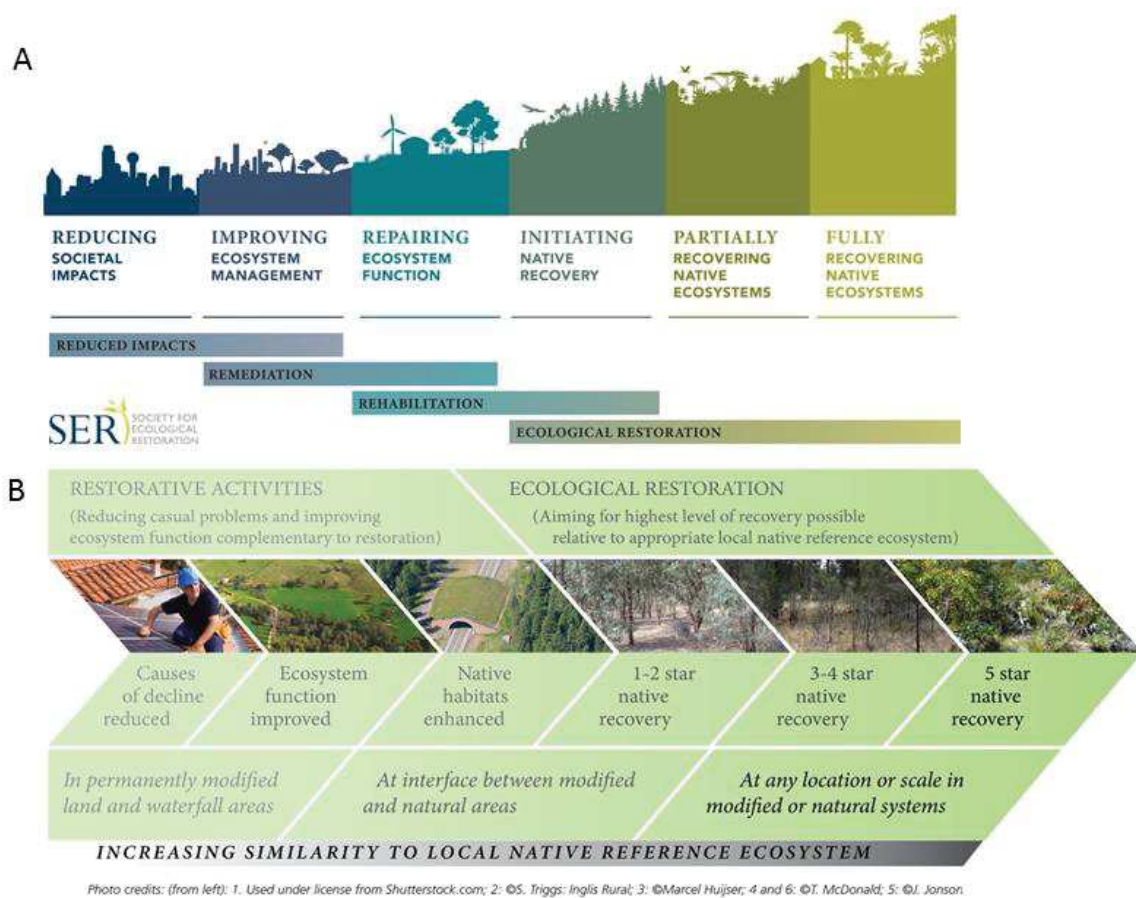


Figure 41 : Le Continuum restauratif d'après les standards de la SER (A) : version de 2016 (McDonald et al. 2016) et (B) : version de 2019 (Gann et al.2019). Les deux versions étant complémentaires.

Le continuum restauratif va donc regrouper les actions de restaurer un écosystème naturel dégradé, réhabiliter ses fonctions ou uniquement re-crée des fonctions écologiques manquantes car supports de services écosystémiques. Les activités restauratives sont encadrées par les concepts de nouvel écosystème, de fonctionnalité et de résilience d'un écosystème (cf. II.4.) ; les filtres environnementaux (cf.II.2.) peuvent permettre d'expliquer leur dynamique. Les activités de restauration écologique (voire de réhabilitation) qui ont pour objectif un retour plus ou moins complet à un écosystème « natif » sont, elles, encadrées par des concepts tels que les filtres environnementaux, la notion de trajectoire, d'écosystème de référence, et de restauration passive ou active, que nous aborderons plus loin.

2. LES CONCEPTS DE LA RESTAURATION ET DE LA REHABILITATION ECOLOGIQUE AU CRIBLE DES ZONES HUMIDES ET AQUATIQUES

Cette partie faisant référence à la fois à des opérations de réhabilitation et de restauration *sensu stricto*, j'emploierai le terme de restauration au sens large afin de qualifier les processus dont il est question tout en gardant une unicité de langage.

2.1. Ecosystème de référence

L'un des concepts fondamentaux sur lequel s'appuie la restauration écologique est l'identification d'un modèle de référence approprié, communément appelé **écosystème de référence**. Il est décrit comme l'écosystème du site tel qu'il aurait été si aucune dégradation n'avait eu lieu, tout en intégrant la capacité de l'écosystème à s'adapter aux changements environnementaux (McDonald et al. 2016) ou comme une approximation de l'état souhaitable, une norme choisie parmi plusieurs états alternatifs possibles et accessibles par une succession d'étapes appelée trajectoire (Le Floch et Aronson 1995). Les attributs de cet écosystème modèle peuvent donc être ceux de l'écosystème antérieur à la dégradation, mais il est très rare que l'on dispose de suffisamment d'informations sur cet écosystème disparu. Il peut aussi être décrit par un ou plusieurs écosystèmes de la même région, considérés comme non dégradés, et qui serviront de guide pour la restauration.

L'écosystème de référence peut donc être constitué de manière composite par un ensemble de données, d'indicateurs, issus de sites considérés comme non dégradés. L'état initial et l'évolution de l'écosystème restauré sera alors comparé à cette « reconstitution ». Les indicateurs utilisés décrivent la composition, la structure et le fonctionnement de l'écosystème. Ils peuvent servir comme base de comparaison mais aussi d'évaluation du site restauré.

Enfin, il n'est pas rare que l'écosystème de référence adopté au départ d'un projet de restauration / de recherche soit ajusté à la lumière des nouvelles données récoltées *in situ*. L'écosystème de référence peut en effet être également perçu comme une hypothèse de travail (Clewel, Aronson, et Society for Ecological Restoration International 2013).

Quels que soient leurs modes de genèse, les écosystèmes de référence sont des écosystèmes autochtones, ce qui inclue également les écosystèmes culturels, c'est-à-dire façonnés par l'utilisation des sociétés humaines. En effet, lorsque l'on considère les écosystèmes humides et aquatiques, beaucoup sont en réalité modelés par les sociétés humaines depuis des siècles : dans les plaines alluviales, on a tenté de domestiquer les cours d'eau depuis très longtemps (cf. 1.2.1.), beaucoup de zones humides ou d'étangs ont été créés au Moyen Age pour des raisons économiques ou démographiques (Derex 2017).

L'écosystème de référence constitue donc un des principes théoriques majeurs de l'écologie de la restauration (McDonald et al. 2016). Pourtant lors de projets de restauration écologique, l'application de ce principe est souvent manquante ou très peu documentée (Wortley, Hero, et Howes 2013). Cette lacune est particulièrement prononcée en milieu alluvial (Hughes, Colston, et Mountford 2005). Dans les différents projets de restauration écologique auxquels j'ai participé, plusieurs méthodes de définition de l'écosystème de référence ont été utilisées.

Des sites similaires proches

Pour étudier la recolonisation d'anciens bras et cours d'eau reconnectés au Rhin ou à son contre-canal (thèse de A. Meyer), les données antérieures n'étaient pas accessibles ni pertinentes (portion de chenal déconnectée et parfois terrestrialisée depuis très longtemps). Nous avons donc utilisé comme « écosystèmes de référence » un ensemble de chenaux n'ayant jamais été déconnecté du Rhin. Si ces chenaux ne sont pas exempts d'impact humain (l'ensemble de la plaine alluviale est impactée depuis des siècles) ce sont les seuls sites réels de la même région hydrogéographique encore existants et pouvant se rapprocher au plus près de ce que l'on attend d'un écosystème de référence.

Cependant, chacun des sites de référence choisis présentait des particularités dans son fonctionnement intra-stationnel : variations spatiales dans la trophie de l'eau (de méso à méso-eutrophe), dans la distribution du profil sédimentaire ou de la vitesse du courant, mais également variations phénologiques de ces facteurs (Figure 17, Figure 42). Le suivi de la restauration a donc montré qu'en fonction de cette variété de conditions abiotiques et de leur dynamique temporelle, les sites restaurés présentaient des trajectoires les rapprochant de la dynamique soit de l'un soit de l'autre site de référence.

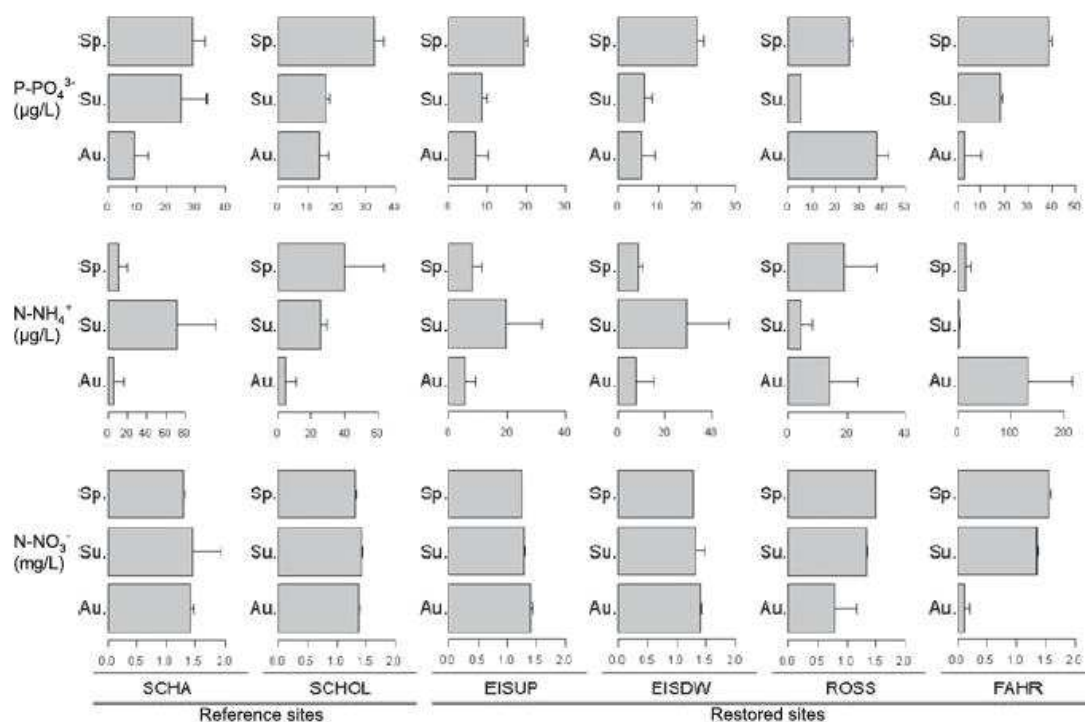


Figure 42 : Variations saisonnières de la concentration des nutriments dans les chenaux connectés au Rhin. Sp = printemps, Su = été, Au = automne. (figure issue de : Meyer, Combroux, et Trémolières 2013).

Si cette variété de conditions abiotiques au sein d'une station ou même d'une séquence (radier ou mouille) est caractéristique (et donc souhaitable) au sein d'un hydrosystème, il n'en demeure pas moins qu'elle s'oppose à l'utilisation du concept d'écosystème de référence à l'échelle de la station. En milieu alluvial, l'écosystème de référence ne peut donc être qu'une vision composite regroupant autant que possible les variations potentielles de microhabitats et leur dynamique temporelle naturelle.

Reconstitution de références par la méthode BACI

Dans le cadre de la thèse de C. Staentzel, qui visait des travaux de restauration dans le Vieux Rhin lui-même, il n'était, par définition, pas possible d'utiliser un ou plusieurs sites n'ayant pas ou peu subi de transformation lors des aménagements successifs du Rhin et pouvant présenter des conditions de dynamique sédimentaire et biologique « de référence ».

Le modèle du « Before-After-Control-Impact » (BACI - Smith, Orvos, et Cairns Jr. 1993) a donc été privilégié dans nos études. La stratégie d'étude a été de proposer une comparaison de « références spatio-temporelles évolutives », intégrées au sein d'un modèle BACI). Ces références sont définies comme évolutives car leur statut impacté/non impacté a changé au cours du temps. Les données sont alors regroupées pour chaque site en périodes : avant intervention, après augmentation du débit réservé, après travaux, mais aussi avant et après crue (Figure 43).

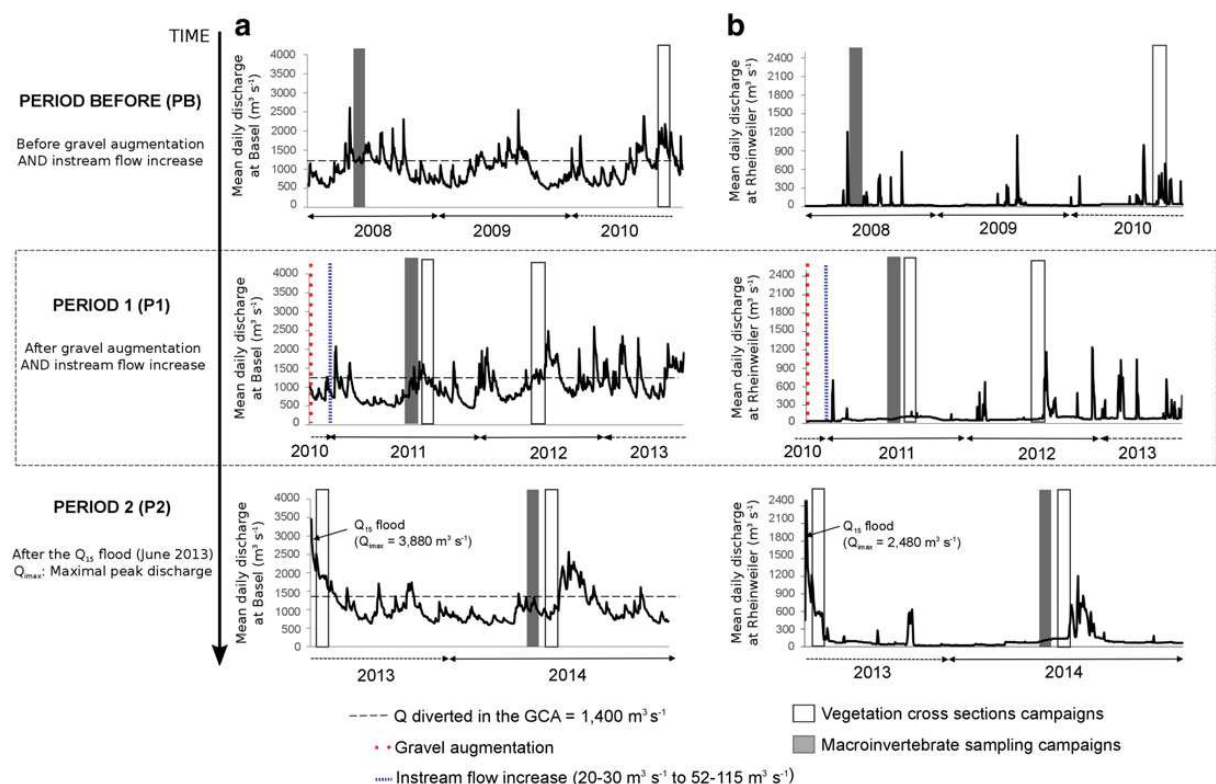


Figure 43 : Illustration de la méthode de comparaison spatio-temporelle dans le cadre de la restauration sur le site de Kembs (augmentation du débit + recharge sédimentaire). Les périodes sont callées sur les hydrographes moyens journaliers entre 2008 et 2014 à (a) Basel-Rheinhalle (à l'amont de Kembs) et (b) Rheinweiler (15 km en aval du barrage de Kembs sur le Vieux Rhin – Issue de Staentzel et al. 2018).

L'analyse et l'interprétation des résultats s'apparente alors autant à une comparaison d'une distance à un état de référence supposé atteignable, qu'à une distance à un état dégradé en dynamique que l'on veut quitter pour rejoindre la trajectoire d'un état restauré et dynamique (Figure 44).

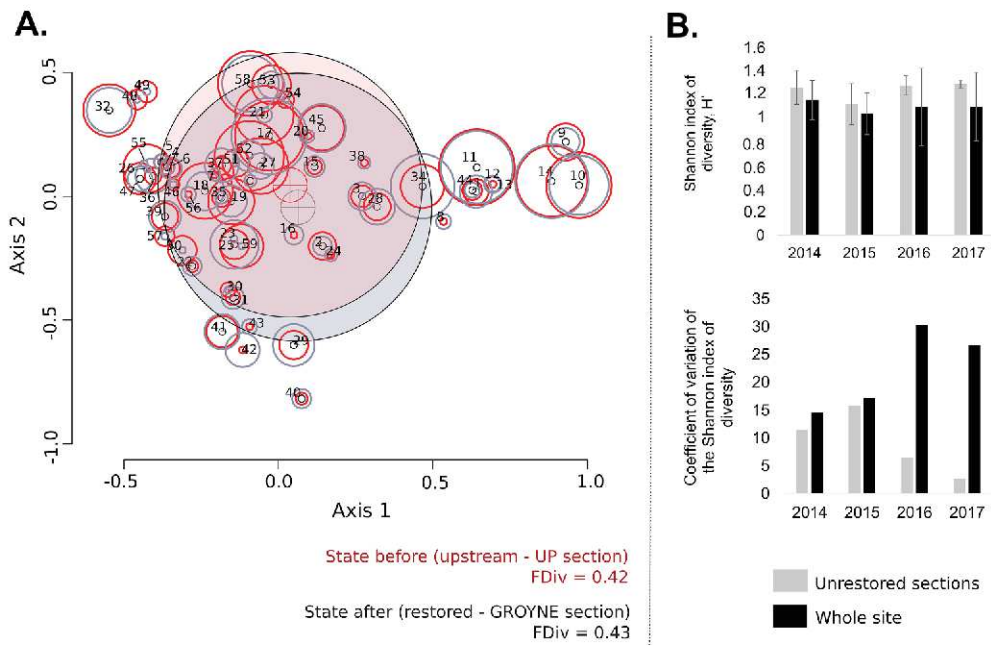


Figure 44 : A. Changement dans la structure fonctionnelle des communautés de macroinvertébrés entre l'état 'before' (section AMONT état avant restauration) et l'état 'after' (section restaurée). Les taxa (points) sont placés dans l'espace factoriel de leurs traits sur les axes d'une FPCA. La taille des cercles est proportionnelle à l'abondance des taxa aux stades 'before' ou 'after' B : Indice de diversité de Shannon et ses coefficients de variation d'après les ecoprofils de (Usseglio-Polatera et al. 2000). Figure issue de (Cybill Staentzel et al. 2019)

Prise en compte des niveaux emboîtés

Nous venons donc de montrer que l'établissement de l'écosystème de référence au niveau hiérarchique d'une station s'avère difficile en milieu alluvial (Hughes, Colston, et Mountford 2005). Les communautés biotiques vont parfois répondre à des échelles très différentes au niveau de la hiérarchie des échelles emboîtées d'un hydrosystème fluvial (Figure 45). Les macroinvertébrés réagissent au niveau du microhabitat (Beisel et al. 1998), les macrophytes au niveau du système de mouilles et de radiers, et les poissons et oiseaux à des niveaux encore plus grands (Thèse M. Rambaud). L'écosystème de référence doit donc en milieu alluvial (et sans doute d'autres milieux également) se concevoir à un niveau hiérarchique plus élevé et en même temps tenir compte des variations et fonctionnement dynamique propre à la mosaïque des échelles emboîtées qui composent l'hydrosystème fluvial (Hughes, Colston, et Mountford 2005). Cette dynamique multiple devra également être prise en compte dans les méthodes d'évaluation du succès de la restauration (cf. IV 2.1).

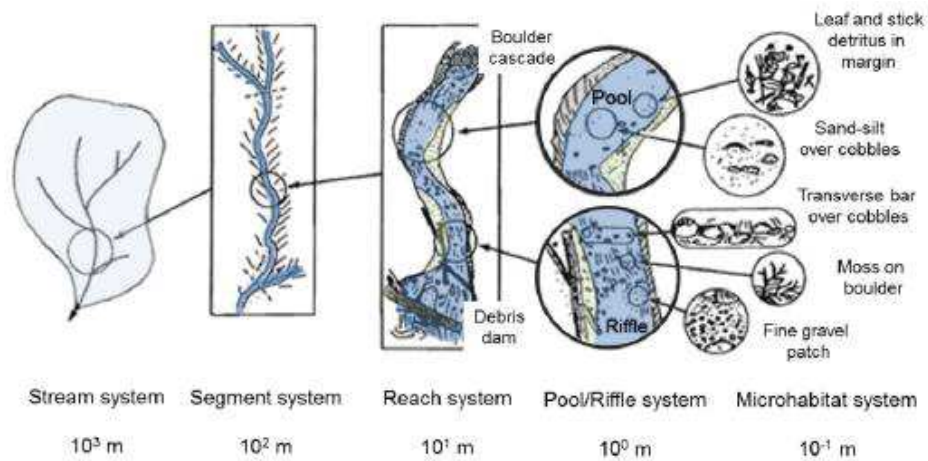


Figure 45 : L'organisation hiérarchique par échelles emboîtées d'un hydrosystème fluvial (Allan et Ibañez Castillo 2009)

Cette prise en compte, pour l'établissement de l'écosystème de référence, d'une échelle spatiale plus large que l'échelle de l'écosystème dans lequel se déroulent les travaux de restauration, devrait également permettre de fournir un cadre de référence à des travaux de restauration au sens large, tels que les travaux de réaffectation. A l'heure actuelle, de nombreux travaux de « remise en état » sont réalisés au moment de l'arrêt d'exploitation de gravières en eau. Il est bien entendu illusoire de vouloir revenir à l'écosystème antérieur à l'exploitation, qui était souvent un milieu terrestre de la plaine alluviale (Figure 46). De la même manière, il n'existe pas non plus d'écosystèmes naturels ou culturels suffisamment anciens et intégrés au paysage alluvial qui présentent des caractéristiques de surface et de profondeur similaires et qui pourraient être considérés comme un panel de sites de référence.

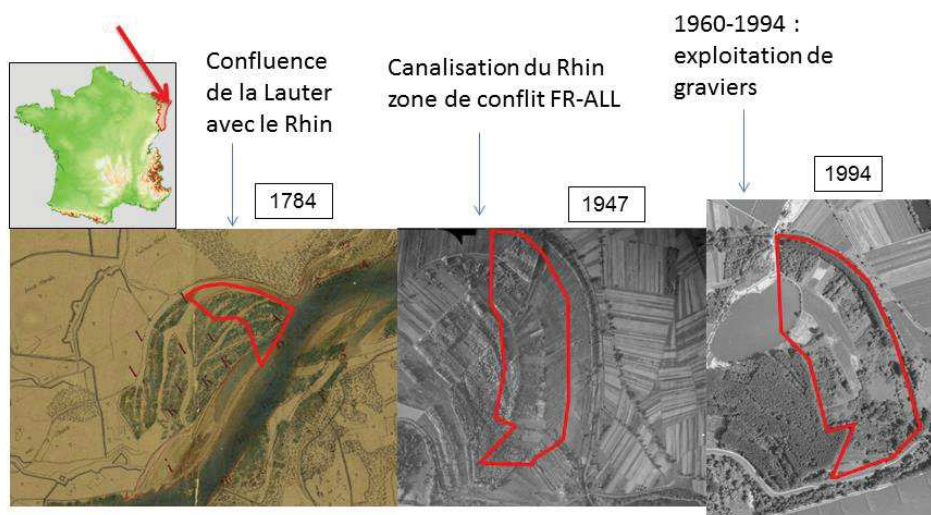


Figure 46 : Historique du site du Woerr (67), actuellement Espace Naturel Sensible avec des berges restaurées sur une ancienne gravière en eau.

Cependant, si on s'intéresse à l'échelle du segment ou du bassin versant de la rivière, de nombreux écosystèmes aquatiques plus ou moins déconnectés de la rivière (relictés de la dynamique fluviale ancienne) ont totalement disparus ce qui impacte le fonctionnement de ce niveau hiérarchique. Dans le cas de ces restaurations de berges de gravières, le système de référence ne devrait donc pas être basé sur un type d'habitat particulier mais plutôt sur la présence et la fonctionnalité de ces milieux à l'échelle

paysagère. Les sites restaurés permettent-ils d'assurer les mêmes fonctions écologiques et les mêmes services que ces milieux disparus dans l'aménagement fluvial (habitats d'espèces, recyclage de nutriment, régulation hydrologique, zones relais, etc.), hébergent-ils des peuplements comparables, et ont-ils une dynamique temporelle similaire ?

RECHERCHES EFFECTUEES ET TRAVAUX ENCADRES SUR CETTE THEMATIQUE :

(A) : Article publié ou en préparation, (O) : communication orale à un congrès, (P) : Poster à un congrès, (R) : Rapport d'étudiant

Combroux-Lazar, I., Meyer, A., Grac, C. & Trémolières, M. (2010). Vegetation dynamics after restoration of connectivity in Rhine side channels. 7th SER Conference of the Society for Ecological Restoration — Monday 23 - Friday 27 August 2010 Avignon (O).

Kern S., Levresse F. Combroux, I. Grac, C., Georges, J.-Y. Fernandez, N., Labat, F. Meyer, A. & Schneider P. (2018) Collaboration entre gestionnaires et scientifiques pour la restauration de zones humides remarquables : le retour d'expérience du Woerr (Lauterbourg, Alsace). REVER 9 – 5-6 avril 2018, Tour du Valat (O)

Meyer, A., Combroux-Lazar, I. & Trémolières, M. (2010). Role of phosphorus in recolonisation processes after restoration of connectivity in Rhine side channels (2010). 7th SER Conference of the Society for Ecological Restoration — Monday 23 - Friday 27 August 2010 Avignon (O).

Meyer, A. (2012). Processus et dynamique de la recolonisation et de la biodiversité dans les bras du Rhin et autres cours d'eau restaurés de la Plaine d'Alsace après reconnexion. Thèse Université de Strasbourg. 218p. (R)

Meyer A., Combroux I. & Trémolières M. (2013) Dynamics of nutrient contents (phosphorus, nitrogen) in water, sediment and plants after restoration of connectivity in Rhine side-channels. Restoration Ecology 21 232-241. (A)

Meyer A., Combroux I., Schmitt L. & Trémolières M. (2013). Vegetation dynamics in side-channels reconnected to the Rhine River: what are the main factors controlling communities trajectories after restoration? Hydrobiologia 714 (1) 35-47 (A)

Staentzel C. (2018) Dynamique des communautés biologiques dans un contexte de restauration par injection sédimentaire et érosion maîtrisée : cas du Vieux Rhin, France. Thèse Université de Strasbourg. 324p. (R)

Staentzel C., Arnaud F., Combroux I., Schmitt L., Trémolières M., Grac C., Piégay H., Barillier A., Chardon V., Beisel J.N. (2018). How do instream flow increase and gravel augmentation impact biological communities in large rivers: A case study on the Upper Rhine River. River research and applications 34(2) 153-164 (A)

Staentzel C., Combroux I., Barillier A., Schmitt L., Chardon V., Garnier, A. & Beisel J.-N. (2018). Réponses des communautés biologiques à des actions de restauration de grands fleuves (Vieux Rhin, France). La Houille Blanche, n° 2, 2018, p. 99-106. DOI: 10.1051/lhb/2018024 (A)

Staentzel C., Combroux I., Barillier A., Grac, C., Chanez, E. & Beisel J.-N. (2019) Effects of a river restoration project along the Old Rhine River (France-Germany): responses of macroinvertebrate communities. Ecological Engineering 127: 114-124. (A)

2.2. Le concept des filtres environnementaux en restauration écologique

Application en zone alluviale

Le concept des filtres hiérarchiques environnementaux (cf. II. 2) est actuellement un concept fort de l'écologie fondamentale, il l'est aussi en écologie appliquée car il fixe un cadre à l'élaboration de méthodes permettant la manipulation et la gestion des écosystèmes (Temperton 2004; Hobbs, Jentsch, et Temperton 2007; Prach et Hobbs 2008 - cf. Figure 47 pour un exemple de manipulation des filtres environnementaux lors des opérations de restaurations sur le vieux Rhin). Cette approche est efficace à condition que les filtres soient vus d'une manière dynamique (Belyea 2004).

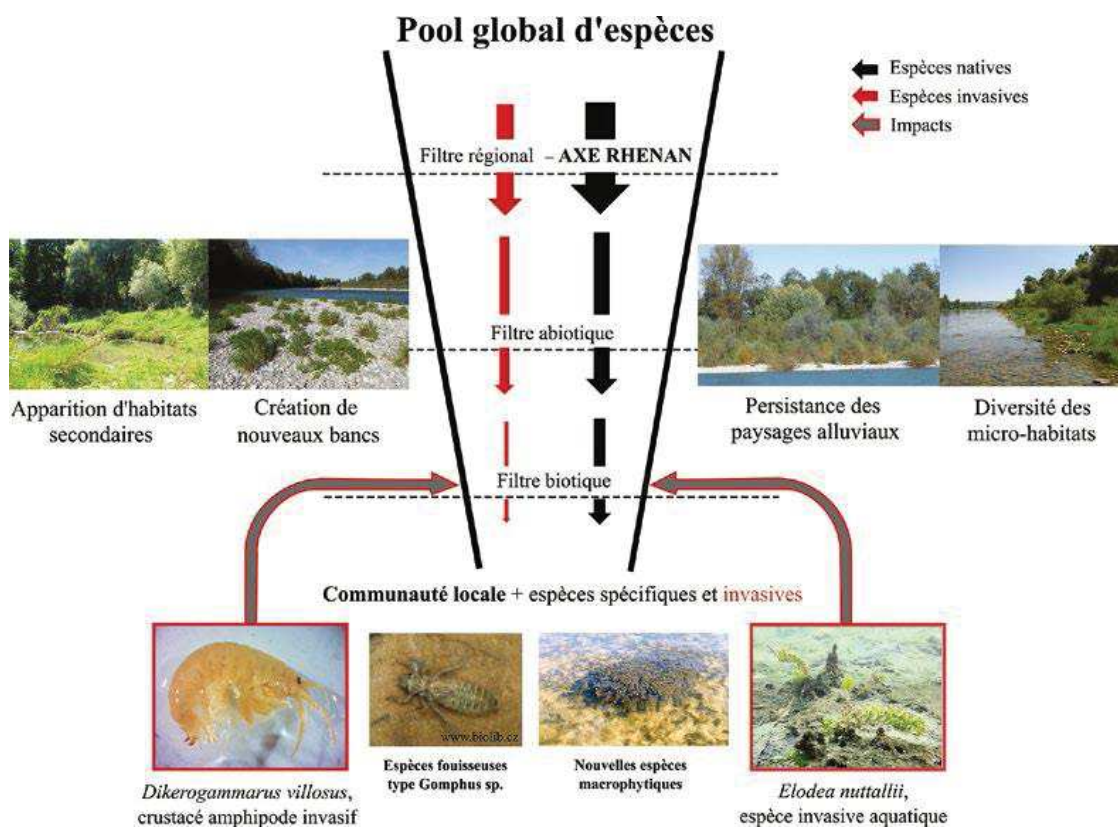


Figure 47 : Schéma résumant la contribution écologique des actions de restauration à la constitution d'une communauté locale nouvelle. (Staentzel, Combroux, et al. 2018)

Un projet de restauration peut donc consister à manipuler un ou plusieurs filtres hiérarchiques environnementaux.

Les travaux de reconnexion des chenaux réalisés dans le cadre de la thèse de A. Meyer (2012) avaient, entre autres, pour effet de **modifier le filtre régional** en permettant l'apport de diaspores végétales et d'individus invertébrés dans ces bras. Cette manipulation n'a cependant pas été totalement efficace puisque nous avons démontré que la capacité de rétention des sites était souvent peu élevée et limitait l'effet désiré : les diaspores atteignent le site mais ne s'y déposent pas (cf. II.2.2.).

L'efficacité de cette manipulation pourrait être augmentée en accompagnant les reconnexions hydrauliques de petits aménagements en aval permettant le dépôt de diaspores.

Les restaurations hydro-morphologiques sur le Vieux Rhin (augmentation du débit réservé, recharge sédimentaire et érosion maîtrisée) ont contribué à très fortement modifier les conditions abiotiques du lit et des berges du fleuve. Elles ont donc permis la création de nouveaux habitats : combinaisons de profondeur-sédiment-vitesse différentes, apparition de bancs de galets, création d'annexes fluviales, etc. cf. Figure 47 et Figure 48). Ces nouveaux microhabitats créés « ouvrent » ainsi de mailles du **filtre abiotique** et permettent l'établissement d'espèces qui auparavant pouvaient sans doute rejoindre le site mais ne s'installaient pas.

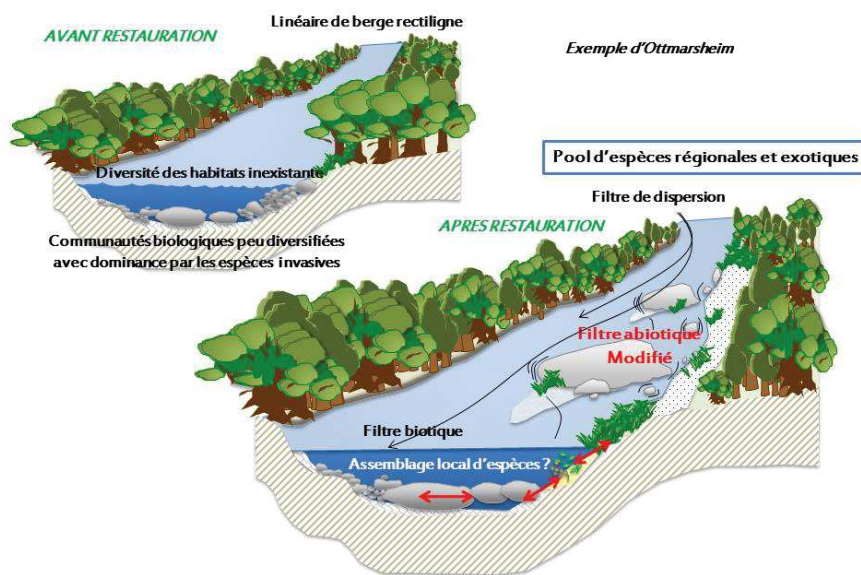


Figure 48 : Action des restaurations hydromorphologiques sur le Vieux Rhin et modification du filtre abiotique (source : thèse C. Staentzel 2018)

Dans le cas des travaux de restauration écologique effectués sur l'ancien site de la raffinerie de Reichstett, nous avons réalisé, en 2016, une étude de la banque de diaspores (graines) présente sur le site avant le début des travaux de démolition – dépollution et reprofilage de la zone. Complétée par une étude de la végétation des zones adjacentes et d'une analyse par traits écologiques (dispersion, tolérance à l'humidité etc.), nous avons pu prévoir quelles seraient les espèces qui pourraient passer les différents filtres environnementaux et qui coloniseraient les zones du site après restauration (Figure 49). Cette étude a fait apparaître, dans la banque superficielle et dans la pluie de graines potentielle, la présence d'espèces invasives pouvant envahir les milieux méso-hygrophiles (Figure 49).

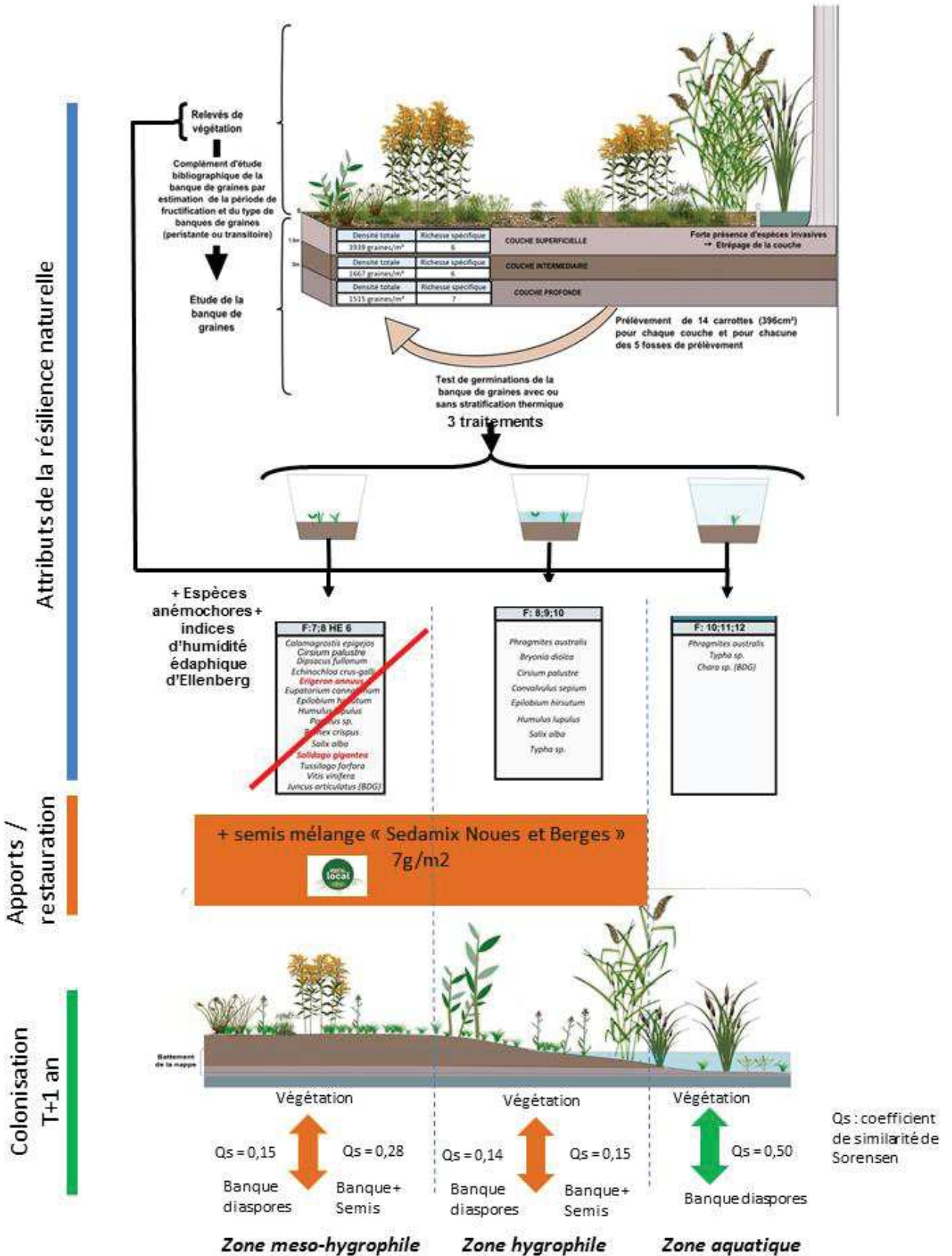


Figure 49 : Schématisation de l'étude et des résultats préliminaires obtenus sur la zone de compensation dans le cadre de la requalification de la Raffinerie de Reichstett.

Il a donc été préconisé d'évacuer ou d'ensevelir la couche de terre superficielle. Cette opération ne conservant que la diversité très faible présente dans les couches plus profondes de la banque, des opérations de forçage du filtre de dispersion ont été effectuées en semant un mélange de plantes hygrophiles issues d'une production locale. Lors de la première saison de recolonisation, au printemps 2019, nous constatons, pour l'instant, une efficacité moyenne de ce semis pour la zone méso-hygrophile et très médiocre pour la zone hygrophile (Figure 49). Ce manque d'efficacité peut cependant s'expliquer par un accès difficile au site sur la saison hivernale et le début du printemps qui a décalé le semis au printemps, hypothéquant sans doute la germination de certaines espèces. Cette étude démontre donc **l'importance que tient la phénologie** dans la réussite d'un programme de restauration écologique.

Notons également que, parfois, les manipulations peuvent avoir pour objectif de « refermer » une maille du filtre régional. C'est par exemple le cas pour l'invasion actuelle de l'Ecrevisse Calico (*Faxonius immunis*). Les résultats de nos recherches préliminaires ont montré qu'elle se disperse beaucoup moins bien, par la marche, dans un milieu où la végétation est maintenue très haute (François, Grac, et Combroux 2019) et qu'elle ne s'établit pas sur des berges à granulométrie grossière (Figure 31). La préservation de prairies à végétation haute et l'aménagement de berges en ce sens (ce qui reviendrait à manipuler les filtres de dispersion et abiotiques) lors de prochains projets de restauration dans une zone envahie pourrait être testée afin de limiter cette invasion.

Intégration de la variabilité phénologique des filtres

Nous avons vu précédemment (cf. II.2.3.) que le concept de filtres hiérarchiques environnementaux doit être révisé et que la dimension temporelle doit être rajoutée de sorte qu'elle permette de tenir compte des variations phénologiques qu'expérimente un écosystème et donc ses filtres associés. Cette modification du concept permet en effet d'analyser des « échecs » de restauration et de pouvoir concevoir des méthodes de restauration plus efficaces.

Dans le cadre d'une restauration écologique d'un bras mort de l'Ain, le Planet, des travaux ont été entrepris en Juin 1998 afin de reconnecter le bras à la rivière, de lui permettre de retrouver une profondeur permettant d'avoir une ligne d'eau permanente et de ménager un bouchon aval empêchant la vidange totale du bras due au phénomène d'incision du cours actif (c'est à dire de retrouver un état successional antérieur). Avant la restauration, la végétation était composée de végétaux caractéristiques d'un milieu en phase d'atterrissement (*Nuphar lutea*, *Sparganium emersum* et *Phragmites australis*) et comportait également en faible proportion l'invasive *Elodea nuttallii*, par ailleurs présente dans tout l'hydrosystème. La banque de diaspores était très peu abondante (≈ 3500 diaspores/m²) et d'une diversité assez faible ($S=25$). Dans l'année qui a suivi la restauration, la végétation était dominée par l'Elodée, la banque de diaspores s'était reconstituée (+ 5 espèces et ≈ 11000 diaspores/m²), mais ne participait pas à la recolonisation du milieu. En effet l'installation de l'Elodée en grande quantité ne permettait pas le recrutement depuis la banque (Combroux, Bornette, et Amoros 2002). L'analyse de la recolonisation post-restauration par le concept des filtres hiérarchiques en prenant en compte les variations phénologiques permet d'expliquer ce relatif échec de la restauration (Figure 50).

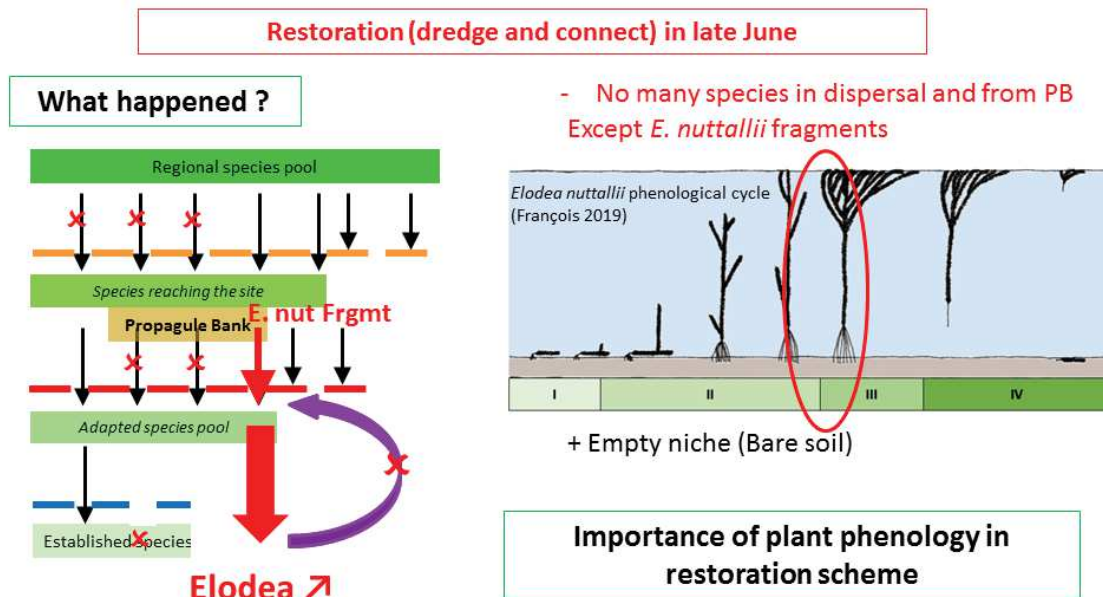


Figure 50 : Interprétation par les filtres hiérarchiques environnementaux de la recolonisation de la lône du Planet en 1998 (d'après Combroux 2019)

Lors des travaux de restauration, la connexion du chenal et le creusement ont à la fois « ouvert des mailles » dans le filtre régional et dans les filtres abiotiques et biotique (par création de niches vacantes). Cependant à ce moment de la saison, très peu de diaspores des hydrophytes autochtones sont en dispersion dans l’hydrosystème et la saison n’est pas propice à la levée de dormance des diaspores présentes dans la banque du sédiment (les germinations et repousses de printemps sont terminées et les germinations d’automne ne sont pas encore prêtes à se dérouler). Seule l’Elodée commence à se fragmenter (fragmentation sans doute augmentée par les travaux) et à se disperser. Celle-ci s’est donc développée en grande proportion car aucune interaction biotique ne le lui interdisait. Son développement a en outre conduit à « refermer » le filtre biotique pour les autres espèces.

Dans le cas de la restauration des berges de la gravière du Woerr, à Lauterbourg (cf. I.2.2. et Figure 46), l’étude des variations phénologiques des espèces présentes sur la zone de restauration a permis de concevoir et tester des méthodes de restauration basées sur les filtres et leurs variations temporelles. Le projet de restauration de ce site consistait à restaurer les berges de l’ancienne gravière afin de créer des milieux de faibles profondeurs propices à l’installation d’espèces végétales héliophytes et hydrophytes à feuilles flottantes. Des inventaires préliminaires ont montré la présence en assez grande quantité d’*Elodea nuttallii* dans la gravière. Globalement les travaux consistaient à creuser une lagune. Pour les besoins expérimentaux, le maître d’ouvrage a accepté de creuser 2 lagunes, une zone 1 et une zone 2 temporairement déconnectée de la gravière par un cordon de terre. Connaissant l’activité allélopathique négative de *Potamogeton lucens* sur l’Elodée (cf. II.2.2. et Figure 21) des expérimentations de transplantation de *P. lucens* ont été menées. Connaissant les variations phénologiques de l’effet allelopathique de *P. lucens* (Figure 21) et du cycle de *E. nuttallii* (Figure 30), il a été proposé de reconnecter la zone 2 à la gravière, uniquement lorsque la résistance biotique de la communauté colonisante serait maximale et à une période où l’effet de compétition interspécifique de *P. lucens* serait maximum et celui de *E. nuttallii* minimum.

Les suivis par relevés de végétation sur la zone ont montré que la colonisation était rapide et qu'à partir de 1 à 2 ans le recouvrement maximum était atteint entre mai et juillet (Figure 51).

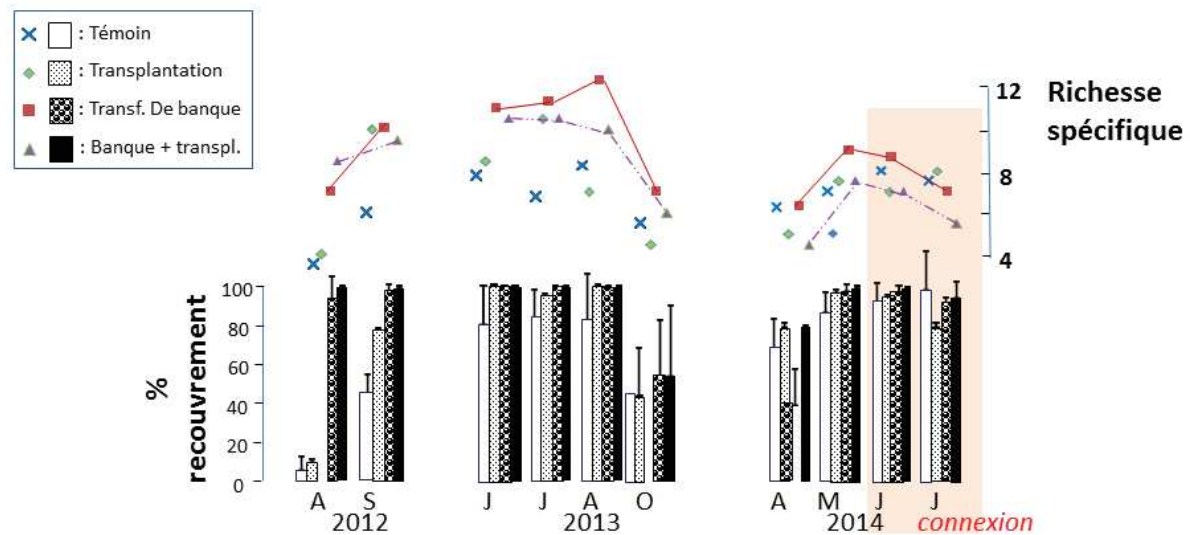


Figure 51 : Colonisation par la végétation dans la zone 2 du site restauré du Woerr.

L'activité allélopathique d'*E. nuttallii* décroît à partir du mois de mai et sa dispersion par fragmentation n'intervient qu'à partir de juillet (Figure 30). L'activité allélopathique de *P. lucens* et son recouvrement végétal (feuilles flottantes à la surface) sont maximum à partir du mois de juin (Figure 21). Il a donc été proposé de tester une reconnexion de la zone 2 à partir du mois de juin 2014. L'analyse des manipulations des filtres environnementaux induits par ces méthodes est présentée en Figure 52.

Ces manipulations « phénologiques » des filtres ont permis d'atteindre des bons résultats en terme d'efficacité de la restauration et surtout de limitation de l'espèce invasive (Figure 53). La transplantation de *P. lucens* dans un milieu soumis à l'apport par dispersion de *E. nuttallii* permet de diminuer l'installation de cette dernière. La méthode de déconnexion temporaire et reconnexion en fonction de la phénologie des espèces impliquées augmente l'efficacité de la restauration : aucune installation durable de l'Elodée n'est relevée dans ce cas (Figure 53).

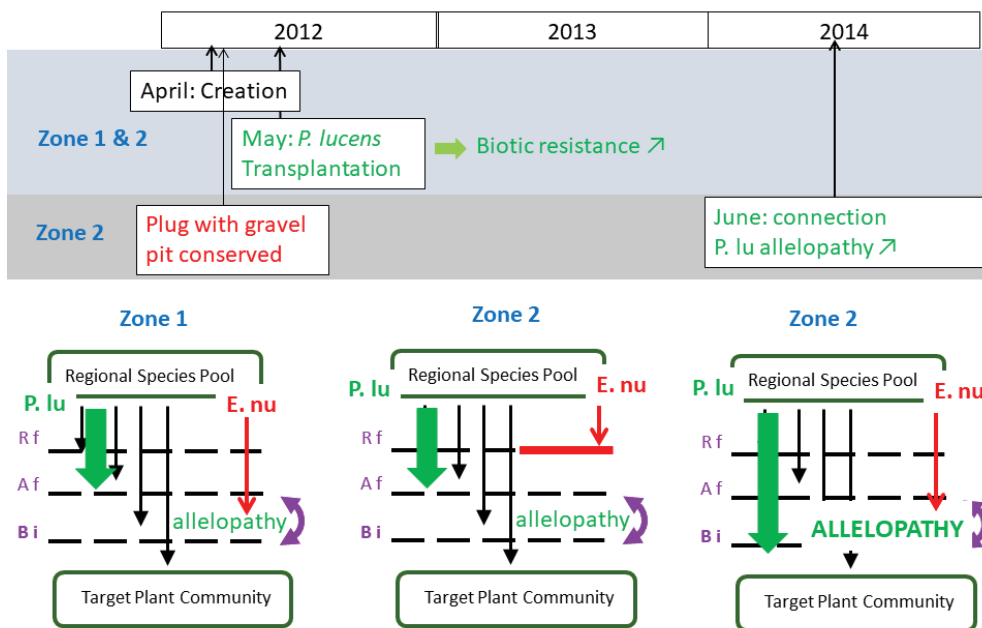


Figure 52 : Planning des travaux de restauration dans les deux zones restaurées du Woerr et analyse des effets par le concept des filtres environnementaux (Combroux 2019). Les filtres environnementaux présentés en partie basse sont ceux présentés en Figure 14 : Rf : Filtre régional, Af : filtre abiotique, Bf : filtre biotique. En zone 1, la connexion avec la gravière a été réalisée dès 2012. L'Elodée de nutall (E. nu) a donc pu passer au travers des filtres Rf et Af dès 2012. La transplantation de *Potamogeton lucens* (P. lu) a permis le forçage du filtre Rf et de faiblement renforcer le filtre Rb de par son action allélopathique. La zone 2 était déconnectée jusqu'en 2014. L'Elodée de nutall (E. nu) n'a donc pu passer le filtre Rf avant 2014. Entre 2012 et 2014, la communauté cible a pu se développer. Associé à la transplantation de *Potamogeton lucens* (P. lu) cela a permis de fortement renforcer le filtre Bf.

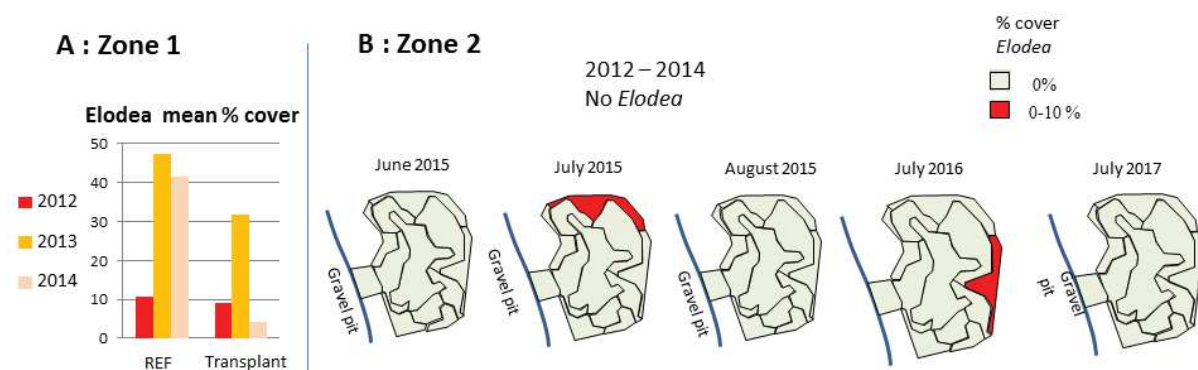


Figure 53 : Recouvrement d'*Elodea nuttallii* au cours du temps dans les 2 zones expérimentales du Woerr A : zone 1, B : zone 2

Bien entendu, cette expérimentation *in situ* ne permet pas de démontrer qu'une connexion à une autre période ou avec un couvert végétal moins développé aurait été moins efficace, mais les résultats obtenus précédemment sur la lône du Planet le laissent supposer.

RECHERCHES EFFECTUEES ET TRAVAUX ENCADRES SUR CETTE THEMATIQUE :

(A) : Article publié ou en préparation, (O) : communication orale à un congrès, (P) : Poster à un congrès, (R) : Rapport d'étudiant

- Combroux I., Bornette, G. & Amoros C. (2002). Plant regenerative strategies after a major disturbance: the case of a riverine wetland restoration. *Wetlands*, 22:234-246. (A)
- Combroux, I., Staentzel, C., Perrier, A. & Kern, S. (2015). Transfert de banque, Transplantation, Déconnexion temporaire : mesures efficaces en restauration de milieux aquatiques ? REVER6 – 6èmes journées atelier – Rever et Dynamiser, Strasbourg 3 – 4 mars 2015. (P)
- Combroux, I., Staentzel, C. & Perrier, A. (2015) Allelopathy and Phenology as restoration tools in the Upper Rhin floodplain restoration projects. Oral presentation, 14th International Symposium on Aquatic Plants, EWRS, 14-18 Sept. 2015 Edimbourg, Scotland. (O)
- Combroux I, Staentzel, C. & Thai Thi H. O. (2018) Merging studies in allelopathy, phenology and community transfer to enhance community biotic resistance: plant engineering as a control method of invasive plants. *Sfécologie 2018*, Rennes 22-25 Oct 2018. (O)
- Combroux, I., Kern, S., Grac, C. & Georges J.-Y. (2015) Restauration écologique d'une ancienne gravière en plaine alluviale rhénane. REVER6 — Rever et Dynamiser, Strasbourg 3 – 4 mars 2015. (O)
- Combroux, I. (2019) Aquatic plant phenology as a key factor for restoration and management of aquatic biodiversity. *Aquatic Biodiversity International Conference 9*. Sibiu 25-28 septembre 2019 (O)
- Combroux, I., Haan Archipoff G., Perrier A., Trémolières, M. & Gondet L. (in prep) Phenology of the aquatic invasive *Elodea nuttallii* (Planch.) H.St.John in Alsace floodplain: implication for the management of an invasive species (A)
- Combroux, I., Hernandez, N., Hess M., Colin, C., Massing, C. & Le Ber, F. (in prep) Field and laboratory evidence of *Potamogeton lucens* negative allelopathy against the invasive *Elodea nuttallii*. (A)
- Combroux, I. Perrier, A. & Staentzel, C. (2016) Thinking “allelopathy” and “phenology” to enhance ecological restoration success. (A)
- François M. (2019). Effets de la phénologie et des espèces invasives sur la dynamique des peuplements végétaux des écosystèmes restaurés. Rapport de M2 PENGE. Université de Strasbourg (R)
- François M., Grac C. & Combroux, I. (2019) Calico crayfish (*Faxonius immunis*) a new invasive species in France: From biological traits to preventive measures. *Aquatic Biodiversity International Conference*. Sibiu 25-28 septembre 2019 (P)
- Hernandez Pazmiño N. (2014) Mise en évidence des capacités allélopathiques de *Potamogeton lucens* – Application en écologie de la restauration. Rapport M2 Erasmus, Université de Madrid. (R)
- Hess, M. & Colin C. (2014) Demonstration of *Potamogeton lucens* allelopathic effects in a context of biological control of *Elodea nuttallii*. Rapport de M1 PE. Université de Strasbourg. (R)
- Hess, M., Colin, C. Perrier, A., & Combroux, I. (2015). Demonstration of *Potamogeton lucens* allelopathic effects in a context of biological control of *Elodea nuttallii*. REVER6 – 6èmes journées atelier – Rever et Dynamiser, Strasbourg 3 – 4 mars 2015. (P)
- Jacek G. & Combroux, I. (2017) Wet meadows restoration within an industrial wasteland conservation: what are the potential sources of seeds? *NASSTEC International conference 26-29 sept 2017*. Royal Botanical Garden, Kew, UK (P)
- Massin C. Mise en évidence d'interactions biotiques entre les deux hydrophytes *Potamogeton lucens* et *Elodea nuttallii* sur le site restauré de la Gravière du Woerr (Lauterbourg). Une approche fondée sur les graphes de voisinage. Rapport de M2 Géographie Environnementale. Université de Strasbourg. (R)
- Staentzel C. (2018) Dynamique des communautés biologiques dans un contexte de restauration par injection sédimentaire et érosion maîtrisée : cas du Vieux Rhin, France. Thèse Université de Strasbourg. 324p. (R)
- Staentzel C., Combroux I., Barillier A., Schmitt L., Chardon V., Garnier, A. & Beisel J.-N. (2018). Réponses des communautés biologiques à des actions de restauration de grands fleuves (Vieux Rhin, France). *La Houille Blanche*, n° 2, 2018, p. 99-106. DOI: 10.1051/lhb/2018024 (A)
- Staentzel, C., Combroux, I., Barillier, A., Schmitt, L., Trémolières, M., Chardon, V., Grac, C., Chanez, E. & Beisel, J.-N. (2018) Restauration hydromorphologique inédite dans le Rhin Supérieur : réponses écologiques 4 ans post-restauration. Congrès annuel de l'Association Française de Limnologie, Strasbourg 22 - 23 novembre 2018 (O)

2.3. Restauration spontanée ou active : une vision temporelle ?

Les termes de restauration passive et active ou restauration spontanée et assistée (Prach et Hobbs 2008; Prach, Chenoweth, et del Moral 2019) sont aujourd’hui très souvent utilisés. Le colloque annuel du Réseau d’Echange et de Valorisation en Ecologie de la Restauration (REVER, organisation française adhérente à la SER) de 2018 s’intitulait « REVER et laisser faire » et mettait l’accent sur la restauration passive.

La restauration passive ou spontanée caractérise les opérations de restauration qui consistent à supprimer la source de la dégradation et laisser la résilience de l’écosystème agir. L’intervention ne concerne pas directement l’écosystème. L’augmentation du débit réservé, la reconnexion quand elle ne s’accompagne pas de surcreusement du chenal, le dérocketage d’une berge seul, la mise en défens d’une berge de rivière sur-fréquentée par un troupeau de bétail (Rambaud, Combroux, Moret, et al. 2009) s’apparente à de la restauration passive.

La restauration active caractérise des opérations, en principe plus lourdes (même si le dérocketage d’une berge peut s’avérer plus lourd et complexe que la transplantation d’une espèce) qui agissent directement sur le milieu en modifiant ces conditions abiotiques ou en implantant des espèces. Ces interventions peuvent être la modification du profil de la rivière, l’apport de sédiments, le transfert de banque de graines, la transplantation, l’inoculation de vers de terre, etc. Ces opérations sont en général mises en œuvre lorsque le seuil d’irréversibilité a été franchi et que la résilience de l’écosystème serait impossible en supprimant simplement la source de la dégradation.

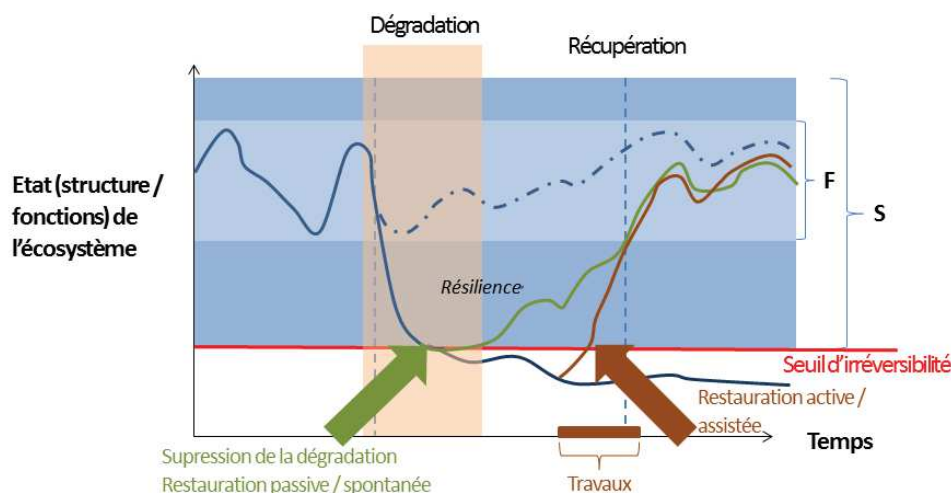


Figure 54 : Schéma de la réponse d’un écosystème à une perturbation/dégradation adaptée aux opérations de restauration passive et active. Le trait plein bleu figure la trajectoire suivie par l’écosystème avant et après la dégradation qui conduit l’écosystème au-delà du seuil d’irréversibilité. Les tirets-points (-.) figurent la trajectoire qu’aurait suivi l’écosystème en l’absence de dégradation (écosystème de référence).

Cependant la restauration active ou assistée est maintenant souvent utilisée même si le seuil d’irréversibilité n’a pas été franchi. La restauration active permet en effet de diminuer le temps de résilience. Dans le cas de la restauration des berges de la gravière du Woerr, on constate (Figure 51) que la transplantation et le transfert de banque augmentent significativement la vitesse de colonisation sur les

premiers mois qui suivent les travaux. Cette accélération de la résilience peut s'avérer intéressante dans le cas des sites soumis à la pression des espèces invasives (cf. II.3.), ou bien dans le cas d'opérations effectuées dans le cadre d'une réparation d'atteintes à l'environnement ou de compensation écologique (Figure 55), des cas où le temps de résilience peut s'avérer un frein dans la réponse aux demandes sociétales ou règlementaires. Cela peut être le cas lorsque l'opération vise le rétablissement d'une espèce rare particulière et qu'il s'agit donc à la fois de la transférer pour s'assurer que le passage du filtre de dispersion soit passé le plus rapidement possible, et de modifier l'habitat pour qu'il corresponde aux exigences biotiques et abiotiques de l'espèce en question. Pour *Dianthus superbus*, il s'agira par exemple de diminuer le niveau trophique des prairies cible et de maintenir les pratiques culturales permettant le maintien de sa diversité génétique (Hardion et al. 2019).

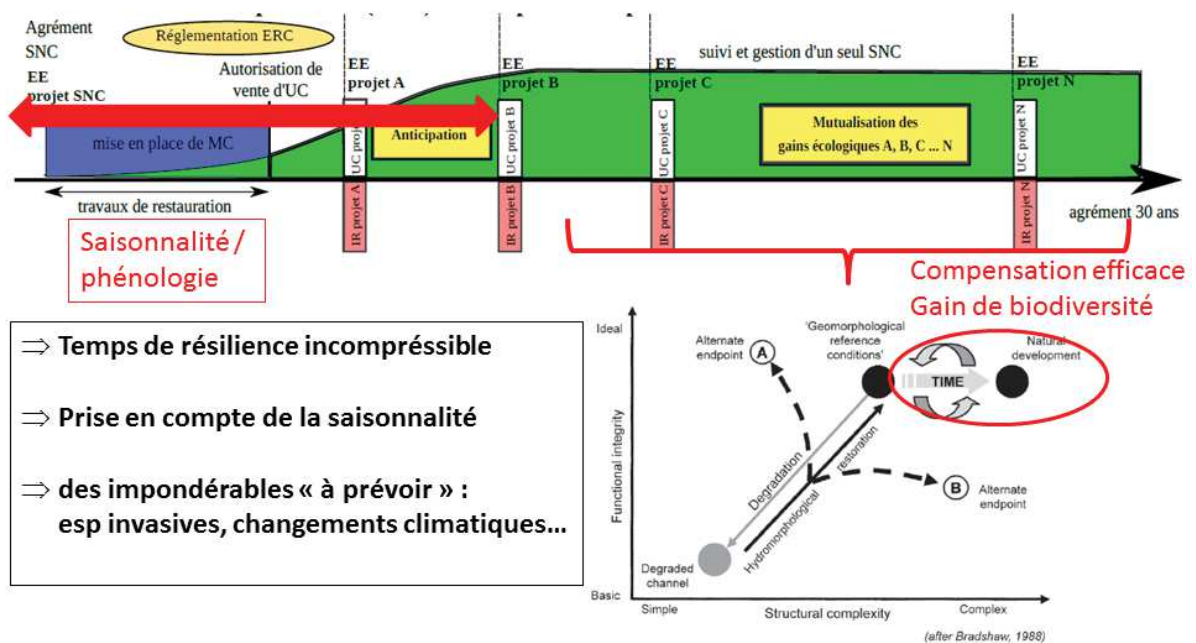


Figure 55 : Intégration de la notion temporelle dans la restauration d'écosystèmes permettant le gain net de biodiversité.
 La restauration active, la prise en compte de la saisonnalité peuvent permettre de réduire le temps de reconstitution de l'écosystème. (Extrait Combroux 2018 : communication à la Journée technique ASTEE du 5 juillet 2018)

Notons enfin que cette terminologie de restauration passive et active, peut en théorie sembler dichotomique, mais que dans la pratique des travaux de restauration il s'agit plutôt d'un gradient entre deux extrêmes. Par exemple dans le cas des travaux d'érosion maîtrisée sur le vieux Rhin (dérocketage et construction d'îlots de déflexion), les travaux peuvent paraître lourds mais en réalité la restauration consiste ensuite à laisser faire les crues pour atteindre les objectifs (Figure 56).

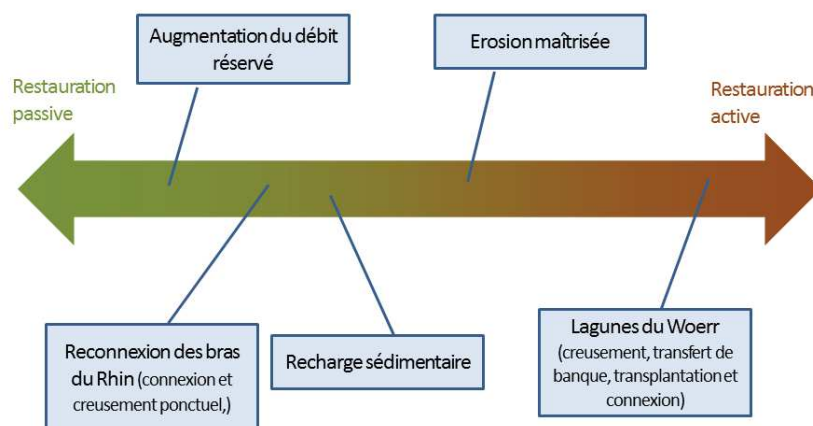


Figure 56 : Positionnement des projets de restauration abordés dans ce document sur le gradient restauration passive-active.

RECHERCHES EFFECTUEES ET TRAVAUX ENCADRES SUR CETTE THEMATIQUE :

(A) : Article publié ou en préparation, (O) : communication orale à un congrès, (P) : Poster à un congrès, (R) : Rapport d'étudiant

Combroux I. (2018) : L'ingénierie écologique : Une thématique émergente à la croisée de la recherche scientifique et de la mise en oeuvre opérationnelle. Séminaire de la Faculté de Géographie et d'Aménagement – Université de Strasbourg. 13 décembre 2018 (O)

Combroux, I., Staentzel, C., Perrier, A. & Kern, S. (2015). Transfert de banque, Transplantation, Déconnexion temporaire : mesures efficaces en restauration de milieux aquatiques ? REVER6 – 6èmes journées atelier – Rever et Dynamiser, Strasbourg 3 – 4 mars 2015. (P)

Combroux, I., Staentzel C., Perrier, A. & Kern S. (in prep) Bank transfert and Transplantation as efficient restoration methods in aquatic habitats? (A)

Hardion L., Pouvreau, M. Schwoertzig, E. Hoff, M. Nguefack, J. & Combroux I. (2019) Performance, genetic and ecological insights for the conservation of the endangered large pink, *Dianthus superbus* L. (Caryophyllaceae) in semi-natural grassland, *Botany Letters*, 166:1, 104-112. (A)

Rambaud, M. Combroux I. Moret J. & Machon N. (2009). Impact de l'ouverture du milieu et de l'aménagement des berges sur les communautés biologiques des rivières à Renoncules. Colloque REVER1 : Réseau d'échange et de Valorisation en Ecologie de la Restauration, Avignon. (P)

Staentzel C. (2018) Dynamique des communautés biologiques dans un contexte de restauration par injection sédimentaire et érosion maîtrisée : cas du Vieux Rhin, France. Thèse Université de Strasbourg. 324p. (R)

3. LA RECREATION DE FONCTIONS ECOLOGIQUES

Le «continuum restauratif» (McDonald et al. 2016; Gann, McDonald, et Walder 2019 -Figure 41), prévoit à l’une de ces extrémités la mise en œuvre de techniques et de travaux visant à réparer les dommages à l’environnement afin de rétablir à grande échelle des fonctions et services écosystémiques. Ces techniques généralement développées dans le domaine de l’écologie ingénieriale (Rey 2017), s’apparentent parfois aux nouveaux écosystèmes (Hobbs, Higgs, et Harris 2009) et ont pour objectif de recréer des fonctions écologiques.

3.1. La Création de services environnementaux

Le programme d’Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques (EFESE) a défini la notion de **services environnementaux** comme *un service que des acteurs se rendent entre eux ou rendent à la société dans son ensemble, et qui visent à réduire la pression exercée sur les écosystèmes ou qui améliorent leur fonctionnement*. Les services environnementaux désignent donc ces interventions humaines qui contribuent à préserver ou rétablir des fonctions écologiques, et donc des services écosystémiques. L’écosystème (naturel ou nouveau) continue à fournir des services écosystémiques, car en amont, l’être humain est intervenu et a permis de le maintenir en l’état, ou de l’améliorer. Les services environnementaux peuvent donc être vus comme des services rendus par la société à la nature. Cette notion doit donc maintenant être intégrée à la notion de socio-écosystème (cf. II.1. - Figure 13 & Figure 57)

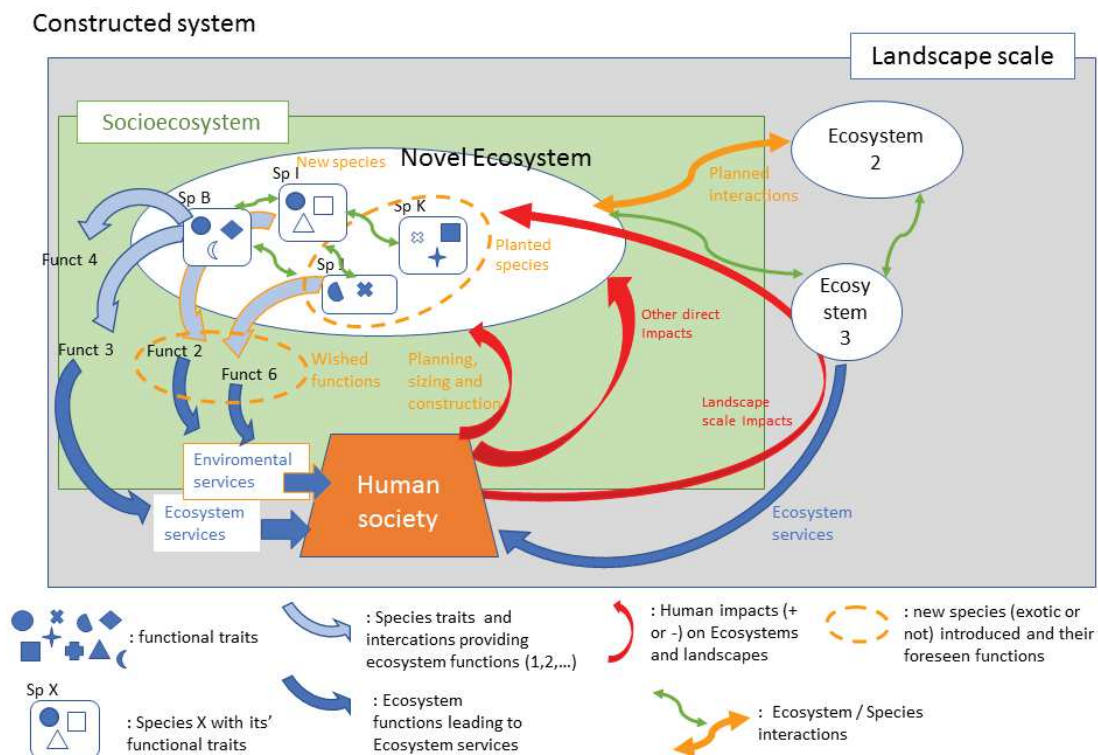


Figure 57 : Schématisation du socioécosystème et des mécanismes de fourniture des services et dis-services aux sociétés humaines incluent la notion de services environnementaux et le cas d’un nouvel écosystème (D’après Combroux et Laffont-Schwob in prep)

Cas de la phytoépuration

Les systèmes de phytoépuration sont généralement conçus par bio-mimétisme, de façon à reproduire et optimiser les processus auto-épuration naturels, dans un écosystème construit (nouvel écosystème) et plus ou moins contrôlé (Brix 1993). L'objectif de ces constructions est le rétablissement des fonctions écologiques d'épuration de l'eau et donc la reconstitution d'un service écosystémique de régulation (Figure 11) en abattant la charge de polluant dans les effluents qu'ils traitent (eaux usées, eau pluviales etc.). Les végétaux sont un élément important du fonctionnement de ces écosystèmes. Le Roseau, *Phragmites australis* y est fréquemment planté pour ses propriétés épuratrices (Bois et al. 2019) ou est conservé dans le système lorsqu'il s'installe naturellement. Ainsi, dans le premier bassin de rétention de pluie installé à Rouffach en aval du vignoble, le Roseau, présent parmi les 31 espèces recensées dans le bassin, recouvrait entre 95 et 100 % de la surface en 2007 (Figure 58).



Figure 58 : Bassin d'orage de Rouffach colonisé par *Phragmites australis* en mars 2007.

Plus récemment, nous avons démontré qu'il est possible d'installer des plantes autochtones dans ces filtres ou bassins (Guittonny-Philippe, Masotti, et al. 2015; Guittonny-Philippe, Petit, et al. 2015) et donc de proposer des techniques progressivement positionnées de plus en plus vers la droite sur le gradient du continuum restauratif.

Cas des techniques d'interception des coulées d'eau boueuse

Parmi les techniques d'interception des coulées d'eau boueuse expérimentées dans le cadre du programme GERIHCO (<http://gerihco.engees.unistra.fr/>), les haies, fascines vivantes, bandes enherbées ou bandes de miscanthus, peuvent suivant la composition des espèces utilisées (locales ou exotiques) suivant leur localisation (position d'anciens réseaux de haies ou non) s'apparenter à de la simple recréation de fonctions écosystémiques ou se rapprocher de la restauration écologique. Le service environnemental visé est dans ce cas également la reconstitution d'un service de régulation : la limitation de l'érosion des sols et du ruissellement (Figure 59).



Figure 59 : Rétention des sédiments d'une coulée d'eau boueuse par un système fascine + haie vive.

Prise en compte des dis-services

Il est également important de préciser que lors de la conception de ces « écosystèmes », les dis-services sont en général considérés et que la conception des systèmes proposés tente de les minimiser. Les filtres de phytoépuration vont en général pour leur partie « traitement de l'eau » (c'est-à-dire après l'éventuel système de décantation) privilégier des systèmes sans eau surnageante limitant ainsi les risques d'émission de mauvaises odeurs à proximité d'habitations.

Nous avons également montré sur la plateforme expérimentale de Schwindratzheim que les différentes techniques d'interception des coulées d'eau boueuse testées ne diminuent pas le rendement du champ agricole situé juste à côté (Figure 60).

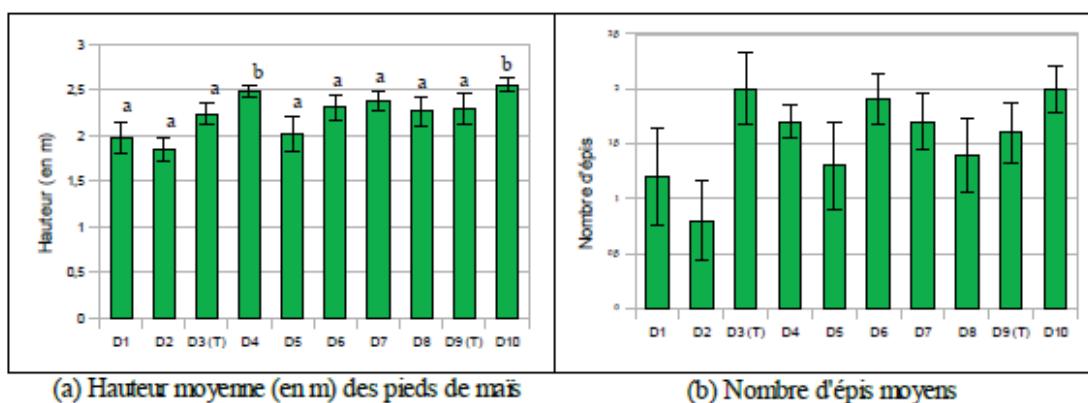


Figure 60 : Impact des techniques d'interception des coulées d'eau boueuses sur le champs en amont : (a) : hauteur moyenne du pied de maïs (les lettres différentes marquent une différence significative) (b) : Nombre d'épis produits (aucune différence significative – rapport de M2 Mischler 2014)

RECHERCHES EFFECTUEES ET TRAVAUX ENCADRES SUR CETTE THEMATIQUE :

(A) : Article publié ou en préparation, (O) : communication orale à un congrès, (P) : Poster à un congrès, (R) : Rapport d'étudiant

Combroux I., & Laffont-Schwob, I. (in prep) Motorway retention ponds as novel ecosystems: more ecosystem services than they were designed for? A review (A)

Combroux I., Vandijk, P. & Rozan A. (2013). Evaluation du risque invasif lié à l'utilisation de bandes végétales comme technique d'interception des coulées boueuses. Des ingénieries par et pour le vivant, écologiques et agro-écologiques. Séminaire d'animation scientifique du 19 déc. 2013- INRA, CIRAD, CNRS, et IRSTEA. (P)

Dang-Ha M. (2018) Appréhension juridique de différents ouvrages de génie végétal instaurés dans le cadre de la lutte contre l'érosion des sols et les coulées d'eaux boueuses. Master DETR (R)

Guittony-Philippe, A, Petit M-E, Masotti, V. Monnier, Y., Malleret, L. Coulomb, B. Combroux, I., Baumberger, T., Viglione, J. & Laffont-Schwob, I. (2015). Selection of European wild macrophytes for their use in constructed wetlands for phytoremediation of contaminant mixtures. Jour. of Env. Manag..147: 108-123. (A)

Guittony-Philippe, A, Masotti, V., Combroux, I. Malleret, L., Boudenne J.-L., Petit, M.-E. Monnier, Y., Coulomb, B., Viglione, J. & Laffont-Schwob, I. (2015). Proposal of a new method to assess industrial effluent ecotoxicity reduction by wastewater treatment systems: the Helophyte Development Index. Ecol. Eng 77 : 180-188. (A)

Mischler, M. (2014) Évaluation du risque invasif dans le cadre de l'utilisation d'espèces exotiques comme technique d'interception des coulées boueuses. Rapport de M2 PE Université de Strasbourg (R)

3.2. La fourniture de services écosystémiques « non planifiés »

Ces nouveaux écosystèmes ou écosystèmes construits par génie écologique ont pour caractéristiques de fonctionner sans l'intervention de l'homme et d'être constitués d'un cortège d'espèces présentant des traits fonctionnels pourvoyeurs de fonctions écologiques (cf. II.1.1, Figure 13 & Figure 57). Ces fonctions écologiques peuvent être le support des services environnementaux pour lesquels, le nouvel écosystème a été conçu. Cependant, ces fonctions écologiques peuvent également fournir d'autres avantages, non souhaités lors de la conception, mais bénéfiques à la société. Le fonctionnement écosystémique de ces nouveaux écosystèmes produit donc très souvent des externalités positives.

Les haies ou fascines vivantes installées pour l'interception des coulées d'eau boueuse peuvent constituer des habitats pour des insectes ou de la petite faune.

Les systèmes de phytoremédiation, mares de décantation et filtres plantés peuvent constituer des éléments de connectivité et permettre la constitution d'une trame verte et bleue.

Les bassins autoroutiers conçus initialement pour leurs propriétés de régulation des écoulements d'eau se révèlent également des fournisseurs d'autres services écosystémiques. Une méta-analyse bibliographique que nous menons sur ces bassins, tend à montrer qu'ils fournissent également des habitats pour les amphibiens et qu'ils permettent de stocker et traiter des sédiments contaminés en métaux lourds (Figure 61- Combroux et Laffont-Schwob in prep).

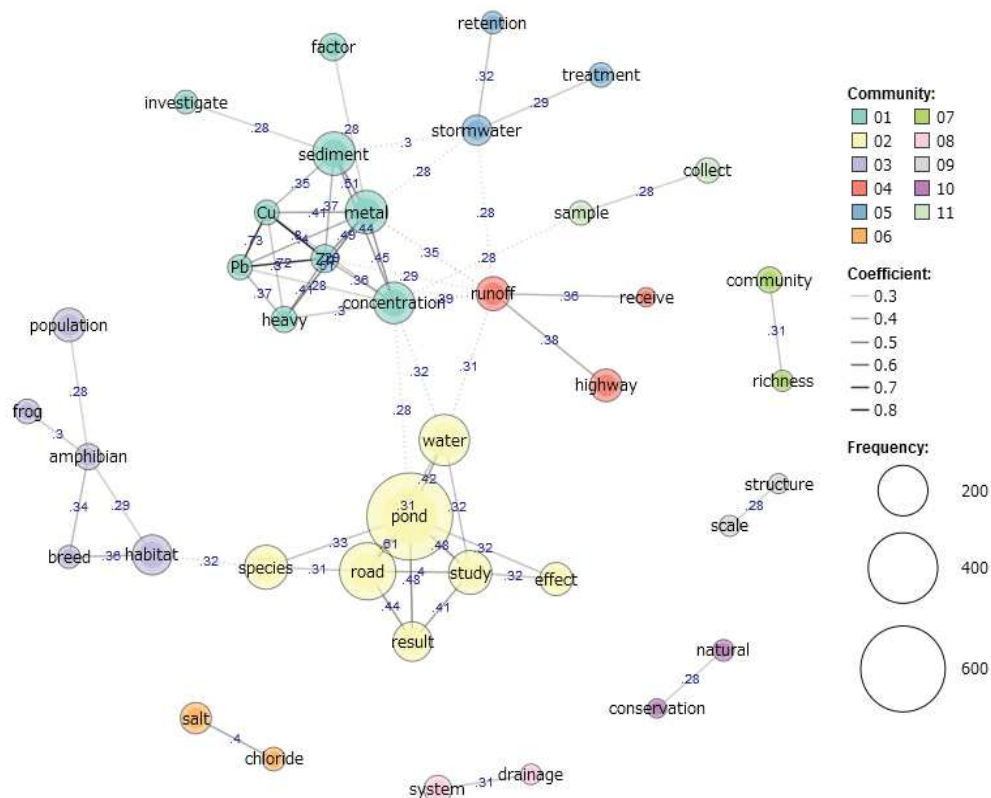


Figure 61 : Réseau de mots obtenu par analyse textuelle sur les abstracts de 194 articles publiés entre 1975 et 2018 obtenus par une recherche sur WoS avec les mots [Motorway*OR Highway* OR Road*] NEAR/4 Pond* en « TOPIC » (Combroux et Laffont-Schwob in prep)

Enfin, même si certaines toitures végétalisées ont besoin d'entretien pour assurer leur pérennité (par exemple d'être ponctuellement arrosées) et ne peuvent donc pas être totalement assimilées à des nouveaux écosystèmes, elles fournissent également des services « non planifiés » (Belin et Combroux 2019). Elles se révèlent être en ville des refuges ou des éléments de connectivité pour certaines espèces végétales. Une étude menée en 2014 sur 77 toitures en Alsace a montré qu'elles hébergeaient 22 espèces plantées et 45 espèces spontanées (stage M2 A Varinot). Elles fournissent également de la nourriture pour les pollinisateurs. Dans une étude réalisée en 2019 avec le protocole SPIPOL sur 24 toitures sur l'Eurométropole de Strasbourg, nous avons constaté que la richesse des pollinisateurs est proportionnelle à la richesse spécifique des végétaux (Figure 62)

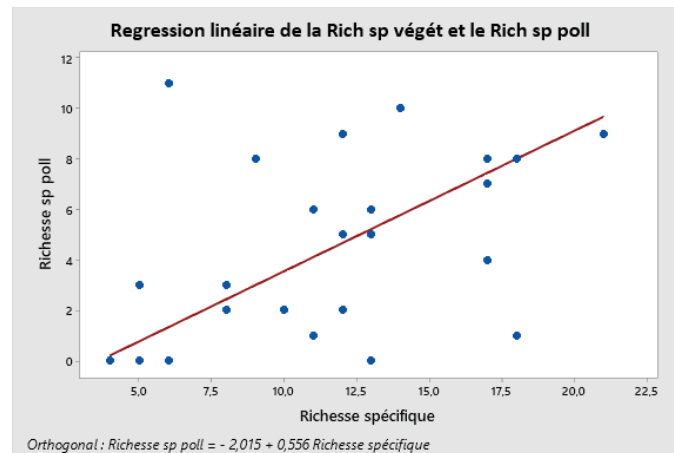


Figure 62 : Richesse spécifique des pollinisateurs en fonction de la végétation estimée sur 24 toitures de l'Eurométropole (stage M2 M. Belin 2019)

RECHERCHES EFFECTUEES ET TRAVAUX ENCADRES SUR CETTE THEMATIQUE :

(A) : Article publié ou en préparation, (O) : communication orale à un congrès, (P) : Poster à un congrès, (R) : Rapport d'étudiant

- Belin, M. & Combroux I. (2019) Toitures végétalisées : des milieux cachés au-dessus de nos têtes. La médaille militaire. Numero 584, p 29-32. (A)
- Belin, M (2019) Etude de la biodiversité des pollinisateurs et des végétaux sur les toitures végétalisées. Rapport de M2 PENGE Université de Strasbourg (R)
- Charpentier I., Blond, N., Combroux, I., Glatron C., Hector, A., Granchamp, L., Puissant, A., & Wanko, A. (2019). Is there any room for a long term socio-ecological research on green roofs? EICTUS 2019 (European International Conference on Transforming Urban Systems). 26-28 juin 2019. Strasbourg.
- Combroux I., & Laffont-Schwob, I. (in prep) Motorway retention ponds as novel ecosystems: more ecosystem services than they were designed for? A review (A)
- Varinot, A. (2014) Etude des facteurs influençant la biodiversité sur les toitures végétalisées. Rapport de M2 PENGE Université de Strasbourg (R)

3.3. De la restauration passive à l'échelle du paysage ?

Enfin, ces écosystèmes, comme les écosystèmes naturels ou culturels sont insérés dans un paysage au sein duquel ils sont en interactions avec d'autres écosystèmes (Figure 57). Ils assurent donc des fonctions également à l'échelle du paysage. Ces écosystèmes, créés dans le cadre d'activités restauratives, ont parfois un objectif à l'échelle du paysage. Les filtres plantés conçus dans le cadre de la thèse de A. Guittonny (Guittonny-Philippe, Petit, et al. 2015) ont pour but d'abattre la quantité de multi-polluants qui ruissellent jusqu'à des fossés et dégradent le site Natura 2000 du cordon du Jai et Palun de Marignane. Les filtres plantés construits sur le site pilote de l'Ostwaldergraben à Strasbourg ont pour objectif d'abattre la pollution des eaux pluviales qui ruissellent jusqu'au cours d'eau de l'Ostwaldergraben afin qu'il retrouve un bon état écologique. Dans les deux cas, ces « constructions » ont été réalisées afin de supprimer la source de dégradation (extérieure) d'un écosystème. Dans le cas où ces travaux ne s'accompagnent pas d'actions sur l'écosystème naturel, on est en droit de se demander si de telles « activités restauratives » ne peuvent en réalité pas être perçues comme une restauration passive à l'échelle de l'écosystème adjacent ou du paysage.

Quoi qu'il en soit, de par les services « non planifiés » rendus par ces nouveaux écosystèmes, leur « valeur » sur l'échelle du continuum restauratif est bien souvent plus élevée à l'échelle du paysage qu'à l'échelle de l'écosystème lui-même.

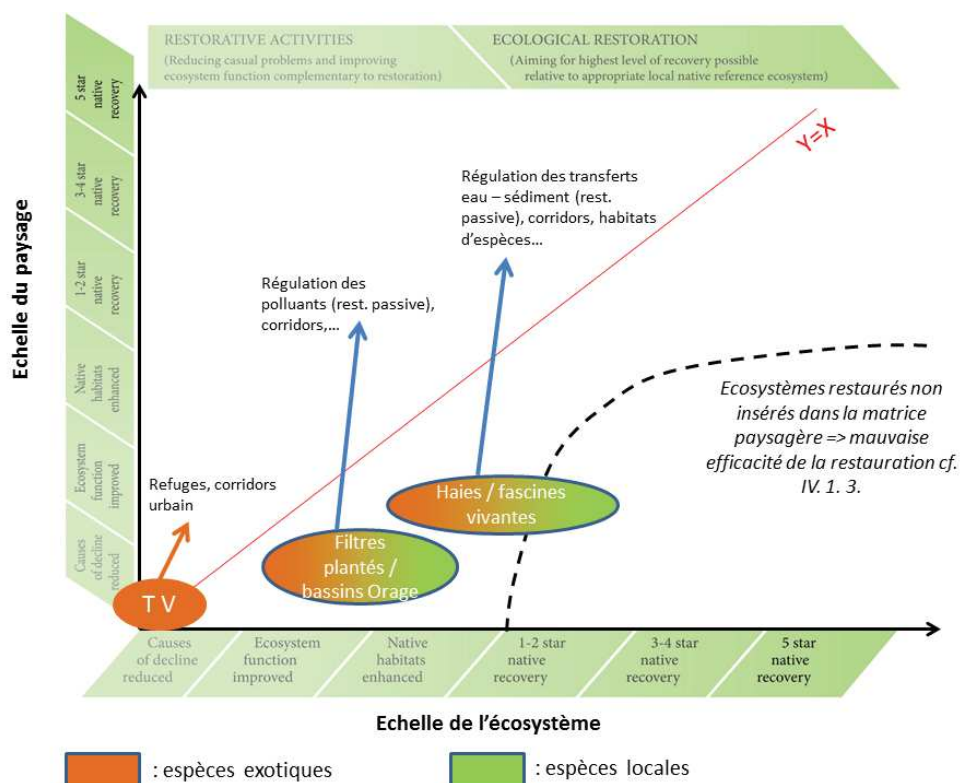


Figure 63 : Continuum restauratif intégrant les échelles de l'écosystème et du paysage. Les techniques de génie écologique abordées dans le texte sont positionnées sur ce plan en 2 dimensions. La position des ellipses figurent la position des écosystèmes possible d'après leur conception. Le but de la flèche indique leur position lorsque l'on prend en compte les services « non planifiés » et l'intégration paysagère.

1. GENERALITES SUR L'ÉVALUATION

1.1. Définir l'évaluation

L'évaluation est par définition l'action d'évaluer, d'apprécier la valeur d'une chose, d'un objet, d'une action, d'une méthode ou même d'une personne. Pour (Vial 2013), l'évaluation repose sur un travail des critères, une convocation ou un débat de valeurs qui traduit le désir de rendre compte ou de rendre intelligible [ce qui ne l'est pas de manière automatique]. Cette pratique, actuellement très médiatisée peut devenir une conduite quotidienne. Si bien que Chauvigné (2016) estime que la plus grande partie des évaluations se réalise, en fait, sous le mode d'évaluation informelle (qui n'apporte que peu de garanties pour ce qui concerne la pertinence des jugements produits) et socialement très partagée. Je m'attacherai ici plutôt à l'évaluation formelle ou évaluation instituée définie par Barbier (2001) comme un acte délibéré et socialement organisé aboutissant à la production d'un jugement de valeur. Un processus qui prend corps dans les années 1960 en Amérique du Nord pour l'évaluation de programmes en s'inspirant à la fois de méthodes des sciences sociales et des sciences de la nature (Tourmen et Mayen 2012).

L'action d'évaluer consiste donc à produire un jugement de valeur en vue d'un usage social, souvent une prise de décision (Chauvigné 2016). De Ketele et Roegiers (1996) définissent en conséquence qu'évaluer signifie recueillir un ensemble d'informations suffisamment pertinentes, valides et fiables, et examiner le degré d'adéquation entre cet ensemble d'informations et un ensemble de critères adéquats aux objectifs fixés au départ ou ajustés en cours de route, en vue de prendre une décision. Le jugement de valeurs sera donc utilisé soit pour des vérifications de la conformité, soit pour du questionnement sur une décision. Toute démarche d'évaluation peut donc viser soit le contrôle soit l'accompagnement. Ces deux modes d'évaluation sont pratiqués dans les disciplines environnementales, notamment dans le domaine de la conservation de l'environnement où, comme le rappelle Blandin (2011), la conservation est un **choix sociétal** : quelle que soit la situation, la gestion est la mise en œuvre des actions visant à ce que l'espace géré suive la trajectoire désirée par la société concernée.

L'évaluation contrôle que l'on pourra qualifier d'évaluation *ex-post* visera par exemple l'évaluation de l'état d'écosystèmes ou d'espèces dans le cadre de la mise en œuvre de politiques ou de programmes environnementaux : évaluation de l'état de conservation des habitats et espèces de la Directive Habitat⁶, évaluation de l'état écologique des masses d'eau dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau⁷, évaluation de la mise en œuvre du plan de gestion d'une aire protégée, évaluation du degré de dégradation dans le cas d'une atteinte à l'environnement, etc. Il s'agit bien en l'espèce de choisir un état optimal souhaité, de l'ériger en objectif ou en cible (état de conservation favorable, bon état écologique, etc.). La définition de cet état découlera des éléments scientifiques mais également du contexte socio-économique et culturel et des choix que ce contexte aura imposés.

Ce type d'évaluation peut également conduire à une estimation pécuniaire : dans le domaine agricole, une telle évaluation des parcelles agricoles vise par exemple à quantifier les améliorations ou dégradations apportées au fond agricole et à chiffrer les indemnités au preneur sortant dues par le bailleur (ou par le preneur en cas de dégradation du fond) à l'expiration du bail rural (*C. rur.* Art. L411-69-

⁶ Directive 92/43/CEE du Conseil concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages,

⁷ Directive 2000/60/CE – cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau,

78). Dans le domaine de la compensation écologique, on évaluera une perte de biodiversité ou une dégradation environnementale et quantifiera les mesures devant être mises en œuvre. Il en est de même dans le cadre de l'action en réparation du préjudice écologique (loi du 8 août 2016 sur la reconquête de la biodiversité). L'état optimal souhaité sera alors celui correspondant à un écosystème résilient revenu à son état antérieur (cf. II.4.)

L'évaluation accompagnement, ou *ex-ante* car conçue et mise en place avant le démarrage de projets ou de plans, visera par exemple à estimer les impacts environnementaux qui seront induits par le projet, à les hiérarchiser et à accompagner les décisions liées à la mise en place de la séquence « Eviter, Réduire, Compenser ». L'évaluation environnementale est alors une démarche visant à intégrer l'environnement dans l'élaboration d'un projet, d'un document de planification ou d'un plan ou programme, et ce, dès les phases amont de réflexions. Elle sert à éclairer le décideur sur la décision à prendre au vu des enjeux environnementaux et relatifs au territoire concerné, ainsi qu'à informer et garantir la participation du public. Elle doit rendre compte des effets potentiels ou avérés sur l'environnement de toute initiative et permet d'analyser et de justifier les choix retenus au regard des enjeux identifiés sur le territoire du projet. L'évaluation environnementale vise ainsi à prévenir les dommages potentiels, à une phase pertinente de conception du projet envisagé. Cette évaluation a pour but de prolonger ses effets lors de la réalisation de ce dernier. Cette démarche est en effet essentielle à toute activité de gestion (Vial 2013) car elle permet la régulation du projet : les indicateurs, observations sont confrontés à l'objectif et permettent une action corrective si nécessaire. L'évaluation est alors pratiquée comme une sorte de balisage permettant d'atteindre l'état optimal souhaité. Cette fois les valeurs de comparaisons seront à la fois une valeur de référence mais aussi les valeurs actuelles.

La démarche d'évaluation fait appel à des méthodes ou outils très variés en fonction des présupposés théoriques - et politiques - des buts ou des techniques. Quel que soit le système d'évaluation, quelques caractéristiques sont constantes et constitutives de la démarche scientifique d'évaluation. On note ainsi les éléments communs d'une démarche universelle de l'évaluation :

- Une indépendance de la mise en œuvre,
- L'usage d'un référentiel solide, ces deux premiers éléments garantissant la rigueur, la solidité et la reproductibilité de l'évaluation,
- L'utilisation d'indicateurs appropriés à l'objet et l'objectif de l'évaluation,
- Des outils d'analyse et d'interprétation, et
- La production d'une valorisation intelligible sous forme de notes synthétiques.

1.2 Des gages de rigueur et de reproductibilité

Indépendance de la mise en oeuvre

Le processus d'évaluation suppose que sa conduite et sa mise en œuvre soient indépendantes de l'objet évalué et des acteurs qui en assurent la gestion opérationnelle. Selon un principe général, on ne peut être à la fois juge (évaluateur) et partie prenante de l'affaire évaluée.

Dans le cas de la gestion ou de la protection des milieux naturels, bien qu'il soit possible (et sans doute souhaitable) d'inciter les acteurs à pratiquer l'auto-évaluation, l'évaluation (*stricto sensu*) implique en général, l'intervention d'opérateurs dotés d'une expertise suffisante pour mener à bien un tel projet. C'est donc souvent une structure indépendante qui réalise l'évaluation. Lorsqu'un projet ou un plan sont

prévus, l'étude d'impact n'est pas conduite par le maître d'ouvrage ni par le maître d'œuvre, elle est réalisée par un bureau d'étude indépendant... même si l'étude est financée par le maître d'ouvrage...

Usage d'un référentiel solide

La rigueur, la reproductibilité et donc la comparabilité d'une évaluation est également garantie par l'existence d'un référentiel, c'est-à-dire d'un système de références, une feuille de route, un ensemble de normes pour l'évaluateur. Le processus d'évaluation sera donc en général accompagné d'un ensemble structuré de recommandations ou de bonnes pratiques, de méthodes reproductibles, permettant les comparaisons et limitant les erreurs d'appréciations (Ratcliffe 1977; Wathern et al. 1986). Par exemple, pour l'évaluation biologique de l'état des eaux de surface, les bioindicateurs les plus anciennement utilisés font maintenant l'objet de normes NF concernant la méthode de prélèvement.

Les différents éléments du référentiel sont caractéristiques de l'objet évalué et de l'objectif de l'évaluation (Figure 64). Le référentiel peut préconiser des méthodes subjectives et/ou des méthodes objectives. Les sciences environnementales ont tendance à favoriser les mesures objectives (mesures quantitatives physique, chimique etc.) mais le volet écologique est encore souvent basé sur les mesures subjectives (avis d'expert). Ces avis d'experts, plus rapides à mettre en œuvre, doivent être utilisés uniquement pour des faibles nombres de mesures. Elles sont avantageuses lorsqu'un faible nombre de sites est évalué ou si la fréquence des évaluations doit être élevée. Leur erreur standard est généralement plus faible que pour les méthodes objectives mais l'erreur standard de ces dernières diminue rapidement avec le nombre de réplicats. La mesure objective, plus quantitative permet de mieux mesurer la distance du système évalué avec un seuil ou un objectif à atteindre (état de conservation favorable par exemple).

1.3. Utilisation d'indicateurs appropriés

Le choix des indicateurs ne dépend pas seulement de leur pertinence scientifique. L'exercice de l'évaluation étant finalisé, le choix des indicateurs est fixé en fonction de l'objet évalué (cela sous-entend une très bonne connaissance de la structure et de la fonctionnalité d'un habitat, de la biologie ou l'écologie d'une espèce, cf. II.), de l'objectif de l'évaluation, de l'évaluateur (« philosophie », connaissances et compétences), et du destinataire de l'évaluation (Figure 64).

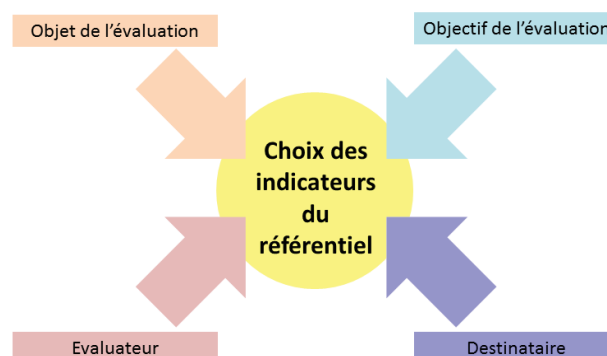


Figure 64 : Schématisation des éléments devant être pris en compte dans le choix des indicateurs et du référentiel d'une procédure d'évaluation.

Ainsi suivant ces éléments, un même objet de l'évaluation pourra être évalué par des indicateurs et un référentiel différent.

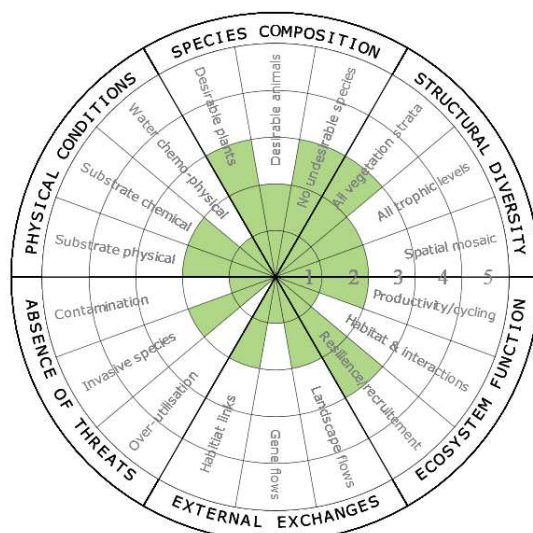
Objectif de l'évaluation

L'objectif de l'évaluation influence fortement le choix des indicateurs. Par exemple, l'évaluation de l'état d'une prairie permanente peut être réalisée pour plusieurs objectifs :

- Une évaluation réalisée par un expert foncier et agricole dans le cadre d'une estimation de l'indemnité au preneur sortant en fin de bail rural (*C. rur.* Art. L411-69-78) utilisera des indicateurs propres à la valeur agronomique ou à la valeur fourragère de la prairie : fréquence et nature des graminées, des plantes à rosettes, présence d'espèces indésirables telles que la ronce...

- Une évaluation peut être réalisée sur la même prairie qui, incluse dans un site Natura 2000, sera l'objet d'une évaluation de l'état de conservation afin de mettre en place des objectifs opérationnels pour la conservation de l'habitat. Cette évaluation utilisera d'autres indicateurs, tels ceux décrits par Maciejewski et al. (2015). Ces indicateurs sont bâtis non pas sur une composition spécifique type mais sur les processus et fonctions qui conduisent à l'établissement d'une communauté végétale ou animale (cf. II.2.) reflet de l'état de conservation de l'écosystème. Ainsi, dans ce cadre-là, l'opérateur utilisera des indicateurs renseignant sur la surface et le morcellement de la prairie, sur son évolution vers un milieu fermé (présence de ligneux), sur des caractéristiques au niveau de sa composition floristique qui traduisent des processus tels qu'une eutrophisation, sur la présence d'un régime hydrique particulier, ou sur une invasion biologique (cf. II.3.), sur l'action de perturbations agro-pastorales nécessaires à la dynamique de l'écosystème, la distribution des ressources végétales pour la faune, l'insertion de la prairie dans une mosaïque paysagère d'habitats favorables, le fonctionnement trophique et de dégradation de la matière organique.

- Enfin, la même prairie peut être le résultat d'une opération de restauration écologique (cf. III.) sur un ancien site industriel (cf. Thèse G. Jacek) et l'évaluation pourra alors s'attacher à mesurer l'efficacité des travaux de restauration par rapport à son objectif dicté par l'obligation de compensation : recréation d'une prairie humide. Les indicateurs utilisés dans ce cas pourront être les 6 catégories d'attributs des écosystèmes utilisés par la *recovery wheel* (McDonald et al. 2016 ; Figure 65) : des indicateurs de condition « physique » du milieu (caractéristiques structurales du sol, connexion à la nappe phréatique, abattement des polluants présents dans le sol), d'une composition spécifique caractéristique de l'habitat cible de la restauration (de l'habitat dont la destruction appelle une compensation écologique), d'une structure spécifique de la biocénose, de la restauration de fonctionnalités de l'écosystème, de l'existence d'une connexion fonctionnelle avec le paysage et de l'absence de menaces.



ASSESSOR: I. Combroux
SITE: Reichstett

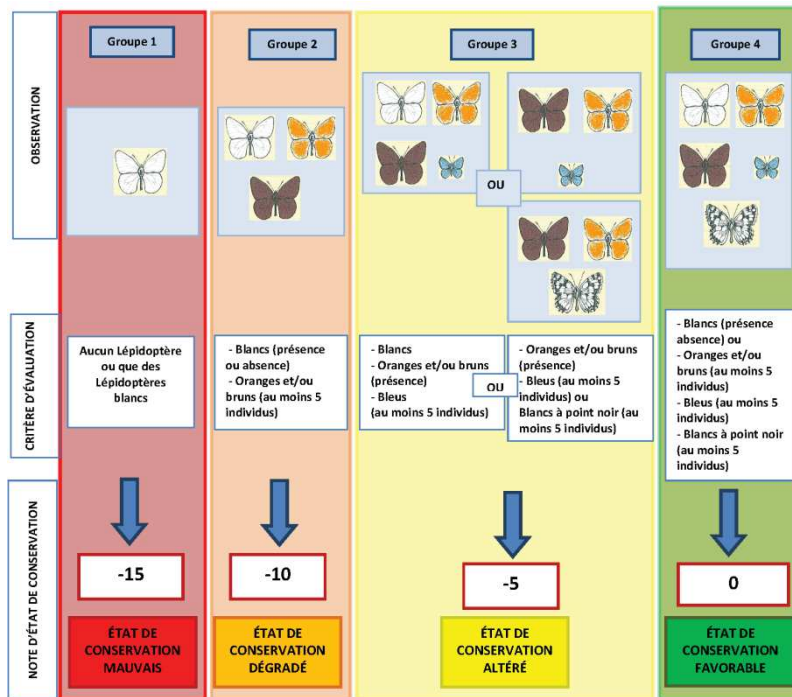
DATE: 2019-10-01

Figure 65 : Exemple d'évaluation de la progression d'un projet de restauration par la « roue du rétablissement », d'après les « Standards SER 2016 » (McDonald et al. 2016). Cette représentation permet à un gestionnaire de visualiser au cours du temps la progression de l'écosystème restauré vers le niveau « 5 étoiles » de l'écosystème de référence. Réalisé sur <http://seraustroasia.com/wheel/wheel.html>

Influence de l'évaluateur

Les méthodes d'évaluation environnementales sont souvent destinées à être mises en œuvre par un panel d'évaluateurs variés : chargés de missions de bureaux d'étude, gestionnaires d'espaces naturels, etc. qui possèdent des moyens et un temps limités, ainsi que des compétences naturalistes variées. Les indicateurs doivent être utilisables avec fiabilité par des observateurs venant d'horizons différents. C'est pourquoi les indicateurs utilisés sont souvent plus basiques (tout en restant fiables) que ne pourrait l'espérer un spécialiste du domaine ou du groupe taxonomique concerné.

Dans la méthode pour évaluer l'état de conservation des habitats agropastoraux, Maciejewski et al. (2015) proposent des indicateurs à la portée du plus grand nombre. Parmi les indicateurs spécifiques, l'indicateur 'lépidoptères diurnes' (qui renseigne sur la densité de la disponibilité florale, la surface du polygone, ou encore la diversité des habitats à l'échelle de l'écocomplexe) est basé sur deux niveaux de compétences différents. Un indicateur basé sur l'observation des couleurs de papillons (indicateur 'Lépidoptères couleur') peut être réalisé par des naturalistes sans compétences entomologiques particulières (Figure 66) et son alternative basée sur un relevé exhaustif des espèces de Lépidoptères présentes (indicateur 'Lépidoptères espèces') est conçue à l'intention des entomologistes. La recherche de compromis entre le coût et l'efficacité des indicateurs utilisés est essentielle et dans le cadre de l'évaluation, l'un ou l'autre des indicateurs peut être utilisé ; sachant que l'indicateur 'espèce' est beaucoup plus informatif, notamment dans le cadre de la gestion conservatoire des habitats.



relevés de mai 2014							
prairies	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
date	22.05.2014	22.05.2014	22.05.2014	22.05.2014	22.05.2014	22.05.2014	27.05.2014
blanc			1				1
orange/brun		4		6	9	8	
bleu		3				1	
blanc à points noirs				1			
etat	mauvais	mauvais	dégradé	dégradé	dégradé	mauvais	dégradé
relevés de juin 2014							
prairies	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
date	19/06/2014	19/06/2014	19/06/2014	19/06/2014	19/06/2014	19/06/2014	19/06/2014
blanc	10	4		2	3	3	14
orange/brun	8	13		1	7	5	21
bleu	3				1		2
blanc à points noirs			1		1		4
etat	dégradé	mauvais	dégradé	dégradé	dégradé	dégradé	dégradé

Figure 66 : Schéma d'interprétation des relevés des couleurs de Lépidoptères diurnes pour évaluer l'état de conservation des habitats agropastoraux (Maciejewski et al. 2015) et application de la méthode aux prairies du Woerr en 2014 (Stage A. Perrier)

1.4. Des outils d'analyse, d'interprétation et de diffusion

Analyse et interprétation

Les indicateurs mesurés doivent pouvoir être analysés et interprétés. Pour cela les méthodes d'évaluation se basent sur la détermination de valeurs de comparaison. Suivant le contexte ou la méthode, ces valeurs de comparaison peuvent être :

- Une référence : état théorique optimal, basé sur des mesures de sites de référence ou calculé théoriquement (listes d'espèces potentielles par exemple dans RIVPACS, l'outil d'évaluation des rivières en GB - Clarke, Wright, et Furse 2003)
- Un objectif à atteindre par la politique ou le programme qui est « contrôlé » par l'évaluation.
- L'état antérieur dans le cas de dégradation avérée ou potentielle nécessitant des mesures de réparation / restauration
- L'état actuel dans le cas d'évaluation environnementale d'un projet prévu.

L'analyse se fait par mesure de l'écart à la référence. Par exemple dans le cadre de l'évaluation de l'état écologique des masses d'eau (DCE), l'objectif de "bon état écologique" est défini comme un écart léger à une situation de référence. La référence est estimée par rapport à des mesures effectuées sur des rivières réputées en bon état (Figure 67).

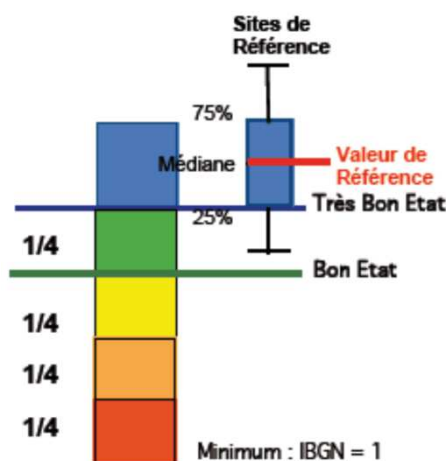


Figure 67 : Interprétation de l'indicateur IBGN dans le cadre de la DCE

On notera que l'évaluation de ces valeurs seuils relève en général de mesures subjectives (établies à dire d'expert) pour définir les sites de référence. La méthode subjective permet, en effet, souvent l'émergence de la méthode objective et ses mesures d'indicateurs.

Enfin, les choix sociétaux sont également à prendre en compte dans l'établissement de ces valeurs seuil (cf. IV. 1.1.). Ainsi les valeurs de référence estimées pour les surfaces d'aire de répartition ou pour les effectifs des populations, dans le cadre de l'évaluation biogéographique de la Directive Habitat sont définies comme des valeurs au-delà desquelles l'habitat ou l'espèce est considéré comme en état de conservation favorable au regard du paramètre considéré. Lorsque des études sur les modèles de survie de l'espèce ou de viabilité de l'habitat existent, celles-ci sont à privilégier, l'apport des données historiques pouvant être considéré dans un second temps. D'autre part, l'objectif de la directive étant le maintien ou le rétablissement des habitats et des espèces d'intérêt communautaires dans un état de conservation favorable, les valeurs de références ne peuvent juridiquement être inférieures aux valeurs

mesurées/estimées pour la date d'entrée en application de la directive, soit 1994 pour la France (Combroux et al. 2006 ; Combroux et Schwoerer 2007 ; Bensettiti et al. 2012 ; Figure 68).

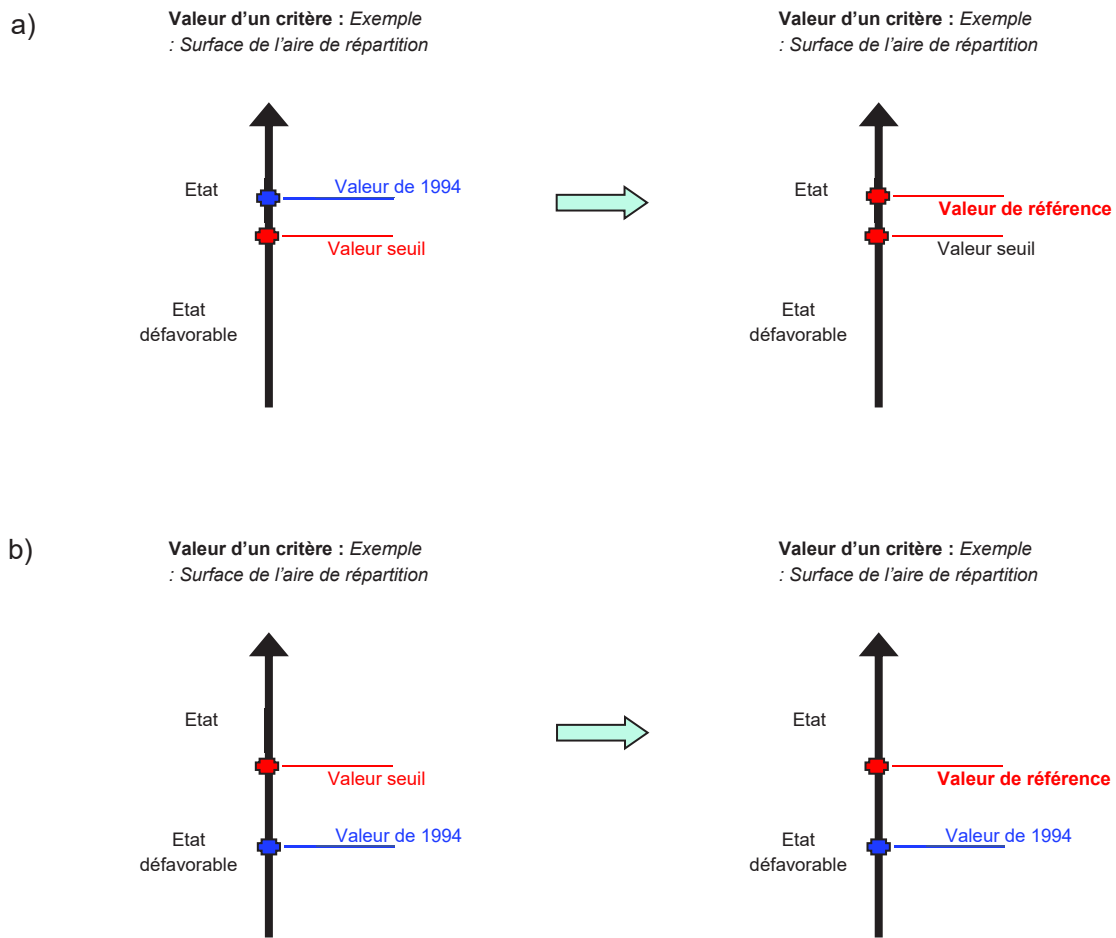


Figure 68 : Représentation schématique de l'établissement d'une valeur de référence, en tenant compte de la valeur de 1994 ; (a) valeur de 1994 supérieure à la valeur seuil, (b) valeur de 1994 inférieure au seuil (Combroux et al. 2006).

Des résultats synthétiques, diffusables

Afin de pouvoir répondre à l'objectif de l'évaluation, les résultats finaux (après interprétation au prisme des valeurs de comparaison) sont en général très synthétiques. Ils peuvent être formalisés sous forme de notes intelligibles comme les indices DCE-compatibles : l'I2M2 (Mondy et al. 2012), indice multimétrique basé comme son prédécesseur l'IBGN sur les macro-invertébrés benthiques renvoie une note synthétique comprise entre 0.0 et 1.0. L'indice Biologique des Macrophytes en Rivière (IBMR, Haury et al. 2006) renvoie une note sur 20. Dans le cas de l'évaluation de l'état de conservation d'un habitat d'intérêt européen présent sur un site Natura 2000, la méthode d'évaluation renverra une note variant entre 0 et 100 (par exemple Maciejewski et al. 2015).

Ces notes sont souvent associées avec une qualification (valorisation) du « jugement » découlant de ce résultat synthétique. Dans le cadre de l'évaluation pour la directive Habitat, l'état de l'habitat ou de

l'espèce sera qualifié de favorable, défavorable inadéquat, défavorable mauvais et associé à une couleur révélatrice : vert, orange, rouge.

Enfin, les indicateurs peuvent également être couplés sous forme d'un tableau de bord (par exemple Figure 65), c'est-à-dire, selon Bouquin (2008), réunis en : *un ensemble d'indicateurs peu nombreux (5 à 10) conçus pour permettre aux gestionnaires de prendre connaissance de l'état de l'évolution des systèmes qu'ils pilotent et d'identifier les tendances qui les influenceront sur un horizon cohérent avec la nature de leurs fonctions.* Par exemple, le Protocole de Suivi Dendrométrique des Réserves Forestières – Module alluvial (PSDRF-MA), développé par l'ONF et RNF renvoie des radars illustrant les différentes composantes de l'état de conservation d'une forêt alluviale, ce qui constitue une forme synthétique de résultat permettant au gestionnaire de visualiser immédiatement les caractéristiques de la forêt nécessitant son intervention (Figure 69- Stage M2 S. Forero 2017).

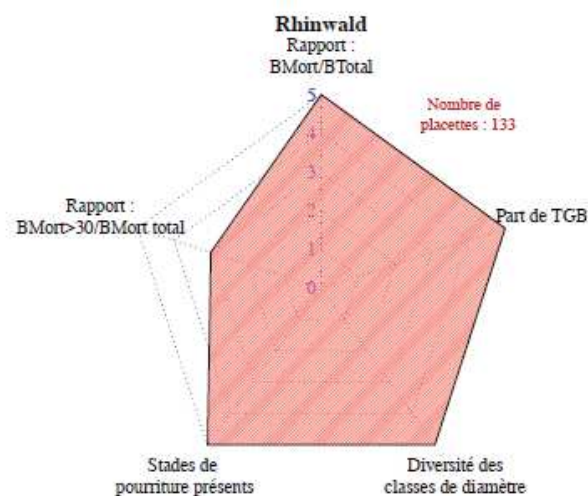


Figure 69 : Evaluation de la structure forestière de la RN Rhinwald, Evaluée selon le protocole PSDRF-MA (Stage M2 S. Forero 2017)

Ces éléments sont applicables à tout type d'évaluation de systèmes complexes. On retrouvera les mêmes constantes dans les différents types d'évaluation environnementale, dans les sciences de l'évaluation du risque, dans les évaluations économiques, les évaluations du domaine des ressources humaines ou même encore dans les évaluations réalisées sur des événements sportifs (cf. encart 1).

Encart 1 : Exemple d'une évaluation en continu : l'arbitrage d'une rencontre de rugby

Mon expérience de 17 années dans la fonction d'arbitre, de Basket-Ball puis et surtout de Rugby, m'a permis de constater que tout au long d'un match, un arbitre de sport en général et de rugby en particulier effectue en continu le processus d'évaluation.

L'**impartialité** est garantie par le processus de désignation des arbitres : au niveau international, pour les compétitions de World Rugby⁸ ou de la FIRA⁹, les arbitres désignés pour une rencontre n'appartiennent pas à la même nation que les équipes en présence. Au niveau national, les désignations de la FFR¹⁰ sont également effectuées selon ce principe d'impartialité : club différent, voire ligue territoriale différente. Même si cette impartialité est préférable, en cas de lacune, une autoévaluation est toujours possible par le jeu des formations en arbitrage des entraîneurs qui peuvent (doivent) prendre le relais en cas d'absence d'arbitre.

Le **référentiel** est connu et bien codifié : les règles du jeu, adaptées au niveau de la compétition considérée.

Les **objets d'étude** sont à la fois divers et multiples : les bancs de touches ainsi que les deux fois quinze joueurs présents sur l'aire de jeu.

L'évolution du jeu est analytiquement découpée en séquences de jeu auxquelles l'évaluateur (arbitre) va appliquer **différents indicateurs** (observables) : posture d'un joueur, positionnement de plusieurs joueurs les uns par rapport aux autres, par rapport au ballon, localisation par rapport à des « repères » tels que les lignes du terrain, caractère volontaire ou accidentel de l'action, conséquences sur l'intégrité physique de l'adversaire, etc... Par exemple, l'indicateur de position des épaules au-dessus des hanches dans toutes les phases de poussée permet de mesurer les risques de « plonger » et d'écroulement du regroupement qui mettrait directement en péril le rachis du joueur en l'exposant aux forces de pressions appliquées par les charges des adversaires. A tous ces indicateurs, l'évaluateur (arbitre) va en continu appliquer des seuils de décision (seuils de tolérance, au-delà desquels les conséquences sur le déroulement du jeu ne sont plus acceptables) le conduisant à statuer sur l'existence d'une infraction nécessitant soit l'arrêt du jeu et l'attribution à l'équipe lésée d'une réparation proportionnée soit la simple option d'un « avantage » donnée à l'équipe lésée par l'infraction.

Ces indicateurs sont utilisés afin de répondre aux **objectifs** de cette évaluation : permettre la continuité du jeu, assurer son équité et la sécurité des joueurs. On notera ici que pour certains niveaux de médiatisation, un objectif supplémentaire de spectacle va également influencer le processus de l'évaluation et si les indicateurs n'en sont pas modifiés, les seuils de décision le sont sûrement.

Ces observables dépendent également de l'**observateur lui-même** : de ces caractéristiques physiques (taille qui conditionne son angle de vision, vitesse de course et explosivité qui conditionnent sa présence sur les actions de jeu) mais également des compétences acquises par l'expérience ou par la formation.

Les **destinataires** de cette évaluation sont multiples : tout d'abord les joueurs eux-mêmes, l'encadrement de l'équipe, et le public. **Les livrables** sont donc très synthétiques et compréhensibles par tous (en théorie, mais la pratique des bords de terrain prouve généralement le contraire...). Il s'agit du coup de sifflet (force et longueur dépendant de la gravité de la faute et donc de sa réparation : pénalité, coup-franc ou mêlée ordonnée), et de la gestuelle codifiée.

⁸ Instance internationale, définit les règles du jeu et organise par exemple la coupe du monde de rugby.

⁹ Fédération Internationale de Rugby Amateur

¹⁰ Fédération Française de Rugby

RECHERCHES EFFECTUEES ET TRAVAUX ENCADRES SUR CETTE THEMATIQUE :

(A) : Article publié ou en préparation, (O) : communication orale à un congrès, (P) : Poster à un congrès, (R) : Rapport d'étudiant, (M) : autres manuscrits

Combroux, I., Bensettiti, F. Daszkiewicz, P. & Moret, J. (2006) Evaluation de l'Etat de conservation des Habitats et Espèces d'intérêt communautaire 2006-2007, Document2, Guide Méthodologique, Muséum national d'histoire naturelle, Département Ecologie et gestion de la biodiversité, UMS 2699 Inventaire et suivi de la biodiversité, Document téléchargeable sur le site de l'INPN 149 p. (M.)

Combroux, I., Schwoerer C., (2007), Evaluarea statului de conservare al habitatelor si speciilor de interes comunitar din Romania - Ghid metodologic, Editura Balcanic, Timisoara, România, 56p plus anexe. (M)

Forero, S. (2017) Diagnostic dendrométrique et écologique des peuplements forestiers alluviaux de la Réserve Biologique du Rhinwald. Rapport de M2 PENGE. Université de Strasbourg (R – tuteur d'apprentissage)

Perrier, A. (2014) Apports à l'évaluation d'une opération de restauration : approche multicritères. Rapport de M2 PE Université de Strasbourg (R)

2. ETUDE ET DEVELOPPEMENT D'INDICATEURS BIOLOGIQUES

2.1. Des indicateurs spécifiques

Mes différents travaux de recherche m'ont amenée à développer ou participer au développement d'indicateurs spécifiques d'une fonction environnementale ou d'une caractéristique d'un écosystème. Je présenterai ici deux indicateurs : un indicateur de tolérance aux pollutions et un indicateur de la structure spatiale des communautés de macrophytes.

Helophyte Development Index, indicateur d'éco/phytotoxicité

Développé pour tester l'écotoxicité de mélanges de polluants en mésocosmes, l'indicateur HDI (Helophyte Development Index - Guittonny-Philippe, Masotti, et al. 2015) est basé sur la mesure de traits des parties aériennes des plantes soumises à ces mélanges de polluants. Non destructif et constitué de mesures simples à réaliser, cet indicateur est donc facilement utilisable par différents types de manipulateurs. Il consiste à mesurer sur des plantes (hélrophytes) soumises à un cocktail de polluants, le pourcentage de feuilles vertes GLP_i et la hauteur de la plante. Cette hauteur est ramenée à une hauteur relative en la divisant par la hauteur de plantes contrôles non soumises aux polluants : RS_i . Un indicateur de développement de la plante sdv_i est alors calculé comme $sdv_i = (GLP_i + RS_i) \times 10$. La multiplication par 10 permet simplement d'obtenir une note sur 20 plus intelligible.

Un indicateur synthétique, basé sur la sensibilité de plusieurs espèces (n) peut ensuite être bâti en sommant les différences significatives de sdv entre le contrôle et les individus soumis aux polluants :

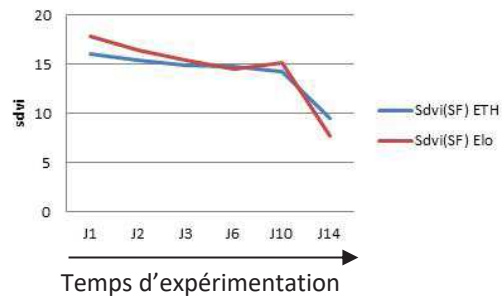
$$HDI = \sum n \text{ espèces } (sdv \text{ controle} - sdv \text{ contaminé}) *$$

Calculé sur 5 espèces, comme c'est le cas dans l'étude de Guittonny-Philippe, Masotti, et al. (2015), cet indice permet de renvoyer une note sur 100, croissante avec l'effet toxique des contaminants.

Nous avons tenté d'adapter cet indice à des tests de phytotoxicité réalisés en microcosmes : des individus de *Lemna minor* (stade 1 feuille) sont mis en culture sur des plaques 12 puits dans de l'eau supplémentée d'engrais liquide et suivant les traitements : d'extrait éthanolique d'*Elodea nuttallii*, du solvant lui-même ou de l'eau du robinet (Figure 70). La surface foliaire et le taux de nécrose sont ensuite mesurés aux jours 1, 2, 3, 6, 10 et 14 par une analyse d'image des « scans » des plaques de culture (analyse réalisée sous Image J). GLP_i est alors mesuré comme le pourcentage de surface verte et RS_i comme le rapport H_i/H_{ref} avec H_i = la surface foliaire de l'individu et H_{ref} = la surface foliaire la plus grande chez les témoins. N'utilisant qu'une seule espèce modèle, nous n'avons calculé que l'indice sdv , qui nous a permis de démontrer dans des études préliminaire un effet phytotoxique (allelopatique) de *Elodea nuttallii* mais aussi de l'éthanol utilisé comme solvant (Figure 70).



Figure 70 : Application de l'indice sdv à des tests de phytotoxicité en microcosme. A gauche : individus de *Lemna minor* soumis à des extraits de *E. nutallii*. A droite : courbe de sdv sur 14 jours calculé sur les lentilles soumises à l'extrait de plante ou au solvant (éthanol).



Indicateurs de la dynamique spatiale de la mosaïque fluviale

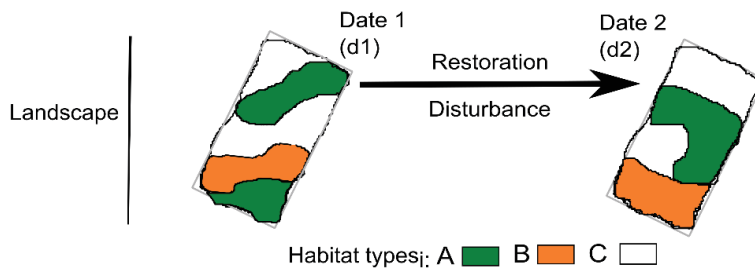
La dynamique fluviale se réalise à différentes échelles spatio-temporelles emboîtées (Figure 45), ce qui rend complexe la comparaison des sites restaurés avec des sites de référence (cf. III.2.1). Dans un tronçon de rivière, les macrophytes forment des patchs très dynamiques. Ces patchs, association de quelques espèces dont la surface ne dépasse souvent pas le mètre carré, sont localement très changeants et ne persistent pas à l'identique d'une année sur l'autre. Ces modifications relèvent de la dynamique fluviale « normale », de la « mosaïque changeante ». A l'échelle du tronçon, ces modifications sont tamponnées et la composition globale des communautés de macrophytes peut paraître stable.

Pour évaluer l'efficacité de travaux de restauration en milieu fluvial il convient donc de pouvoir quantifier la dynamique à ces deux niveaux : une recolonisation réussie sera caractérisée au début du processus par des changements à l'échelle du tronçon (phase de colonisation) puis par une phase de très faibles changements à cette échelle accompagnés d'une dynamique forte à l'échelle des patchs (fonctionnalité de la dynamique fluviale).

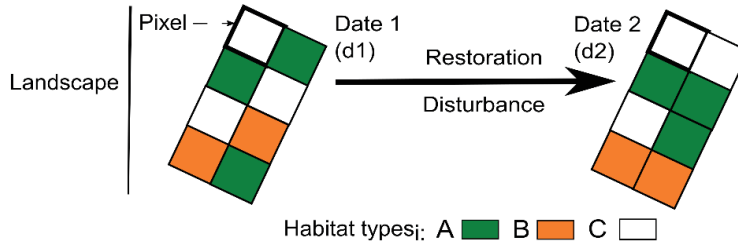
Afin de pouvoir facilement appréhender ces modifications aux deux échelles, nous avons proposés dans le cadre de la thèse de C. Staentzel (Staentzel, Beisel, et al. 2018) l'utilisation de deux indicateurs calculés à partir de cartographies d'habitats naturels réalisées avant et après restauration telles qu'elles peuvent être réalisées dans le cadre des études d'impacts, du suivi de la restauration ou de l'élaboration de plans de gestion. Après rasterisation des cartes (taille du pixel choisi pour qu'elle soit cohérente avec les patchs de végétation), il est possible de calculer un indice basé sur les changements d'habitat d'un même pixel entre deux dates (Pixel Change Index – PCI) et un indice basé sur les différences de surface recouverte par chaque habitat entre les deux dates au niveau du tronçon (Zonal Change Index – ZCI -Figure 71).

Dans le cas d'une mosaïque fluviale conservée et d'une dynamique fluviale non dégradée, on s'attend, pour des dates proches à voir une dynamique de patch (PCI) relativement élevée et une dynamique de zone (ZCI) relativement faible. Des faibles valeurs pour les deux indices en même temps indiquent une dynamique fluviale dégradée. Lorsque les changements sont élevés aux deux échelles, l'hydrosystème est en profonde évolution (succession écologique, restauration, phase de dégradation, etc.).

1. Vegetation mapping from survey - base tool



2. Raster transformation



3. Transition matrix modelling and new spatial metrics

3.1 TMM / PCI

Number of pixels	H _i before	H _i after	Statut
1/8	Green	Orange	changed
1/8	Orange	Orange	stable
1/8	Orange	Green	changed
1/8	Green	White	changed
2/8	White	White	stable
1/8	White	Green	changed
1/8	Green	Green	stable

$PCI = 48\%$

$A \xrightarrow{0.12\%} B$
 $B \xrightarrow{0.12\%} A$
 $A \xrightarrow{0.12\%} C$
 $C \xrightarrow{0.12\%} A$

3.2 ZCI

P_i = Percentage of total area filled by each habitat type i within the landscape

d1	$P_A = 37.5\%$	d2	$P_A = 37.5\%$
Orange	$P_B = 25\%$	Orange	$P_B = 25\%$
White	$P_C = 37.5\%$	White	$P_C = 37.5\%$

PCh_i = Percentage of change for each habitat type, $= 0\%$

$ZCI = 0\%$

4. Reading table

ZCI \ PCI	High	Lower
High	Change of the ecosystem (novel stable state) Potential resumption of habitat functionality	
Stronger	stable state; internal patch dynamics Low large-scale variations	
Low	No vegetation dynamics Lack of internal patch dynamics	

$$\text{Zonal Change Index, ZCI (\%)} = \frac{\sum_{i=1}^N PCh_i}{2} = \frac{\sum_{i=1}^N |P_{i(d1)} - P_{i(d2)}|}{2}$$

$$\text{Pixel Change Index, PCI (\%)} = \frac{\sum_{i=1}^N PN(\text{changed})}{\sum_{i=1}^N \text{Total PN}}$$

Figure 71 : Schéma méthodologique de la proposition d'indicateurs paysagers pour estimer la dynamique spatiale paysagère d'une rivière à deux échelles.

Ces indices ont été calculés sur un site pilote d'érosion maîtrisée visant à rétablir la dynamique hydrogéomorphologique du Vieux Rhin (Figure 72). Ils montrent un écosystème en forte évolution entre les dates pré- et post-travaux de restauration et un écosystème avec une dynamique de mosaïque par la suite. Une zone témoin située amont (ne bénéficiant pas de l'impact de la restauration) ne présente quant à elle aucune dynamique. Ces indices ont également permis de démontrer que la restauration bénéficiait également à des zones plus en aval qui retrouvent aussi une dynamique de mosaïque (thèse C. Staentzel).

Cet exemple démontre également qu'il est important d'adapter les échelles de mesures des indicateurs. Cette notion d'échelle est de même très importante en restauration écologique (cf. III.2.1.).

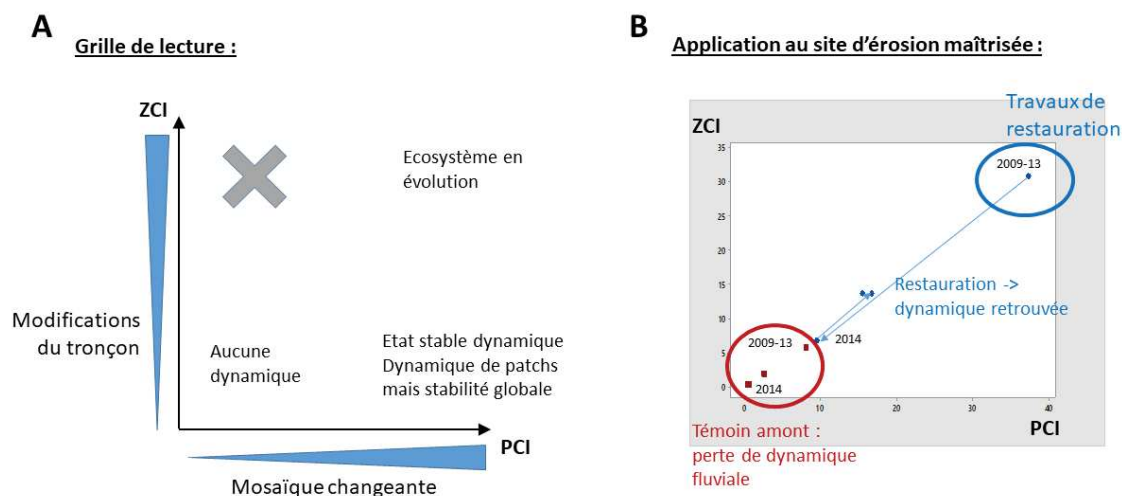


Figure 72 : Utilisation des indicateurs paysagers dans le cas de la restauration de la dynamique fluviale. A : Grille de lecture des deux indicateurs combinés. B : Application au site de restauration d'érosion maîtrisée O3.

RECHERCHES EFFECTUEES ET TRAVAUX ENCADRES SUR CETTE THEMATIQUE :

(A) : Article publié ou en préparation, (O) : communication orale à un congrès, (P) : Poster à un congrès, (R) : Rapport d'étudiant, (M) : autres manuscrits

Guittony-Philippe, A, Masotti, V., Combroux, I. Malleret, L., Boudenne J.-L., Petit, M.-E. Monnier, Y., Coulomb, B., Viglione, J. & Laffont-Schwob, I. (2015). Proposal of a new method to assess industrial effluent ecotoxicity reduction by wastewater treatment systems: the Helophyte Development Index. *Ecological Eng* 77 : 180-188. (A)

Hernandez Pazmiño N. (2014) Mise en évidence des capacités allélopathiques de *Potamogeton lucens* – Application en écologie de la restauration. Rapport M2 Erasmus, Université de Madrid. (R)

Staentzel, C.; Beisel, J.- N.; Gallet, S.; Barillier, A.; Hardion, L. & Combroux, I. (2018) A multiscale assessment protocol to quantify effects of restoration works on alluvial vegetation communities. *Ecological Indicators* 90 (2018) 643–652. (A)

2.2. Indicateurs de l'état global des écosystèmes

L'évaluation environnementale fait souvent appel à la fois à des indicateurs biotiques et des indicateurs abiotiques. Etant donnée la complexité des écosystèmes et des processus qui les gouvernent (Figure 73), une évaluation complète ne peut reposer que sur un ensemble d'indicateurs et sur une évaluation multi-métrique. Au cours des différents projets et encadrements que j'ai réalisés, j'ai étudié la pertinence de certains indicateurs biologiques, notamment les indicateurs biologiques utilisés en milieu aquatique.

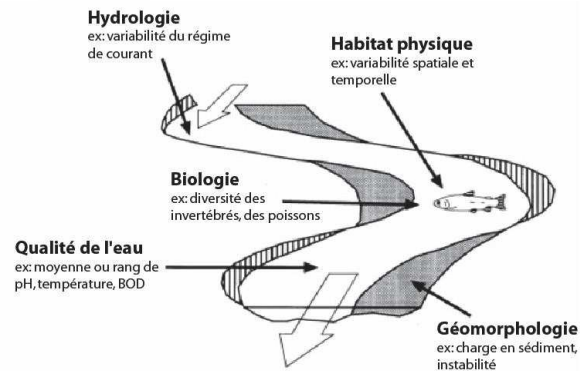


Figure 73 : Outils de diagnostic pour évaluer l'état de santé d'une rivière (Maddock 1999; Rambaud 2008)

Dans le cadre de la thèse de M. Rambaud (2009), nous avons montré que les macrophytes peuvent constituer de bon bio-indicateurs d'une dégradation physique d'un cours d'eau. La richesse spécifique de certains groupes phylogénétiques (macro algues et Bryophytes) est en effet particulièrement sensible à la présence d'éléments de chenalisation sur les petits cours d'eau (Figure 74 - Rambaud et al. 2009).

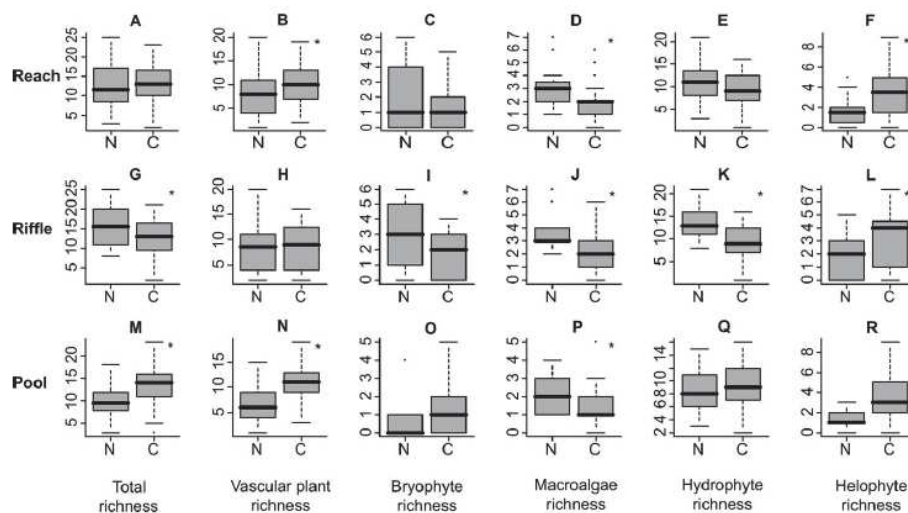


Figure 74 : Box plot de la richesse spécifique totale (A, G, M), des trachéophytes (B, H, N), bryophytes (C, I, O), macroalgues (D, J, P), hydrophytes (E, K, Q), et helophyte (F, L, R) dans les stations de référence (N) ou chenalisées (C) sur toute la station (A-F), les radiers (G-L), et les mouilles (M-R). Les lignes marquent la médiane. * : différence significative (t-test, $p < 0.05$).

La composition spécifique est également impactée par la chenalisation et peut être caractéristique du type de dégradation physique expérimentée par la rivière et du type de faciès (mouille ou radier) impacté (Figure 75).

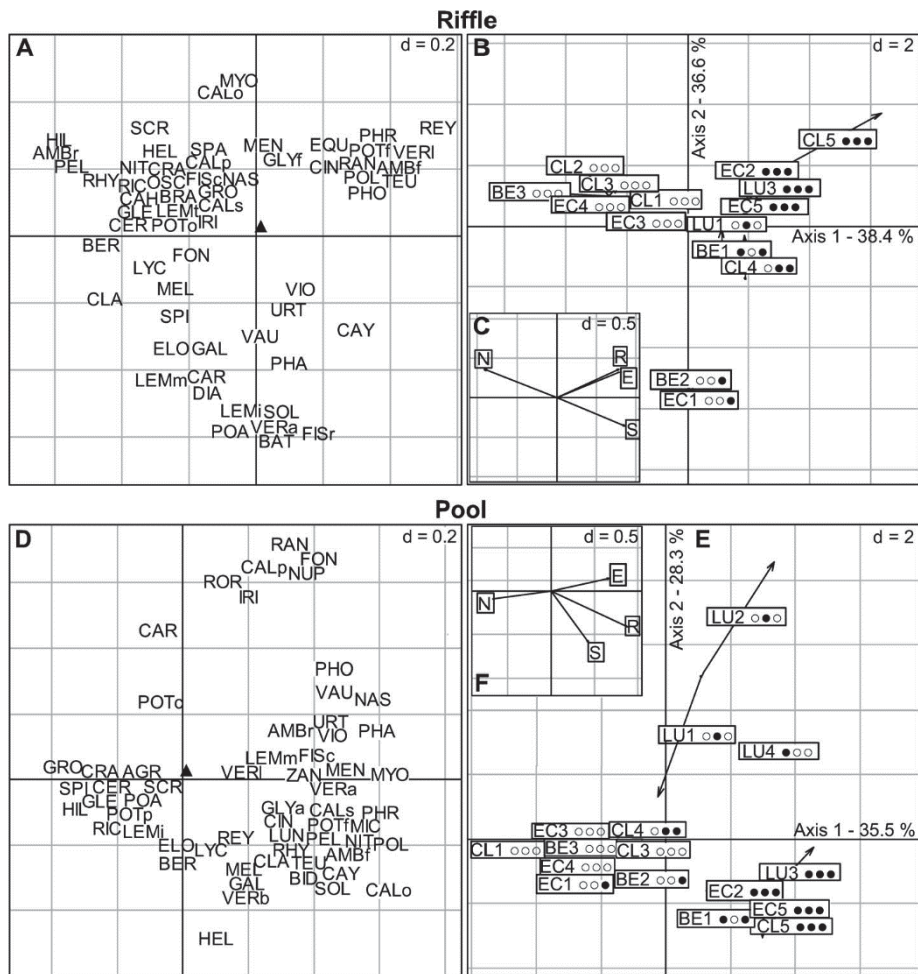


Figure 75 : Analyse de redondance de la composition floristique dans les radiers (A–C) et dans les mouilles (D-F). Sur les carte des espèces (A-D), seuls les taxons les plus fréquents sont indiqués (codes à 3 lettres), le centroïde des autres espèces est marqué par le triangle noir (▲). Sur la carte des sites, les cartes C et F présentent les groupe de sites par type d’aménagement : aucun [N], correction [R], endiguement [E], et petites structures anthropiques[S]). Sur les cartes B et E, les sites occupent 2 positions reliées par une flèche. Le départ de la flèche indique la position prédite par la présence des structures de chenalisation. La flèche pointe sur les valeurs observées. Chaque code de site est suivi par 3 cercles indiquant le type de chenalisation qu’il subi (ordre des cercles : R, E et S).

Il est donc naturel que dans le cadre de la thèse de M. Rambaud, nous ayons montré que l’indice Biologique des Macrophytes en Rivière (IBMR, Haury et al. 2006), initialement conçu sur une échelle de bioindication liée aux préférendums trophiques des macrophytes, soit également un bon indicateur des dégradations physiques d’un cours d’eau (Figure 76).

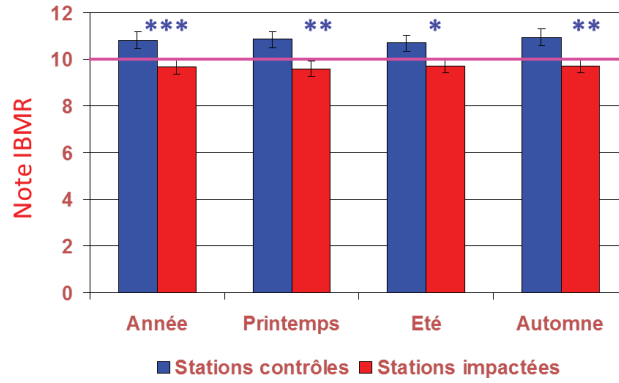


Figure 76 : Notes IBMR de stations sur des rivières du sud du bassin parisien. Stations impactées : stations dégradées par chenalisation (tout type confondu), stations contrôles : références, non chenalisées.

Enfin, même si les indicateurs initialement bâtis sur des tolérances trophiques ou la polluosensibilité des macrophytes peuvent aussi se révéler sensibles aux altérations physiques, dans le cadre de l'évaluation de l'état de conservation d'un écosystème, il semble opportun de pouvoir intégrer des paramètres tels que la présence d'espèces invasives (cf. II.3.). Cet aspect a été pris en compte dans l'élaboration d'un indicateur régional (Trémolières et al. 2007) qui après un test sur les communautés des rivières de la plaine ello-rhénane s'est montré plus discriminant que l'IBMR sur les communautés mésotrophes à eutrophes (plus cohérent avec les 6 classes de trophie couramment rencontrées dans la plaine - Figure 77).

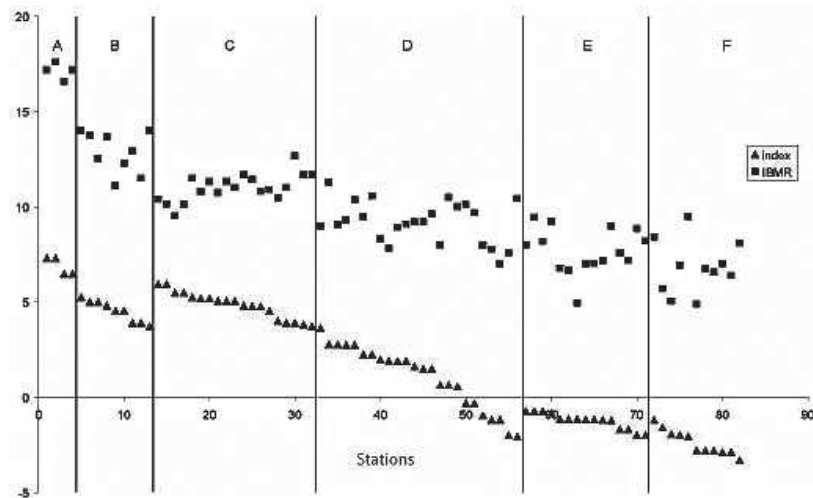


Figure 77 : Correspondance entre les communautés de l'échelle trophique (de A - oligotrophe à F - eutrophe) l'IBMR et l'indice proposé pour la plaine d'Alsace.

RECHERCHES EFFECTUEES ET TRAVAUX ENCADRES SUR CETTE THEMATIQUE :

(A) : Article publié ou en préparation, (O) : communication orale à un congrès, (P) : Poster à un congrès, (R) : Rapport d'étudiant, (M) : autres manuscrits

Rimbaud, M. (2008). « Impact des activités anthropiques sur la dynamique et l'état de conservation d'un habitat naturel : exemple de la chenalisation des Rivières à renoncules (UE 3260). » Paris: Museum National d'Histoire Naturel. **(R)**

Rimbaud M, Combroux I., Haury J., Moret J., Machon M., Zavodna M., Pavoine S. (2009). Relationships between channelization structures, environmental characteristics, and plant communities in four French streams in the Seine–Normandy catchment. J. N. Am. Benthol. Soc., 2009, 28(3). **(A)**

Tremolières M., Hermann A., Combroux I., Nobelis P. (2007). Conservation status assessment of aquatic habitats within the Rhine floodplain using an index based on macrophytes. Ann Limnol- Int J Lim. 43 (4), 233-244. **(A)**

3. A LA CROISEE DES METHODES DES SHS ET DE L'EVALUATION DES ECOSYSTEMES :

La société d'Ecologie de la Restauration (SER) propose une méthode d'évaluation-accompagnement de l'efficacité des travaux de restauration effectués sur un site : la roue du rétablissement (Figure 65). Cependant cette roue ne prend en compte que très peu de fonctions écologiques et présente un référentiel très « Ecologie et Biologie – centré » qui n'intègre pas la position des écosystèmes au sein du socioécosystème et de son paysage sous influence anthropique (Figure 13). J'ai donc été amenée à travailler en collaboration avec des économistes de l'environnement afin d'utiliser leurs méthodes et outils dans le cadre de l'évaluation de l'action globale d'un programme de restauration et de gestion d'un espace naturel.

Méthode HEP et HEP adaptée

La procédure d'évaluation d'habitat (HEP : Habitat Evaluation Procedure) conçue par l'US Fish and Wildlife Service (USFWS 1980) et adaptée par N. Dumax (Dumax 2009), consiste à évaluer *ex ante* l'impact sur le milieu d'une modification (dommage ou restauration), en utilisant notamment des indicateurs de la qualité du milieu. Aux États Unis, elle est utilisée dans le cadre du *Mitigation banking*, une politique environnementale consistant à compenser la destruction d'un habitat par la restauration d'un habitat équivalent. Cette méthode permet donc de « quantifier » cette compensation. En France, cette méthode a été adaptée pour inclure l'appréhension des services écosystémiques dans l'évaluation (Dumax et Rozan 2011). Elle permet par exemple d'évaluer le dommage environnemental d'un projet d'aménagement sur un habitat naturel (aménagement d'une zone portuaire : Dumax 2009).

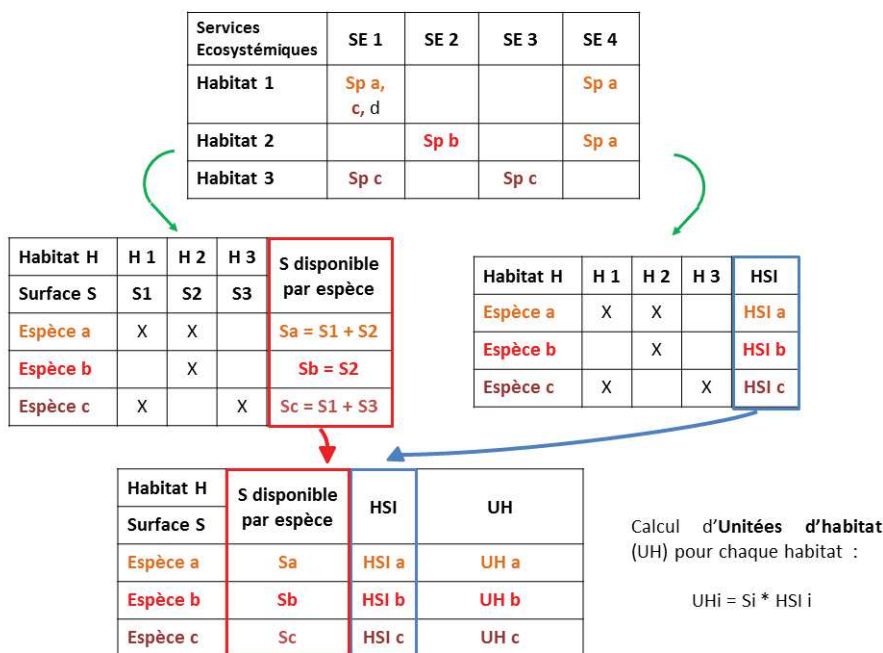


Figure 78 : Schématisation de la méthode HEP adaptée (Sp = espèce, SE = Service Écosystémique, H = habitat)

Cette méthode repose sur une évaluation par type d'habitats. A l'intérieur d'une zone d'étude préalablement définie, les habitats naturels sont identifiés et cartographiés, leur surface constitue alors un indice quantitatif (S_i). Les services écosystémiques fournis par chaque habitat sont répertoriés (par analyse bibliographique et/ou *in situ*). Il est proposé dans cette méthode d'utiliser l'état d'espèces présentes dans ces habitats comme proxy des services rendus par les habitats (Figure 78).

L'état de chacune de ces espèces présentes sur le site d'étude permet de renvoyer un indice qualitatif exprimé sous forme d'un score de disponibilité d'habitat pour l'espèce : HSI_x (Habitat Suitability Index – par exemple : Zajac et al. 2015). La valeur environnementale du site d'étude est ensuite exprimée en une unité sans grandeur, l'unité d'Habitat (UH). Le calcul des UH se fait par la multiplication des surfaces attribuées à chaque indicateur (habitats fréquentés par l'espèce-indicateur) et des HSI obtenus pour chaque espèce-indicateur.

Ces combinaisons d'indices permettent de fournir un référentiel d'évaluation reproductible. L'impact d'un aménagement sur le milieu est évalué par différence entre la somme des UH avant la réalisation du projet et cette même somme calculée ou modélisée après la réalisation du projet.

Adaptation à la restauration écologique et la gestion d'une aire protégée : méthode RHEP

Il a également été proposé que cette méthode puisse être appliquée *ex post* pour évaluer le succès de programmes de restauration écologique (Challier 2013; Combroux et al. 2014). Dans ce cas, afin de répondre à l'objectif de l'évaluation (Figure 64) nous suggérons d'incorporer dans la méthode HEP des indicateurs de biodiversité et d'évaluation de l'état de conservation des habitats naturels concernés par les projets (Perrier 2014; Combroux et al. 2014). Nous avons donc proposé d'utiliser dans le canevas de la méthode HEP, non plus uniquement des indicateurs-espèces comme proxy de la réalisation des services écosystémiques, mais de compléter l'évaluation en utilisant des indicateurs en lien avec les objectifs du programme de restauration évalué, par exemple en utilisant les indicateurs d'évaluation de l'état de conservation des habitats de la Directive Habitat ou encore, un critère « espèce rare » ajouté pour quantifier l'apparition ou la disparition d'espèces rares par type d'habitat (Figure 79).

Habitat H	H 1	H 2	H 3	Surface totale	HSI	UH
Surface S	S1	S2	S3			
Espèce a	X	X		$S1 + S2$	HSI a	UH a
Espèce b		X		$S2$	HSI b	UH b
Espèce c	X		X	$S1 + S3$	HSI c	UH c
Score EC 1	X			$S1$	HSI ec1	UH 1
Score EC 2		X		$S2$	HSI ec2	UH 2
Score EC 3			X	$S3$	HSI ec3	UH 3

Figure 79 : Schématisation des types d'indicateurs proposés dans la méthode RHEP. EC = Etat de conservation.

Dans le cas du site ENS du Woerr (cf. I.2.2.), les travaux de restauration avait pour objectif une amélioration de l'état de conservation d'habitats humides et d'espèces telles que la cistude (*Emys orbicularis*) ou le pelobate brun (*Pelobates fuscus*).

Une cartographie des habitats a été réalisée en 2014 après les premiers travaux de restauration (réalisés en 2012). La cartographie pré-restauration a été reconstituée par des données d'archives (Figure 80).

État initial pré-restauration (1994 – 2003)

État final post-restauration (2014)

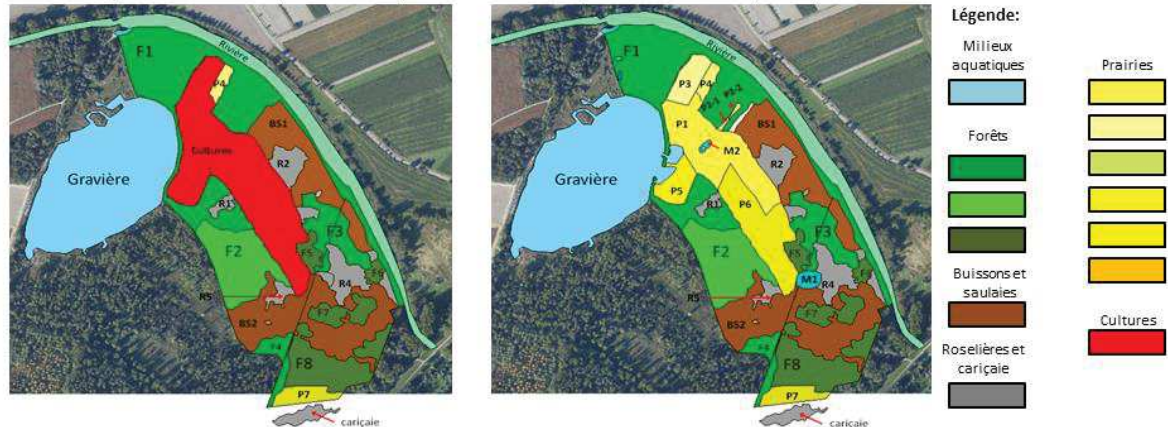


Figure 80 : Identification et cartographie des habitats du Woerr avant et après la restauration (et gestion). Les sous-type d'habitats ne sont pas précisés ici (Combroux *et al.* 2014)

Les indicateurs de type « espèces », sont des espèces représentatives des habitats présents sur le site d'étude, de par leur exigence par rapport à ces habitats. Ces espèces ont aussi été reliées aux services écosystémiques rendus par les habitats (Tableau 4). Il s'agit essentiellement d'espèces animales, car nous ne souhaitons pas avoir de redondance des espèces entre cet indicateur et l'indicateur sur l'évaluation de l'état de conservation. En effet, dans les méthodes d'évaluation de l'état de conservation, les espèces végétales sauvages prennent une part importante dans l'analyse. Dans cette étude, nous avons quantifié uniquement les services de production et de régulation et maintenance, les services culturels étant trop abstraits pour les quantifier avec des espèces (Tableau 5).

Tableau 4 : Lien entre les espèces et les SE fournis par les écosystèmes sur le site du Woerr (d'après Perrier 2014)

Catégories de Services	Provision	Régulation				Support			
		Détoxification / Epuration	Régl. Eau	Régl. air	Maladie / nuisible	Habitat	Sol	Eau	Climat
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>					X	X			
<i>Apodemus sylvaticus</i>	X	X				X			
<i>Capreolus capreolus</i>	X	X				X			
<i>Ciconia ciconia</i>					X	X		X	
<i>Dendrocopus major</i>					X	X			
<i>Emberiza schorniclus</i>			X		X	X		X	
<i>Locustella naevia</i>					X	X			
<i>Pelobates fuscus</i>		X	X		X	X		X	
<i>Sterna hirundo</i>			X		X	X		X	
<i>Zea mays</i>	X								

Tableau 5 : Choix des indicateurs-espèces (proxi de SE) pour la méthode RHEP appliquée sur le site du Woerr (d'après Perrier 2014)

Habitats:		Forêts	Buissons et saulaies	Champs cultivés	Prairies	Roselières et caricaies	Mares	Gravière	Rivière
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	roussette égarée					X			
<i>Apodemus sylvaticus</i>	Mulot	X	X		X				
<i>Capreolus capreolus</i>	Chevreuril	X	X		X		X	X	X
<i>Ciconia Ciconia</i>	Cigogne blanche				X	X	X		
<i>Dendrocopos major</i>	Pic épeiche	X	X						
<i>Emberiza schornicus</i>	bruant des roseaux					X	X	X	X
<i>Locustella naevia</i>	Locustelle tachetée		X		X			X	
<i>Pelobates fuscus</i>	pélobate	X			X	X	X	X	
<i>Sterna hirundo</i>	Sterne pierregarin							X	
<i>Zea mays</i>	maïs			X					

Nous avons proposé de compléter ces indicateurs-espèces par des indicateurs de l'état de conservation des habitats tels qu'ils sont mis en œuvre par les gestionnaires des sites Natura 2000. Pour les prairies, nous avons donc utilisé la méthode de Maciejewski et al. (2015).

Seuls les indicateurs entourés en rouge ont été utilisés. La note théorique maximale obtenue avec ces indicateurs serait de 120, le seuil pour HSI = 1 est donc de 85 (optimal pour 70 % de la note maximal dans la méthode)

PARAMÈTRE	CRITÈRE	INDICATEUR		MODALITÉ	NOTE
		Options	Description des Indicateurs		
Surface couverte	Surface de l'habitat		Evolution de la surface (Indiquer les causes de l'évolution)	Stabilité ou progression Régression	0 -10
	Morcellement et fragmentation		Plusieurs outils proposés	Connectivité stable Diminution de la connectivité	0 -10
Structure et fonctionnement	Couverture du sol		Recouvrement de ligneux (en %)	< 10 % > 10 %	0 -10
		A	Présence d'espèces eutrophiles	0-20% d'espèces de la liste	0
	20-40% d'espèces de la liste			-20	
	+ de 40% d'espèces de la liste			-40	
	Composition floristique	B	Liste d'espèces floristiques (nationale 2011) "prairies fleuries" (milieu sud de la France)	0-3 plantes observées en moyenne	-40
				3-8 plantes observées en moyenne	-30
				8-12 plantes observées en moyenne	-10
		Présence d'espèces indicatrices du régime de fauche	+ de 13 plantes observées en moyenne	0	
			0-20% d'espèces de la liste	-20	
			20-40% d'espèces de la liste	-10	
	Composition spécifique	Présence d'espèces allochtones envahissantes (recouvrement dans la strate herbacée)	Absence totale	0	
			Présence, et recouvrement < 30 %	-5	
			Présence, et recouvrement > 30 %	-20	
		A	Indicateur 'couleur'	Groupe 1	-15
Groupe 2				-10	
Groupe 3				-5	
Groupe 4				0	
Composition faunistique	Lépidoptères diurnes (au choix A ou B)	B	Indicateur 'détermination d'espèces'	Étape 1	100 -100
				Étape 2	-15
				Étape 3	-8
				Étape 4	0
				Étape 5	+5
A	'Activité des coprophages'	activité de coprophages dans les excréments	0		
		absence d'activité	-5		
		0, 1 ou 2 (selon la région) coléoptères exigeants	+2		
		1 ou 2 (selon la région) coléoptères exigeants	+5		
B	'Gros coléoptères exigeants'	+ ou 1 (selon la région) coléoptères exigeants	+10		
Altérations	Atteintes au niveau de l'unité	Atteintes et leur recouvrement (voir liste fournies et notes associées)		Somme des points des atteintes relevées = 1	-5
				Somme des points des atteintes relevées = 2	-10
				Somme des points des atteintes relevées = 3	-15
	Atteintes "diffuses" au niveau du site	Atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface		Atteintes négligeables ou nulles	0
				Atteintes moyennes (ponctuelles, maîtrisées)	-10
		Atteinte(s) importante(s), dynamique de l'habitat remis en cause		-20	

Figure 81 : Exemple de calcul de l'indicateur EC pour les habitats prairie dans la méthode RHEP. Le tableau présente les paramètres utilisés par la méthode Maciejewski et al., 2013. L'indicateur 'couleur' pour les Lépidoptères est celui présenté en Figure 66.

Par l'application de cette méthode sur le site du Woerr, nous avons ainsi pu montrer que les travaux de restauration et de gestion entrepris permettaient d'obtenir un gain environnemental certain : la valeur en Unité d'Habitat est doublée entre la période pré et post-restauration (Figure 82 ; Perrier 2014 ; Perrier et

al. 2014). Précisons cependant que cette évaluation est réalisée en ne tenant pas compte des valeurs d'unité d'habitat des habitats forestiers, les données de l'ONF ne nous ayant pas été transmises avant la réalisation de cette étude.

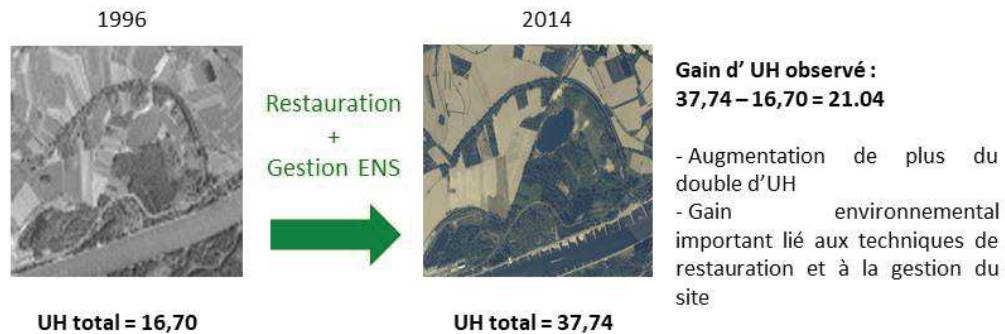


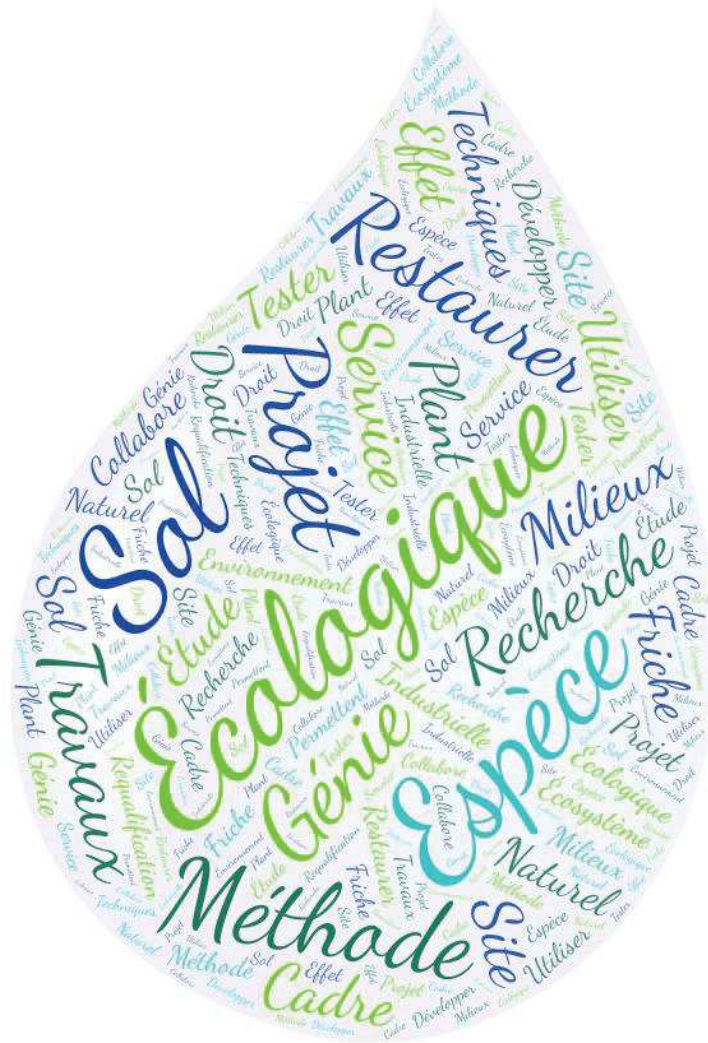
Figure 82 : Résultat de la méthode RHEP : Estimation du gain environnemental dû aux opérations de restauration sur le Woerr.

RECHERCHES EFFECTUEES ET TRAVAUX ENCADRES SUR CETTE THEMATIQUE :

(A) : Article publié ou en préparation, (O) : communication orale à un congrès, (P) : Poster à un congrès, (R) : Rapport d'étudiant

- Combroux, I., Perrier, A., Dumax, N. & Rozan, A. (in prep) Gravel pit rehabilitation and recovery of ecosystems services : assessment of restored ecosystems according to the adapted HEP method (A).
- Combroux, I., Staentzel, C., Perrier, A. Grac, C. & Rozan, A. (2014). Gravel pit rehabilitation and recovery of ecosystems services in the Upper Rhin floodplain: an experimental study case. 9th European Conference on Ecological Restoration. 3-8 August September 2014, Oulu, Finland (O)
- Perrier, A. (2014) Apports à l'évaluation d'une opération de restauration : approche multicritères. Rapport de M2 PE Université de Strasbourg (R)
- Perrier, A., Combroux, I., Dumax, N. & Rozan, A. (2015). Apports à l'évaluation d'une opération de restauration : approche multicritères (écologiques et économiques). REVER6 – 6èmes journées atelier – Rever et Dynamiser, Strasbourg 3 – 4 mars 2015. (P)

V. Perspectives de recherche



Nuage de mots généré à partir des mots les plus utilisés dans cette partie (≥ 8 occurrences)

Les différents projets et expérimentations présentés dans ce manuscrit apportent un cortège de données et de résultats qui suscitent de nouvelles questions et donc le développement de recherches complémentaires. Si la majorité de mes travaux a été effectuée au niveau des communautés, ces nouvelles questions posées peuvent nécessiter des expérimentations à d'autres niveaux de perception et s'accompagnent donc de nouvelles perspectives méthodologiques et/ou disciplinaires.

Au cours de mes activités de recherche et d'enseignement, de nombreuses collaborations se sont tissées et elles me permettront de pouvoir à la fois prolonger mes travaux antérieurs en les enrichissant par de nouvelles approches (plus physiologiques ou moléculaires par exemple), d'élargir le champ d'application de mes travaux à des écosystèmes plus anthropisés et de les confronter à d'autres disciplines, notamment les disciplines des SHS (Figure 83).

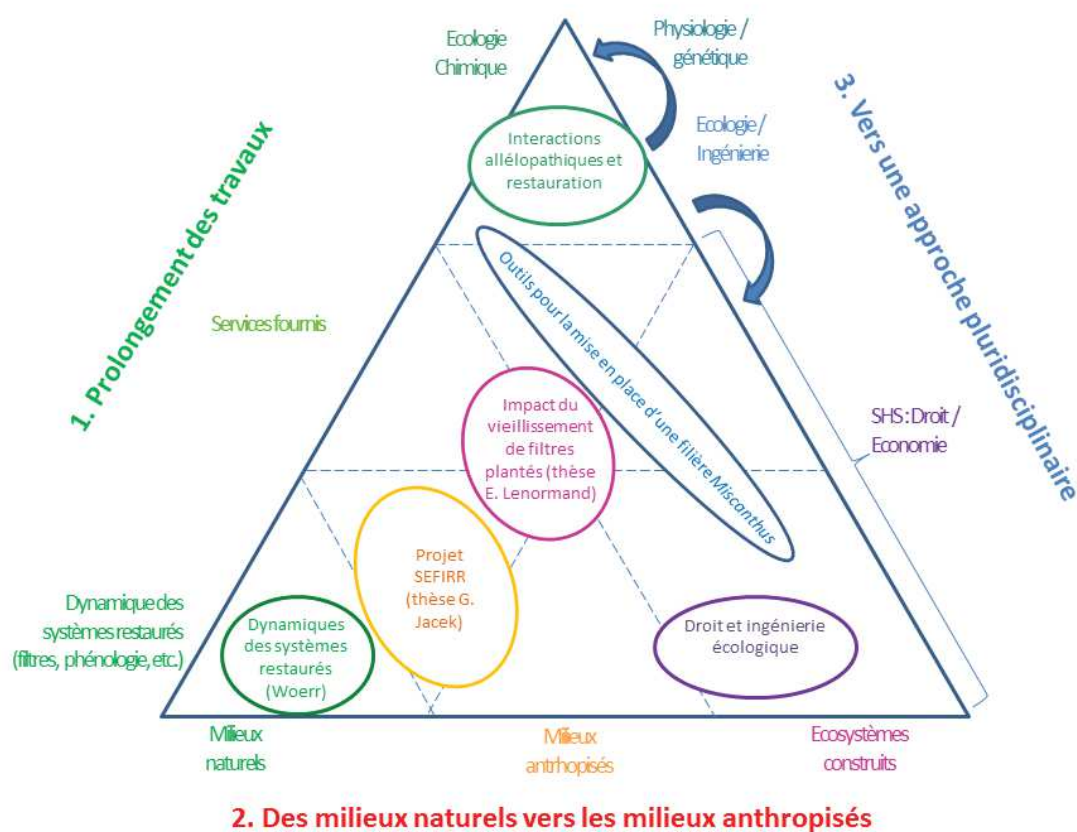


Figure 83 : Schéma des différentes perspectives de recherche proposées

1. PROLONGEMENT DES TRAVAUX ANTERIEURS

Il n'aura pas échappé au lecteur qu'un certain nombre de travaux présentés ici ne sont à l'heure actuelle pas encore publiés. La perspective la plus évidente à ce travail de rassemblement et de synthèse des travaux que j'ai réalisés au cours des années passées réside donc en la publication de ces résultats et analyses originaux. Le congé pour recherche d'un an dont je bénéficie pour cette année universitaire, devrait me permettre de rédiger ces publications.

A partir du bilan présenté dans ce manuscrit, il me semble important pour les années à venir d'approfondir certains axes. Ces recherches resteront bien évidemment dans le champ de la recherche dite appliquée ou finalisée, caractéristiques de l'écologie de la restauration.

Mécanismes assurant la dynamique d'un écosystème restauré

Cette thématique continuera à constituer un axe fort de mes travaux de recherche, même si elle pourra s'éloigner progressivement de l'étude des milieux naturels (cf. ci-dessous). L'étude du fonctionnement des écosystèmes restaurés, passé au crible des concepts de l'écologie fondamentale m'a permis de proposer des modifications du modèle des **filtres environnementaux** (Figure 24). Il s'agit donc maintenant de tester ce nouveau modèle sur des cas concrets de restauration écologique.

Le suivi réalisé depuis 8 ans sur le site du Woerr (cf. I.2.2.) m'a permis d'engranger des données sur la dynamique de la végétation aquatique (et des macroinvertébrés) depuis la réalisation des travaux de restauration. Il convient maintenant d'analyser ces séries temporelles sous l'axe de la **phénologie** des espèces impliquées dans la recolonisation et de relier ces variations aux fluctuations annuelles observées sur la communauté végétale. L'adéquation entre les traits de résistance de certaines espèces aux assecs (développement de formes terrestres, banque de graines, rhizomes ou tubercules profondément enfouis...) et la période de survenance de ces perturbations devrait permettre d'expliquer (et à terme de prévoir) les variations annuelles observées dans la dominance de certaines associations végétales (par exemple la dominance du *Myriophyllum spicatum* après un printemps plus sec). L'ajout de la dimension temporelle sur le modèle des filtres environnementaux constituera le cadre conceptuel de ces études.

D'autre part, les mécanismes et la vitesse de constitution d'une banque de diaspores dans des écosystèmes restaurés méritent d'être approfondis. En effet, la constitution de ce compartiment est un élément fondamental dans l'acquisition progressive de propriétés de résilience par les écosystèmes restaurés et donc dans l'efficacité des travaux de restauration. A nouveau, le site du Woerr soumis à des assecs de plus en plus fréquents et l'étude de sa banque de diaspores permettront de répondre à ce questionnement.

Des outils d'écologie chimique comme méthode de restauration ?

Les clés de la réussite d'une opération de restauration résident souvent dans l'identification et la manipulation des filtres environnementaux. Dans ce cadre-là, il est régulièrement fait appel au concept de facilitation écologique (la présence d'une espèce bénéfique à l'installation, la vie ou la survie d'autres espèces). Mais l'utilisation d'espèces pouvant empêcher le développement d'espèces indésirables est encore très peu connu et donc très peu utilisé. Pourtant, dans un grand nombre de cas, les projets de restauration doivent en même temps que la réalisation des objectifs de la restauration, faire face à l'apparition d'espèces invasives (végétales en particulier) dans les milieux nouvellement créés. Cette situation est en particulier très fréquente en milieu aquatique (cf. III.2.).

Des expérimentations effectuées sur le site du Woerr ont montré que l'introduction par transplantation d'espèces végétales judicieusement choisies permet non seulement de favoriser l'installation des communautés végétales cibles, mais également de limiter ou éviter l'envahissement par les plantes invasives. Cette « lutte » serait rendue possible par l'utilisation d'espèces produisant des molécules allélopathiques auxquelles l'espèce invasive (ici l'Elodée de Nuttall, *Elodea nuttallii*) serait sensible. La résistance biotique du milieu en serait donc augmentée.

Cependant, afin de pouvoir préconiser de nouvelles méthodes de restauration écologique en milieu aquatique utilisant cette phytotoxicité ciblée, il est nécessaire de lever un verrou fondamental : la connaissance des **interactions allélopathiques entre macrophytes aquatiques et de leur phénologie**.

La plupart du temps, la mesure du potentiel allélopathique d'une espèce végétale est réalisée en testant des extraits de cette plante-source sur la germination d'une espèce-cible modèle, le plus souvent le cresson (*Lepidium sativum*) ou la laitue (*Lactuca sativa* - Scognamiglio et al. 2013). Ces tests permettent de faire un premier criblage, mais ils ne sont pas réellement satisfaisants si le but est de tester ces effets allélopathiques sur des espèces-cibles aquatiques, qui assez souvent ne se reproduisent que par voie végétative. Des tests en mésocosmes mesurant l'effet d'extraits de plantes sur la croissance de macrophytes ont déjà été tentés mais s'avèrent peu concluants (interférences avec le développement de phytoplancton inhérent à ce genre de manipulation) et peu reproductibles (taille des mésocosmes liée à la taille des plantes, nécessité de produire des extraits en grande quantité, etc).

Je propose donc de mettre en place un protocole plus ambitieux permettant de caractériser en microcosmes de manière spécifique et standardisée les interactions allélopathiques entre macrophytes quelles que soient les espèces à tester. Il s'agirait de tester les effets d'extraits de plantes sources sur la croissance de cultures cellulaires *in vitro* (cals ou suspensions cellulaires) établies à partir des espèces cibles (par exemple : extraits de *Potamogeton lucens* / cultures cellulaires d'*Elodea Nuttallii*).

Après obtention de lignées de cultures cellulaires *in vitro* (CIV), des cals seraient mis en culture en conditions contrôlées en présence d'extraits de la plante source (Figure 84). L'augmentation de la surface du cal et la surface des nécroses (estimés par scan et traitement de l'image) permettrait de calculer un indice de phytotoxicité unique modifié de l'indice HDI (Guittonny-Philippe, Masotti, et al. 2015) dans le cadre de l'écotoxicité d'effluents. J'ai, en effet, déjà amorcé cette modification de l'indice en l'appliquant sur des cultures de lentilles d'eau (cf. IV.2.1.). Une piste complémentaire consisterait à utiliser une méthode similaire sur des suspensions cellulaires de la plante cible obtenue en CIV.

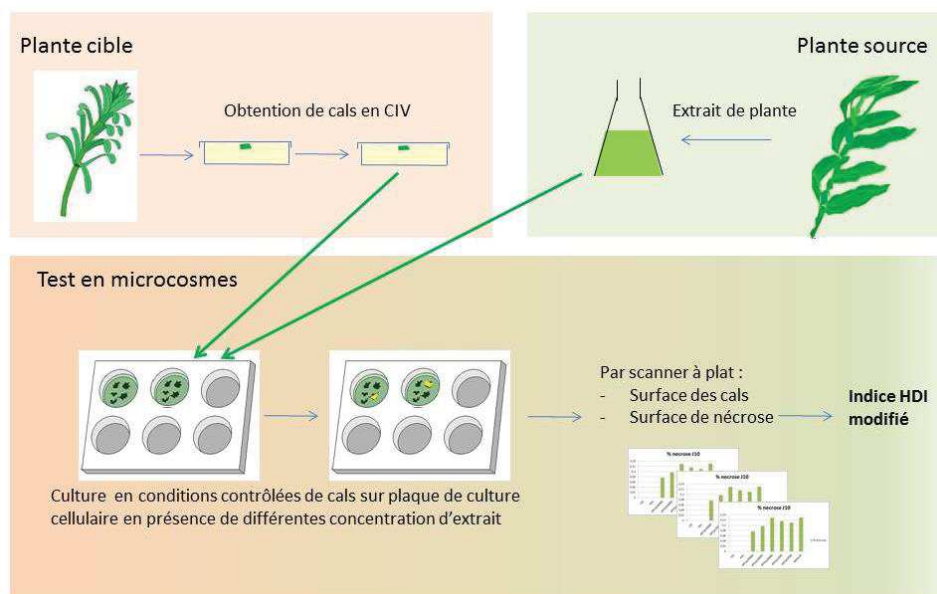


Figure 84 : Schéma de la méthodologie proposée pour les tests en microcosmes.

Des écosystèmes d'origine anthropique fournisseurs de services environnementaux

La fourniture de services (environnementaux, écosystémiques, voire dis-services) est également une thématique qui constituera un de mes axes de recherche dans les prochaines années.

Dans le cadre du projet GERIHCO3 (cf. I.2.4.), nous avons initié une étude sur les impacts en termes de biodiversité de l'installation de techniques d'interception des coulées d'eau boueuse. Nous avons montré que ces techniques installées dans le but de fournir un service environnemental de régulation hydrologique, ne causaient pas de dis-services significatifs (cf. III.3.1.). Cependant, ces dispositifs sont aussi pourvoyeurs de services écosystémiques (habitats d'espèces, ressources nutritives, biomasse, zones de connectivité, etc.) qu'il convient maintenant d'évaluer afin de pouvoir fournir une analyse complète et multicritère de l'impact de ces techniques.

D'autre part, au sein de ce projet, nous avons également démontré que si l'utilisation de l'hybride *Miscanthus x giganteus* présente un risque invasif faible, ce risque est accru par l'absence de vraie filière de diffusion de l'espèce garantissant que les lots vendus sont bien des individus hybrides et non des individus des espèces parentales invasives (cf. II.3.1.). Il est donc important maintenant de pouvoir conseiller les partenaires économiques de cette future filière sur des méthodes de caractérisation fiables de l'espèce commercialisée. Si des méthodes génétiques ont déjà été testées (Perrier et al. *in press*), il convient également d'explorer des méthodes de protéomique, ce qui sera effectué dans une collaboration avec la plateforme *Plant Imaging Mass Spectrometry* de l'Institut de Biologie Moléculaire des Plantes de Strasbourg dans le cadre d'un futur projet GERIHCO 4.

2. DES MILIEUX NATURELS VERS LES SYSTEMES ANTHROPISES

Au cours de mes activités de recherche, mes objets d'études ont également évolués passant progressivement des milieux naturels, objets centraux de mes travaux de thèse, vers des milieux de plus en plus anthropisés voir entièrement construits, tels que les filtres de phytoépuration ou les toitures végétalisées.

Restauration de milieux anthropisés

Les milieux fortement anthropisés présentent souvent des taux de dégradation très élevés et nécessitent une intervention plus forte pour restaurer leur fonctionnement. Les caractéristiques physico-chimiques des sols peuvent être notamment profondément modifiées ce qui peut hypothéquer la réussite des méthodes de restauration « traditionnelles » comme l'ensemencement ou le transfert d'individus. Il a déjà été démontré que l'utilisation d'espèces nurses, facilitant l'installation des espèces cibles de la restauration, peut être bénéfique. Il pourrait cependant être intéressant d'utiliser aussi des organismes ingénieurs capable de modifier en profondeur les caractéristiques de composition et de structure des sols. C'est ce que nous avons proposé dans le cadre du projet SEFIRR : Suivi et Evaluation de la requalification de Friches Industrielles polluées en zone de compensation écologique - le cas de l'ancienne Raffinerie pétrolière de Reichstett.

Il s'agira dans ce projet de tester une méthode de génie biologique pour améliorer la qualité des sols. Les sols présents dans les anciennes friches industrielles telles que l'ancienne raffinerie pétrolière de Reichstett s'apparentent à ce que l'on appelle des technosols. Ce sont des sols compacts encore jeunes et riches en matériaux techniques issus de l'activité anthropique (briques, pierres, béton etc.). Ils sont donc encore peu propices à l'installation durable d'une végétation riche et d'une dynamique écologique suffisante dans le cadre d'un projet de restauration écologique. Une des premières étapes pour rendre fonctionnel, ou tout du moins accélérer la reprise de fonctionnalité, de ce type de sol serait la réhabilitation d'une faune du sol fonctionnelle capable de reformer un sol « plus naturel » à partir des matériaux présents.

Les vers de terre représentent la principale et surtout la plus emblématique des catégories d'organismes habitant nos sols et fournissent de nombreux services. Ils sont notamment responsables de la modification et l'amélioration des propriétés physiques et structurales du sol, de son aération, de l'infiltration de l'eau ou bien encore la régulation des cycles biogéochimiques de certains éléments. Ils ont également un impact sur les propriétés biotiques du sol telles que la faune microbienne, la régulation des autres espèces faunistiques du sol et ont un rôle important dans les chaînes trophiques (Forey et al. 2018). Dans le cadre de ce projet nous proposons de tester différentes modalités de réintroduction de vers de terre (*Lombricus terrestris*) véritables architectes des sols, sur les différentes caractéristiques physiques, chimiques et biotiques du sol et ainsi d'observer *in situ* leurs impacts sur un sol encore jeune, pauvre et en mauvaise état écologique. Il s'agit à terme de développer des méthodes de génie écologique permettant d'augmenter l'efficacité de la restauration de milieux naturels sur une friche industrielle et donc d'augmenter les externalités positives d'un programme de requalification de ces friches.

Fonctionnalité d'écosystèmes construits

Les systèmes de phytoépuration utilisent les fonctions et services rendus par les complexes plantes-sol-microorganismes pour abattre des polluants (cf. III.3.1.). Cependant la fonctionnalité écologique de ces systèmes est encore mal connue tant en ce qui concerne leur fonctionnement interne que leur intégration paysagère.

C'est donc une des pistes de recherche que je désire explorer. Cette piste de recherche passera notamment par une collaboration déjà initiée avec l'Université d'Aix-Marseille et l'étude des services (ou dis-services) rendus par des bassins autoroutiers.

Elle passe également par la co-direction d'une thèse débutée en septembre 2019 sur les impacts du vieillissement des techniques alternatives (phyto-techniques) de traitement des eaux pluviales (Thèse E. Lenormand). En effet, dans le cadre de la politique de l'Eurométropole de Strasbourg en matière de gestion des eaux pluviales, des techniques alternatives ont été construites à l'interface entre des bassins versants résidentiels générant des eaux pluviales et l'Ostwaldergraben, cours d'eau de qualité médiocre. L'objectif général des travaux de cette thèse est l'étude des impacts du vieillissement de ces techniques alternatives sur leurs fonctionnalités. Une partie des travaux sera consacrée à l'étude de la structure de la biodiversité végétale des techniques alternatives, de ses traits fonctionnels et donc des fonctions qu'elle assure tant en termes d'optimisation d'efficacité qu'en termes de valeurs ajoutées environnementales. Les travaux proposés dans ce projet s'intéresseront également au rôle de ces techniques alternatives au sein de leur paysage et à leur effet de régulation des rejets au niveau de l'Ostwaldergraben.

3. VERS UNE APPROCHE INTERDISCIPLINAIRE

Mon intégration à l'UMR LIVE en 2013 a renforcé mon approche interdisciplinaire déjà amorcée lors de mon poste au Muséum. J'ai, en effet, participé durant mon poste au Muséum à l'élaboration d'indices d'évaluation pour la Directive Habitats en France et, depuis mon intégration à l'UNISTRA, à la mise en place de cette thématique en Roumanie. Mes thématiques de recherche s'orientent maintenant vers une approche pluridisciplinaire de la gestion des socio-écosystèmes. Tout en continuant mes recherches en écologie fonctionnelle des écosystèmes naturels et anthropiques, j'intègre leurs résultats dans des collaborations interdisciplinaires (notamment droit et économie de l'environnement) afin de développer de nouveaux outils de gestion de l'environnement.

Méthode d'évaluation interdisciplinaire

Je collabore depuis 2015 avec les économistes de l'UMR GESTE pour mettre au point des méthodes intégrant conjointement l'état écologique des milieux et l'évaluation de leurs services écosystémiques. Après des premiers travaux initiés lors du coencadrement d'un stage de master (cf. IV.3.), une co-direction de thèse (G. Jacek) viens de démarrer sur le projet SEFIRR.

Cette thèse s'intéresse à la requalification de l'ancienne raffinerie de Reichstett. Il n'existe actuellement pas de normes nationales ou internationales pour suivre l'efficacité et mesurer le succès de restauration

de milieu naturel ou pour quantifier l'efficacité de la mise en place de mesures de compensation. Des méthodes habitat-centrées, se focalisant uniquement sur la fonctionnalité des milieux naturels, permettent d'évaluer l'état d'un habitat naturel (cf. IV.2.). Des méthodes économiques permettent d'évaluer les bénéfices socio-économiques d'un aménagement anthropique. Cependant aucune méthode ne permet d'évaluer la globalité des bénéfices apportés par la reconstruction d'un écosystème fonctionnel et intégré dans le paysage socio-économique lors de la requalification de milieux tels que les friches industrielles. Le développement d'outils et de méthodes interdisciplinaires permettant de mesurer les bénéfices environnementaux liés à la requalification des friches industrielles à court et moyen/long terme constitue donc un enjeu scientifique majeur dans la gestion des sites pollués.

Nous proposons dans le cadre de ce projet de développer une telle méthode, de la tester sur un site d'une ancienne raffinerie en cours de requalification, cette méthode pouvant ensuite être adaptée pour des friches de sites pétroliers, miniers, sidérurgiques par exemple. L'objectif est de répondre à plusieurs questionnements permettant de développer une méthode interdisciplinaire d'évaluation de la requalification de friches industrielles en zones d'occupation mixte : zone naturelle et zone d'activité. Il s'agit également d'évaluer les bénéfices environnementaux nets de conversions d'une friche industrielle. Il s'agira, en se basant sur des méthodes déjà existantes (HEP, HEP adaptée, RHEP – cf. IV.3.), de les modifier afin d'intégrer des indicateurs permettant de quantifier les services des écosystèmes hybrides et nouveau écosystèmes sur une zone mixte.

Enfin, lorsque les projets de restauration écologique ont lieu dans des zones fortement anthropisées, il convient également de prendre en compte non seulement une quantification de la restauration ou de l'augmentation des services écosystémiques fournis par le site de compensation mais également une quantification des éventuels dis-services écosystémiques (cf. II.1.2.) créés ou réduits par l'opération de requalification.

Droit et ingénierie écologique : pour un aménagement durable des territoires

Je collabore depuis 2016 avec les juristes de l'UMR SAGE sur des thématiques touchant à la fois au droit de l'environnement et à l'Ecologie. Cette collaboration s'est concrétisée par le co-encadrement de 2 stages de master 2 de Droit de l'environnement et la participation à des conférences dans des thématiques juridiques ou règlementaires.

Suite à l'amorçage de ces collaborations, il me paraît maintenant important de développer un véritable regard interdisciplinaire sur les techniques de restauration et de génie écologique. Les projets de génie écologique peuvent, en effet, concerner la reconstitution d'éléments d'un écosystème ou d'un paysage dans des contextes très divers (systèmes agraires, prévention de risques naturels, requalification de friches industrielles, restauration d'habitats naturels fonctionnels dans le cadre de compensations d'impacts négatifs d'aménagements qui n'ont pu être évités ou réduits, ou dans le cadre de réparations d'atteintes causées à l'environnement). Leur réalisation nécessite de multiples compétences scientifiques (écologique, botanique, ornithologique, entomologique, hydrologique, etc.), et techniques (génie végétal, terrassement, génie civil, élevage, biotechnologie, etc.) mais aussi juridiques. En effet, le droit a un rôle important à jouer dans le déploiement des pratiques du génie écologique, afin de mieux les intégrer aux exigences actuelles d'un aménagement durable des territoires. Le droit n'étant pas seulement descriptif

mais prescriptif et performatif, il peut accompagner l'ingénierie écologique voir l'encadrer notamment en précisant ses objectifs.

En effet, la réussite d'opérations de génie écologique implique de respecter une emprise territoriale minimale et de prendre en compte le facteur temps à sa juste mesure, celle de la dynamique des écosystèmes (cf. III.2.3.). Le génie écologique est donc indissociable des notions d'aménagement intégré du territoire, de stratégie de sites, et de consolidation dans le temps de certaines actions de restauration. Or, coupler l'évolution des paysages (et l'organisation territoriale qui en découle) à la réhabilitation de fonctions, implique là encore de faire intervenir le droit, en mettant **au service de la gestion et conservation de l'environnement, un certain nombre d'instruments ou de techniques juridiques relatif au foncier.**

La mise en œuvre pratique du génie écologique (réalisation des travaux, gestion et suivi des mesures), impose de s'assurer la maîtrise foncière du terrain servant de support à l'opération de restauration. Plusieurs approches peuvent être utilisées pour la faciliter : acquisition en pleine propriété (volontaire ou par expropriation) ou maîtrise de ses usages par le biais de différents leviers règlementaires (réserves naturelles, arrêtés de protection des biotopes, zonages dans divers documents d'urbanisme ou de planification, ...) et contractuels (baux, divers contrats de gestion, prestations, obligation réelle environnementale, etc.).

Je propose d'explorer ces relations entre droit et écologie de la conservation et de la restauration dans un objectif d'aménagement durable des territoires. Il s'agira plus particulièrement d'étudier les rapports entre maîtrise foncière et génie écologique afin de pouvoir déterminer les conditions d'une relation efficiente qui soit à même de garantir la satisfaction de différents objectifs du droit de l'environnement (prévention, compensation, réparation) et de l'écologie appliquée (efficacité des techniques de génie écologique, résilience des écosystèmes restaurés ou aménagés). Cette recherche suppose d'apporter une vision claire et précise des outils fonciers mobilisables par les différents acteurs d'un projet de génie écologique, de confronter leur régime juridique à leur utilisation efficace par les acteurs du génie écologique, afin que ces derniers puissent se les approprier.

Bibliographie

Abrall, C., Forey, E., Mignot, L., et Chauvat, M. (2018). Invasion by *Fallopia Japonica* Alters Soil Food Webs through Secondary Metabolites. *Soil Biology and Biochemistry* 127: 100-109.

Allan, J. D., et. Ibañez Castillo, M. M. (2009). *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. 2. ed., reprinted. Dordrecht: Springer. 436p.

Allen, C. R., et Holling, C. S.. (2010). Novelty, Adaptive Capacity, and Resilience. *Ecology and Society* 15 (3): 24.

Arias, M. E., Wittmann, F., Parolin, P., Murray-Hudson, M. et Cochrane, T. A. (2018). Interactions between Flooding and Upland Disturbance Drives Species Diversity in Large River Floodplains. *Hydrobiologia* 814 (1): 5-17.

Barbier, J.-M. (2001). L'Évaluation en formation. Presses universitaires de France. Paris. 295p.

Barrat-Segretain, M.-H., Bornette, G. et Hering-Vilas-Bôas, A. (1998). Comparative Abilities of Vegetative Regeneration among Aquatic Plants Growing in Disturbed Habitats. *Aquatic Botany* 60 (3): 201-11.

Beisel, J.-N., Usseglio-Polatera, P., Thomas, S., et Moreteau, J.C. (1998). Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia* 389 (1/3): 73-88.

Belin, M., et Combroux, I. (2019). Toitures végétalisées : des milieux cachés au-dessus de nos têtes *La médaille militaire*, 584: 29-32.

Belyea, L. R. (2004). Beyond ecological filters: feedback networks in the assembly and restoration of community structure. In Temperton VM, Hobbs R, Nuttle T and Halle S. *Assembly Rules and Restoration Ecology. Bridging the Gap between Theory and Practice.*, Island Press, Washington: 115-31.

Belyea, L. R., et Lancaster, J. (1999). Assembly Rules within a Contingent Ecology. *Oikos* 86 (3): 402-416.

Bensettiti, F., Puissauve, R., Lepareur F., Tourout, J. et Maciejewski, L. (2012). Evaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces d'intérêt communautaire– Guide méthodologique – DHFF article 17, 2007-2012. Version 1. Rapport SPN 2012-27,. Paris: Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, 76 p. + annexes.

Blandin, P. (2011). Finie l'idéologie de l'équilibre naturel. *Espaces Naturels* 33: 36-37.

Blandin, Patrick, et Michel Lamotte. (1984). « Ecologie des systèmes et aménagement: fondement théoriques et principes méthodologiques ». In *Fondements rationnels de l'aménagement d'un territoire*, Masson., 139-62. Lamotte, M. (ed).

Bois, P., Beisel, J.-N. Heitz, C., Katinka, L., Laurent, J., Pierrette, M., Walaszek, M. et Wanko, A. (2019). Integrated Blue and Green Corridor Restoration in Strasbourg: Green Toads, Citizens, and Long-Term Issues. In Achal V. et Mukherjee A., *Ecological Wisdom Inspired Restoration Engineering*, Singapore: Springer Singapore. 151-169.

Bouquin, H. (2008). Le contrôle de gestion. 8ème édition. Presses Universitaires de France. Paris. 536p.

Bradshaw, A.D. (1984). Ecological Principles and Land Reclamation Practice. *Landscape Planning* 11 (1): 35-48.

Bravard, J.-P. (1996). « La gestion des excès dans les bassins des grands fleuves français ». *L'information géographique* 60 (2): 72-80.

Brix, H. (1993). Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performance. » In : Moshiri, G.A. (Ed.) *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, CRC Press., Boca Raton, FA: 9-22.

Buisson, E., Alvarado, S.T., Le Stradic, S., et Morellato, L.P.C. (2017). Plant Phenological Research Enhances Ecological Restoration: Phenology and Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 25 (2): 164-71.

Callaway, R.M., et Ridenour, W.M. (2004). Novel Weapons: Invasive Success and the Evolution of Increased Competitive Ability. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2 (8): 436-43.

Carpenter, S., Walker, B., Anderies, J.M. et Abel, N. (2001). From Metaphor to Measurement: Resilience of What to What? *Ecosystems* 4 (8): 765-81.

- Challier, C. (2013). Les indicateurs écologiques dans l'évaluation économique : La valorisation d'une restauration de rivière grâce à la méthode « HEP adaptée ». Rapport de Master 2. Université de Strasbourg. 25 p.
- Chauvigné, C. (2016). Évaluer des compétences : un jugement d'adaptabilité. *Éducation et francophonie* 44 (2): 86.
- Clarke, R.T., Wright, J.F. et Furse M.T. (2003). RIVPACS Models for Predicting the Expected Macroinvertebrate Fauna and Assessing the Ecological Quality of Rivers. *Ecological Modelling* 160 (3): 219-33.
- Clewell, A.F, Aronson, J. et Society for Ecological Restoration International. (2013). *Ecological Restoration: Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession*. Washington, District of Columbia: Island Press.
- Combroux, I., Bornette, G. Willby, N. J. et Amoros, C. (2001). Regenerative Strategies of Aquatic Plants in Disturbed Habitats: The Role of the Propagule Bank. *Archiv Fur Hydrobiologie* 152 (2): 215-35.
- Combroux, I. (2019). Aquatic plant phenology as a key factor for restoration and management of aquatic biodiversity. présenté à Aquatic Biodiversity International Conference 9, 25-28 sept 2019, Sibiu, Romania.
- Combroux, I., Bensettiti, F., Daszkiewics, P., et Moret, J. (2006). Evaluation de l'Etat de conservation des Habitats et Espèces d'intérêt communautaire 2006-2007. Document 2. Guide Méthodologique. Muséum national d'histoire naturelle. 149p.
- Combroux, I., et Bornette, G. (in prep). Connectivity and water dispersal : effects on the propagule bank and above-ground vegetation in cut-off channels.
- Combroux, I.C.S., Bornette, G., et Amoros, C. (2002). Plant Regenerative Strategies after a Major Disturbance: The Case of a Riverine Wetland Restoration. *Wetlands* 22 (2): 234-46.
- Combroux, I.C.S., et Gudrun Bornette. 2004. « Propagule Banks and Regenerative Strategies of Aquatic Plants ». *Journal of Vegetation Science* 15 (1): 13.
- Combroux, I. et Laffont-Schwob, I. (in prep). Motorway retention ponds as novel ecosystems: more ecosystem services than they were designed for? A review.
- Combroux, I., Nobelis, P. et Trémolières, M. (in prep). Biodiversity, Stability and Invasibility : What happen to general concepts in river ecosystems?.
- Combroux, I., et Schwoerer, C. (2007). *Evaluarea statului de conservare al habitatelor si speciilor de interes comunitar din Romania - ghid metodologic*. Editura Balcanic. Timisoara. 56p plus anexe.
- Combroux, I., Staentzel, C., Perrier, A. Grac, C. et Rozan ,A. (2014). Gravel pit rehabilitation and recovery of ecosystems services in the Upper Rhin floodplain: an experimental study case. présenté à SER 2014 conference, Oulu, Finland 2-8 August 2014.
- Costanza, R. et Daly H.E. (1992). Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology* 6 (1): 37-46.
- Crutzen, P.J. (2002). Geology of Mankind. *Nature* 415 (6867): 23-23.
- D**aily, G., Alexander, S., Ehrlich, P. Goulder, L. Lubchenco, J. Matson, P.A., Mooney, H., Postel, S., Schneider, S.H. et Tilman, D. (1997). Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems. *Issues in Ecology* 1: 1-18.
- Dalla Bernardina, S. (2010). Les invasions biologiques sous le regard des sciences de l'homme. In Barbault, R. & Atramentowicz, M. *Les invasions biologiques, une question de natures et de sociétés*. Editions Quaé, Versailles: 65-108.
- D'Antonio, C.M. et Vitousek, P.M. (1992). Biological Invasions by Exotic Grasses, the Grass/Fire Cycle, and Global Change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23 (1): 63-87.
- Davis, M.A. (2006). Invasion Biology 1958-2005: The Pursuit of Science and Conservation. In Cadotte, M.W., McMahon, S.M. et Fukami, T. *Conceptual Ecology and Invasion Biology: Reciprocal Approaches to Nature*, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 35-64.
- De Bello, F., Lavorel, S., Díaz, S., Harrington, R., Cornelissen, J.H.C., Bardgett, R.D., Berg, M.P., Cipriotti, P., Feld, C.K., Hering, D., Martins da Silva, P., Potts, S.G., Sandin, L., Sousa, J.P., Storkey, J., Wardle, D.A., Harrison, P.A., (2010). Towards an Assessment of Multiple Ecosystem Processes and Services via Functional Traits. *Biodiversity and Conservation* 19 (10): 2873-93.
- De Ketele, J-M, et Roegiers, X. (1996). *Méthodologie du recueil d'informations*. De Boeck Université. Bruxelles-Paris. 226p.
- Décamps, H. (1995). A propos du colloque "recréer la nature". *Natures, Sciences, Sociétés* 3 (1): 43-47.
- Derex, J.-M. (2017). Réparer la nature, est-ce bien raisonnable ? *Sciences, Eaux et Territoires* 24 : 6-9.
- Dommanget, F., Evette, A., Spiegelberger, T., Gallet, C., Pacé, M., Imbert, M., et Navas, M.-L. (2014). Differential Allelopathic Effects of Japanese Knotweed on Willow and Cottonwood Cuttings Used in Riverbank Restoration Techniques. *Journal of Environmental Management* 132 : 71-78.

- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., et Sullivan, C.A. (2006). Freshwater Biodiversity: Importance, Threats, Status and Conservation Challenges. *Biological Reviews* 81 (02): 163.
- Dumax, N. (2009). Les mesures compensatoires : un indicateur du coût environnemental. Thèse de Doctorat, Université de Strasbourg.
- Dumax, N., et Rozan A. (2011). Les mesures de compensation : un indicateur du coût environnemental. *Revue juridique de l'environnement* spécial (5): 115-23.
- Dupouey, J. L., Dambrine, E., Laffite, J.D. et Moares C. (2002). Irreversible Impact of past Land Use on Forest Soils and Biodiversity. *Ecology* 83 (11): 2978-2984.
- Dutoit, T. (2014). Restauration écologique : quelles recherches mener pour agir non seulement pour, mais aussi par le vivant ? In : Rey, F., Gosselin, F. & Doré, A. *Ingénierie écologique. Action par et/pour le vivant ?*, Quae, Versailles, 83-97.
- Dutoit, T. (2019). 2009-2019 : décennie du changement de paradigmes en écologie de la restauration ? présenté à REVER 10, 19-21 mars, 2019. MNHN, Paris.
- E**llis, E. C. (2011). Anthropogenic Transformation of the Terrestrial Biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 369 (1938): 1010-35.
- Elton, C. S. (1958). *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen, Londres.
- Enders, M., Havemann, F. et Jeschke, J.M. (2019). A citation-based map of concepts in invasion biology. *NeoBiota* 47: 23-42.
- Enders, M., Hütt, M.T. et Jeschke, J.M. (2018). Drawing a Map of Invasion Biology Based on a Network of Hypotheses. *Ecosphere* 9 (art. e02146)
- Erhard, D., et. Gross, E.M. (2006). Allelopathic Activity of *Elodea Canadensis* and *Elodea Nuttallii* against Epiphytes and Phytoplankton. *Aquatic Botany* 85 (3): 203-11.
- F**ahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34 (1): 487-515.
- Forey, E., Chauvat, M., Coulibaly, S.F.M., Langlois, E., Barot, S., et Clause, J. (2018). Inoculation of an Ecosystem Engineer (Earthworm: *Lumbricus Terrestris*) during Experimental Grassland Restoration: Consequences for above and Belowground Soil Compartments. *Applied Soil Ecology* 125: 148-55.
- Fraccascia, L., Giannoccaro, I. et Albino, V. (2018). Resilience of Complex Systems: State of the Art and Directions for Future Research. *Complexity* 2018: 1-44.
- François, M., Grac, C. et Combroux I. (2019). Calico crayfish (*Faxonius immunis*) a new invasive species in France: From biological traits to preventive measures. présenté à Aquatic Biodiversity International Conference 9, 25-28 sept. 2019, Sibiu, Romania.
- Fujii, Y., Parvez, S.S., Parvez, M.M., Ohmae, Y., et Iida, O. (2003). Screening of 239 Medicinal Plant Species for Allelopathic Activity Using the Sandwich Method. *Weed Biology and Management* 3 (4): 233-41.
- G**affiot, F. (1996). *Dictionnaire illustré latin - français*. Nachdr. der Ausg. 1934. Paris: Hachette.
- Gallet, S. (2016). La restauration. Définitions et terminologie. présenté à Colloque "Réparer la Nature. L'exemple des zones humides.", Brest, Océanopolis, 3-4 février 2016.
- Gann, GD, McDonald, T. et Walder, B. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. 2nd edition. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C.
- Greulich, S. et Trémolières, M. (2006). Present Distribution of the Genus *Elodea* in the Alsatian Upper Rhine Floodplain (France) with a Special Focus on the Expansion of *Elodea Nuttallii* St. John during Recent Decades. *Hydrobiologia* 570 (1): 249-55.
- Grime, J. P. (1998). Benefits of Plant Diversity to Ecosystems: Immediate, Filter and Founder Effects. *Journal of Ecology* 86 (6): 902-10.
- Guittonny-Philippe, A., Masotti, V., Combroux, I., Malleret, L., Boudenne, J.-L., Petit, M.-E., Monnier, Y., Coulomb, B., Viglione, J., et Laffont-Schwob, I. (2015). Proposal of a New Ecotoxicity Evaluation Tool Based on Morphological Responses of Five Helophytes to Mixtures of Pollutants: The Helophyte Development Index. *Ecological Engineering* 77: 180-88.
- Guittonny-Philippe, A., Petit, M.-E., Masotti, V., Monnier, Y., Malleret, L., Coulomb, B., Combroux, I., Baumberger, T., Viglione, J., et Laffont-Schwob, I. (2015). Selection of Wild Macrophytes for Use in Constructed Wetlands for Phytoremediation of Contaminant Mixtures. *Journal of Environmental Management* 147:108-23.

Gunderson, L. H. (2000). Ecological Resilience—In Theory and Application. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31 (1): 425-39.

Hager, H.A., Sinasac, S.E., Gedalof, Z., et Newman, J.A. (2014). Predicting Potential Global Distributions of Two *Miscanthus* Grasses: Implications for Horticulture, Biofuel Production, and Biological Invasions ». *PLoS ONE* 9 (6). e100032

Hardion, L., Pouvreau, M., Schwoertzig, E., Hoff, M., Nguefack, J., et Combroux, I. (2019). Performance, Genetic and Ecological Insights for the Conservation of the Endangered Large Pink, *Dianthus Superbus* L. (Caryophyllaceae) in Semi-Natural Grassland. *Botany Letters* 166 (1): 104-12.

Haury, J., Peltre, M.-C., Trémolières, M., Barbe, J., Thiébaud, G., Bernez, I., Daniel, H., Chatenet, P., Haan-Archipof, G., Muller, S., Dutartre, A., Laplace-Treyture, C., Cazaubon, A., Lambert-Servien, E. (2006). A New Method to Assess Water Trophy and Organic Pollution – the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): Its Application to Different Types of River and Pollution. *Hydrobiologia* 570 (1): 153-58.

Hazelton, E.L.G., Mozdzer, T.J., Burdick, D.M., Kettenring, K.M., et Whigham, D.F. (2014). « *Phragmites australis* Management in the United States: 40 Years of Methods and Outcomes ». *AoB PLANTS* 6.

Heděnc, P., Novotný, D., Ust'ak, S., Honzík, R., Kovářová, M., Šimáčková, H., Frouz, J. (2014). Allelopathic Effect of New Introduced Biofuel Crops on the Soil Biota: A Comparative Study. *European Journal of Soil Biology* 63 : 14-20.

Helliwell, D.R. (1969). « Valuation of Wildlife Resources ». *Regional Studies* 3 (1): 41-47.

Hobbs, R.J., Higgs, E. et Harris J.A. (2009). Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 24 (11): 599-605.

Hobbs, R.J., Jentsch, A. et Temperton, V.M. (2007). Restoration as a Process of Assembly and Succession Mediated by Disturbance. In Walker, L.R., Walker, J. et Hobbs, R.J. *Linking Restoration and Ecological Succession*, Springer New York, 150-67.

Holling, C.S. (1973). Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4 (1): 1-23.

Hughes, F.M.R., Colston, A. et Mountford, J.O. (2005). Restoring Riparian Ecosystems: The Challenge of Accommodating Variability and Designing Restoration Trajectories. *Ecology and Society* 10 (1): 12.

Jackson, D.A., et Harvey H.H. (1989). Biogeographic Associations in Fish Assemblages: Local vs. Regional Processes. *Ecology* 70 (5): 1472-84.

Jordan, W.R., Gilpin, M., E., Aber, J.D. (1996). Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research., ed. Cambridge Univ. Press, Cambridge. 342p.

Keddy, P.A. (1992). Assembly and Response Rules: Two Goals for Predictive Community Ecology. *Journal of Vegetation Science* 3 (2): 157-64.

Keddy, P.A. (2000). *Wetland ecology: principles and conservation*. Cambridge studies in ecology. Cambridge University Press. 614p.

Kettenring, K. M., et Mock K.E. (2012). Genetic Diversity, Reproductive Mode, and Dispersal Differ between the Cryptic Invader, *Phragmites Australis*, and Its Native Conspecific. *Biological Invasions* 14 (12): 2489-2504.

Kunii, H. (1984). Seasonal growth and profile structure development of *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John in pond Ojaga-Ike, Japan. *Aquatic Botany* 18: 239-47.

Laakso, J., Kaijala, V. et Ranta, E. 2001. How Does Environmental Variation Translate into Biological Processes? *Oikos* 92 (1): 119-22.

Lacoste, V., et Schneider, P. (2004). Projet de réintroduction de la Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) sur le site du Woerr à Lauterbourg. Conseil Général du Bas-Rhin.

Lavorel, S., et Garnier, E. (2002). Predicting Changes in Community Composition and Ecosystem Functioning from Plant Traits: Revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16 (5): 545-56.

Le Floc'h, E et Aronson, J. (1995). Écologie de la restauration. Définition de quelques concepts de base. *Natures Sciences Sociétés* 3: 29-35.

Lefebvre, T., Moncorps, S. et Union mondiale pour la nature. (2013). *Les espaces naturels protégés en France: une pluralité d'outils au service de la conservation de la biodiversité*. Paris: UICN.

Lévêque, C. (2006). *Ecologie: de l'écosystème à la biosphère*. Paris: Dunod.

Lhomme, Serge, Damien Serre, Youssef Diab, et Richard Laganier. 2010. « Les réseaux techniques face aux inondations ou comment définir des indicateurs de performance de ces réseaux pour évaluer la résilience urbaine. » *Bulletin de l'Association de géographes français, association des Géographes Français*, n° 4: 487-502.

Life Rhin Vivant. 2007. *Référentiel des habitats naturels reconnus d'intérêt communautaire de la bande rhénane. Description, états de conservation et mesures de gestion.*

Lockwood, Julie L., Martha F. Hoopes, et Michael P. Marchetti. 2007. *Invasion ecology*. Malden, MA: Blackwell Pub.

Lortie, Christopher J., Rob W. Brooker, Phillipe Choler, Zaal Kikvidze, Richard Michalet, Francisco I. Pugnaire, et Ragan M. Callaway. 2004. « Rethinking Plant Community Theory ». *Oikos* 107 (2): 433-38.

Lyytimäki, Jari, Lars Kjerulf Petersen, Bo Normander, et Peter Bezák. 2008. « Nature as a Nuisance? Ecosystem Services and Disservices to Urban Lifestyle ». *Environmental Sciences* 5 (3): 161-72.

MacArthur, R. H., et Wilson, E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, N.J.: Princeton University Press.

Maciejewski, L., Seytre, L., Van Es, J. et Dupont, P. (2015). Etat de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire. Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000. Guide d'application. Version 3. Rapport SPN 2015 - 43, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. 194 pp.

Mack, R.N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., et Bazzaz, F.A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10 (3): 689-710.

Maddock, I. (1999). « The Importance of Physical Habitat Assessment for Evaluating River Health ». *Freshwater Biology* 41 (2): 373-91.

McDonald, T., Gann, G.D., Jonson, J. et Dixon, K.W. (2016). International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C.

Meyer, A., Combroux, I., Schmitt, L. et Trémolières, M. (2013). Vegetation Dynamics in Side-Channels Reconnected to the Rhine River: What Are the Main Factors Controlling Communities Trajectories after Restoration? *Hydrobiologia* 714 (1): 35-47.

Meyer, A., Combroux, I. et Trémolières, M. (2013). Dynamics of Nutrient Contents (Phosphorus, Nitrogen) in Water, Sediment and Plants After Restoration of Connectivity in Side-Channels of the River Rhine. *Restoration Ecology* 21 (2): 232-41.

Millenium Ecosystem Assessment, (MEA). (2005). *Ecosystems and Human well-being: Synthesis*. Island Press, New York.

Mondy, C.P., Villeneuve, B., Archaimbault, V., et Usseglio-Polatera, P. (2012). A New Macroinvertebrate-Based Multimetric Index (I2M2) to Evaluate Ecological Quality of French Wadeable Streams Fulfilling the WFD Demands: A Taxonomical and Trait Approach. *Ecological Indicators* 18: 452-67.

Nilsson, C. (2005). Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science* 308 (5720): 405-8.

Perrier, A. (2014). Apports à l'évaluation d'une opération de restauration : approche multicritère. Rapport de Master 2. Université de Strasbourg.

Perrier A., Hardion L., Rozan, A., Staentzel, C. et Combroux I. (in press). *Miscanthus x giganteus* crop fields hide a genotype of the invasive *M. sacchariflorus*; Weed Research

Peterson, G., Allen, C.R. et Holling C. S. (1998). Ecological Resilience, Biodiversity, and Scale. *Ecosystems* 1 (1): 6-18.

Pimm, S. L. (1984). The Complexity and Stability of Ecosystems. *Nature* 307 (5949): 321-26.

Prach, K., Chenoweth, J. et Del Moral, R. (2019). Spontaneous and Assisted Restoration of Vegetation on the Bottom of a Former Water Reservoir, the Elwha River, Olympic National Park, WA, U.S.A. *Restoration Ecology* 27 (3): 592-99.

Prach, K., et Hobbs, R. J. (2008). Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration Ecology* 16 (3): 363-66.

Quinn, L. D., Allen, D.J. et Stewart J.R. (2010). Invasiveness Potential of *Miscanthus sinensis*: Implications for Bioenergy Production in the United States. *GCB Bioenergy* 2 (6): 310-20.

Rambaud, M. (2008). Impact des activités anthropiques sur la dynamique et l'état de conservation d'un habitat naturel : exemple de la chenalisation des Rivières à renoncules (UE 3260). Thèse. Paris: Museum National d'Histoire Naturelle.

Rambaud, M., Combroux, I., Haury, J., Moret, J., Machon, N., Zavodna, M. et Pavoine, S. (2009). Relationships between Channelization Structures, Environmental Characteristics, and Plant Communities in Four French Streams in the Seine–Normandy Catchment. *Journal of the North American Benthological Society* 28 (3): 596-610.

Rambaud, M., Combroux, I., Moret, J. et Machon, N. (2009). Impact de l'ouverture du milieu et de l'aménagement des berges sur les communautés biologiques des rivières à Renoncules. Poster présenté à Colloque REVER1 : Réseau d'échange et de Valorisation en Ecologie de la Restauration, Avignon.

Ratcliffe, D.A. (1977). *A Nature Conservation Review*. CUP. London.

Reghezza, M. et Rufat, S. (2015). *Résiliances: sociétés et territoires face à l'incertitude, aux risques et aux catastrophes*. London: ISTE Editions.

Révillon, L. (1908). La définition de la résilience et les essais au choc. *Revue de Métallurgie* 5 (12): 887-92.

Rey, F. (2017). Ecologie Ingénieriale : Une recherche finalisée au service de l'ingénierie écologique et du génie écologique. *Revue d'Ecologie (Terre et vie)* 72 (2): 107-15.

Richardson, D.M., Pysek, P., Rejmanek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., West, C.J., (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6, 93–107.

Riis, T., Tank, J.L., Reisinger, A.J., Aubenau, A., Roche, K.R., Levi, P.S., Baattrup-Pedersen, A., Alnoe, A.B., Bolster, D. (in press). Riverine Macrophytes Control Seasonal Nutrient Uptake via Both Physical and Biological Pathways. *Freshwater Biology*.

Robach, F., Thiébaud, G., Trémolières, M. et Muller S. (1996). A Reference System for Continental Running Waters: Plant Communities as Bioindicators of Increasing Eutrophication in Alkaline and Acidic Waters in North-East France. *Hydrobiologia* 340 (1-3): 67-76.

Rusche, K., Reimer, M. et Stichmann, R. (2019). « Mapping and Assessing Green Infrastructure Connectivity in European City Regions ». *Sustainability* 11 (6): 1819.

Sand-Jensen, K. et Mebus, J.R.. (1996). Fine-Scale Patterns of Water Velocity within Macrophyte Patches in Streams. *Oikos* 76 (1): 169.

Sarat, E., Mazaubert, E., Dutartre, A., Poulet, N., et Soubeyran, Y., (2015). Les espèces exotiques envahissantes. Connaissances pratiques et expériences de gestion. Volume 1. ONEMA, Vincennes.

Schmitt, L. (2001). Typologie hydro-géomorphologique fonctionnelle des cours d'eau. Recherche méthodologique appliquée aux systèmes fluviaux d'Alsace. Thèse de doctorat, ULP.

Scognamiglio, M., D'Abrosca, B., Esposito, A., Pacifico, S., Monaco, P., et Fiorentino, A., (2013). Plant Growth Inhibitors: Allelopathic Role or Phytotoxic Effects? Focus on Mediterranean Biomes. *Phytochemistry Reviews* 12 (4): 803-30.

Smith, E.P., Orvos, D.R., et Cairns J. Jr. (1993). Impact Assessment Using the Before-After-Control-Impact (BACI) Model: Concerns and Comments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50 (3): 627-37.

Staentzel, C., Arnaud, F., Combroux, I., Schmitt, L., Trémolières, M., Grac, C., Piégay, H., Barillier, A., Chardon, V., et Beisel, J.-N. (2018). How do instream flow increase and gravel augmentation impact biological communities in large rivers: A case study on the Upper Rhine River. *River Res. Appl.* 34, 153–164.

Staentzel, C., Beisel, J.-N., Gallet, S., Hardion, L., Barillier, A., et Combroux, I., (2018). A multiscale assessment protocol to quantify effects of restoration works on alluvial vegetation communities. *Ecol. Indic.* 90, 643–652.

Staentzel, C., Combroux, I., Barillier, A., Schmitt, L., Chardon, V., Garnier, A., et Beisel, J.-N., (2018). Réponses des communautés biologiques à des actions de restauration de grands fleuves (Vieux Rhin, France). *Houille Blanche* 99–106.

Staentzel, C., Combroux, I., Barillier, A., Grac, C., Chanez, E. et Beisel, J.-N. (2019). Effects of a River Restoration Project along the Old Rhine River (France-Germany): Response of Macroinvertebrate Communities. *Ecological Engineering* 127: 114-24.

Staentzel, C., Rouifed, S., Beisel, J.-N., Hardion, L., Poulin, N. et Combroux, I. (2020). Ecological Implications of the Replacement of Native Plant Species in Riparian Systems: Unexpected Effects of *Reynoutria Japonica* Houtt. Leaf Litter. *Biological Invasions*,

Statzner, B.. 2012. Geomorphological Implications of Engineering Bed Sediments by Lotic Animals. *Geomorphology* 157-158 : 49-65.

Temperton, V. M. (2004). *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*. Science and practice of ecological restoration. Washington, D.C: Island Press.

Terrasson, D. et Le Floch, S. (1995). La notion de paysage : au-delà des formes, les liens entre les hommes et les territoires. *Natures, Sciences, Sociétés* 3 (4): 348-51.

Teyssèdre, A. (2010). « R4: Les services écosystémiques ». Société Française d'Écologie et d'Évolution. *Regards SFE* (blog). 2010. <https://www.sfecologie.org/regard/regards-4-teyssedre/>.

Tilman, D. (2001). Diversity and Productivity in a Long-Term Grassland Experiment. *Science* 294 (5543): 843-45.

Tilman, D., Isbell, F. et Cowles, J.M. (2014). Biodiversity and Ecosystem Functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45 (1): 471-93.

Tilman, D., Reich, P.B. et Knops, J.M.H. (2006). Biodiversity and Ecosystem Stability in a Decade-Long Grassland Experiment. *Nature* 441 (7093): 629-32.

Tollington, S., Turbé, A., Rabitsch, W., Groombridge, J.J., Scalera, R., Essl, F., et Schwartz, A. (2015). Making the EU Legislation on Invasive Species a Conservation Success: Invasive Alien Species Policy in Europe. *Conservation Letters* 10 (1): 112-20.

Tonn, W. M., Magnuson, J.J., Rask, M. et Toivonen, J. (1990). Intercontinental Comparison of Small-Lake Fish Assemblages: The Balance between Local and Regional Processes. *The American Naturalist* 136 (3): 345-75.

Tourmen, C. & Mayen, P. (2012). Les évaluateurs, des épistémologues en actes ? *Raisons Educatives*, 16, 63-75.

Trémolières, M., Combroux, I., Herrmann, A. et Nobelis, P. (2007). Conservation status assessment of aquatic habitats within the Rhine floodplain using an index based on macrophytes. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 43 (4): 233-44.

Truchy, A., Angeler, D.G., Sponseller, R.A., Johnson, R.K., et McKie, B.G. (2015). Linking Biodiversity, Ecosystem Functioning and Services, and Ecological Resilience. In *Advances in Ecological Research*, 53:55-96. Elsevier.

USFWS. (1980). Habitat Evaluation Procedures (HEP). Report ESM 102. Division of Ecological Services, U.S. Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, Washington, DC.

Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., et Tachet, H. (2000). Biomonitoring through Biological Traits of Benthic Macroinvertebrates: How to Use Species Trait Databases? In *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters*, édité par M. Jungwirth, S. Muhar, et S. Schmutz, pp. 153-62. Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-011-4164-2_12

Vanderstukken, M., Declerck, S.A.J., Decaestecker, E., et Muylaert, K., (2014). Long-Term Allelopathic Control of Phytoplankton by the Submerged Macrophyte *Elodea Nuttallii*. *Freshwater Biology* 59 (5): 930-41.

Van Dijk, P.M., Auzet, A.-V. et Lemmel, M. (2005). Rapid Assessment of Field Erosion and Sediment Transport Pathways in Cultivated Catchments after Heavy Rainfall Events. *Earth Surface Processes and Landforms* 30 (2): 169-82.

Vannote, R. L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. et Cushing, C.E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37 (1): 130-37.

Vaz, Ana S., Christoph Kueffer, Christian A. Kull, David M. Richardson, Stefan Schindler, A. Jesús Muñoz-Pajares, Joana R. Vicente, et al. 2017. « The Progress of Interdisciplinarity in Invasion Science ». *Ambio* 46 (4): 428-42.

Vaz, A.S., Kueffer, C., Kull, C.A., Richardson, D.M., Schindler, S., Muñoz-Pajares, A.J., Vicente, J.R., Martins, J., Hui, C., Kühn, I., et Honrado, J.P. (2017). Integrating Ecosystem Services and Disservices: Insights from Plant Invasions. *Ecosystem Services* 23: 94-107.

Vial, M. (2013). *Se repérer dans les modèles de l'évaluation*. Bruxelles: De Boeck.

Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., et Melillo, J.M., (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277 (5325): 494-99.

Waters, C.N., Zalasiewicz, J., Summerhayes, C., Barnosky, A.D., Poirier, C., Ga uszka, A., Cearreta, A., Edgeworth, M., Ellis, E.C., Ellis, M., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J.R., Richter, D. d., Steffen, W., Syvitski, J., Vidas, D., Wagreich, M., Williams, M., Zhisheng, A., Grinevald, J., Odada, E., Oreskes, N., et Wolfe, A.P. (2016). The Anthropocene Is Functionally and Stratigraphically Distinct from the Holocene. *Science* 351

Wathern, P., Young, S.N., Brown, I.W. et Roberts, D.A. (1986). Ecological Evaluation Techniques. *Landscape Planning* 12 (4): 403-20.

Webster, J.R., Gurtz, M.E., Hains, J.J., Meyer, J.L., Swank, W.T., Waide, J.B., et Wallace, J.B. (1983). Stability of Stream Ecosystems, in: Barnes, J.R., Minshall, G.W. (Eds.), *Stream Ecology*. Springer US, Boston, MA, pp. 355-395.

Westman, W. E. (1978). Measuring the Inertia and Resilience of Ecosystems. *BioScience* 28 (11): 705-10.

Wortley, L., Hero, J.M. et Howes, M. (2013). Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature: Trends and Gaps in Empirical Evaluations. *Restoration Ecology* 21 (5): 537-43.

Zajac, Z., Stith, B., Bowling, A.C., Langtimm, C.A. et Swain, E.D. (2015). Evaluation of Habitat Suitability Index Models by Global Sensitivity and Uncertainty Analyses: A Case Study for Submerged Aquatic Vegetation. *Ecology and Evolution* 5 (13): 2503-17.

Annexe – Présentation du 11 décembre 2019

La soutenance du 11 décembre 2019 a été réalisée sous forme d'une présentation Prezi. Les principaux plans sont repris ci-dessous. Lorsqu'un plan comportait des apparitions progressives des éléments, seuls le plan final est présenté. Lorsqu'un zoon était opéré afin de faciliter la compréhension, celui-ci est indiqué ici par une flèche rouge : ➔

: Evaluer, Restaurer, Comprendre.
Comprendre pour Evaluer et Restaurer,
Restaurer et Evaluer pour mieux Comprendre

Habilitation à Diriger des Recherches
 Présentée par :
 Isabelle COMBROUX
 Le 11 décembre 2019

Membres du Jury :
 Pr. Jacky DE MONTIGNY
 Pr. Blaise TOUZARD
 Pr. Maria Teresa FERREIRA
 Pr. Marie-Pierre CAMPROUX
 Pr. Isabelle LAFFONT SCHWOB
 Pr. Jacques MORET
 Pr. Anne ROZAN

Rapporteur interne
 Rapporteur externe
 Rapporteur externe
 Examinatrice
 Examinatrice
 Garante

Université de Strasbourg

Faculté des sciences de la vie
 Université de Strasbourg

Image Ville Environnement

: Evaluer, Restaurer, Comprendre.
Comprendre pour Evaluer et Restaurer,
Restaurer et Evaluer pour mieux Comprendre

Habilitation à Diriger des Recherches
 Présentée par :
 Isabelle COMBROUX
 Le 11 décembre 2019

Parcours et Encadrements ➔

Perspectives ?

C
 R
 E

Parcours et encadrements

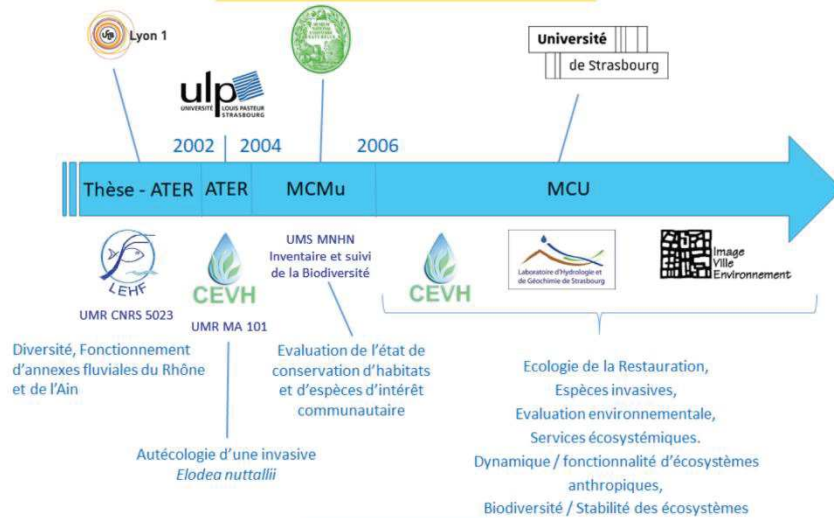


Parcours thématique

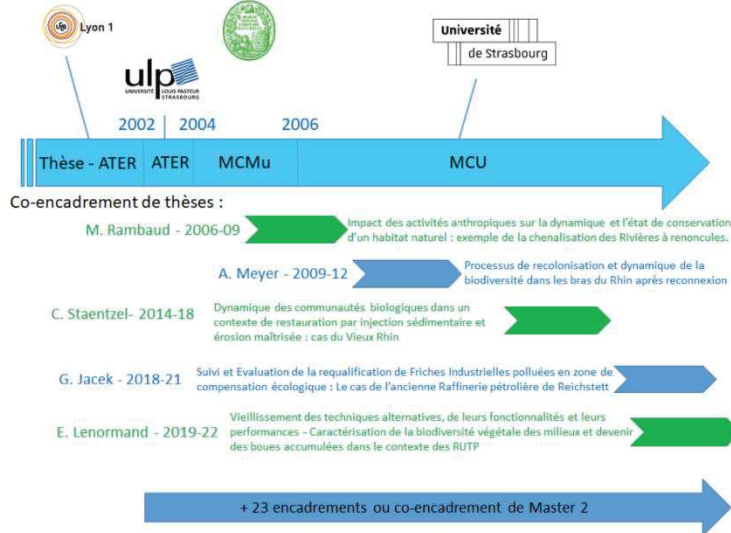
Encadrements

Postes occupés

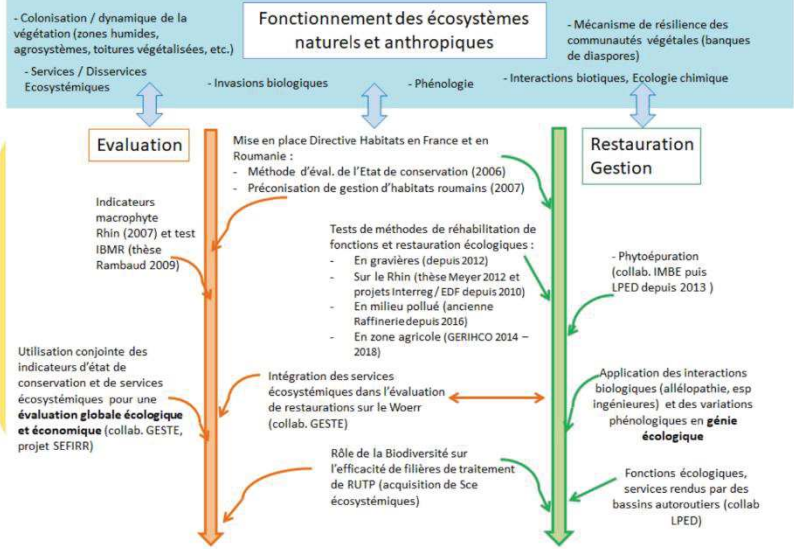
Postes occupés



Encadrements



Parcours thématique



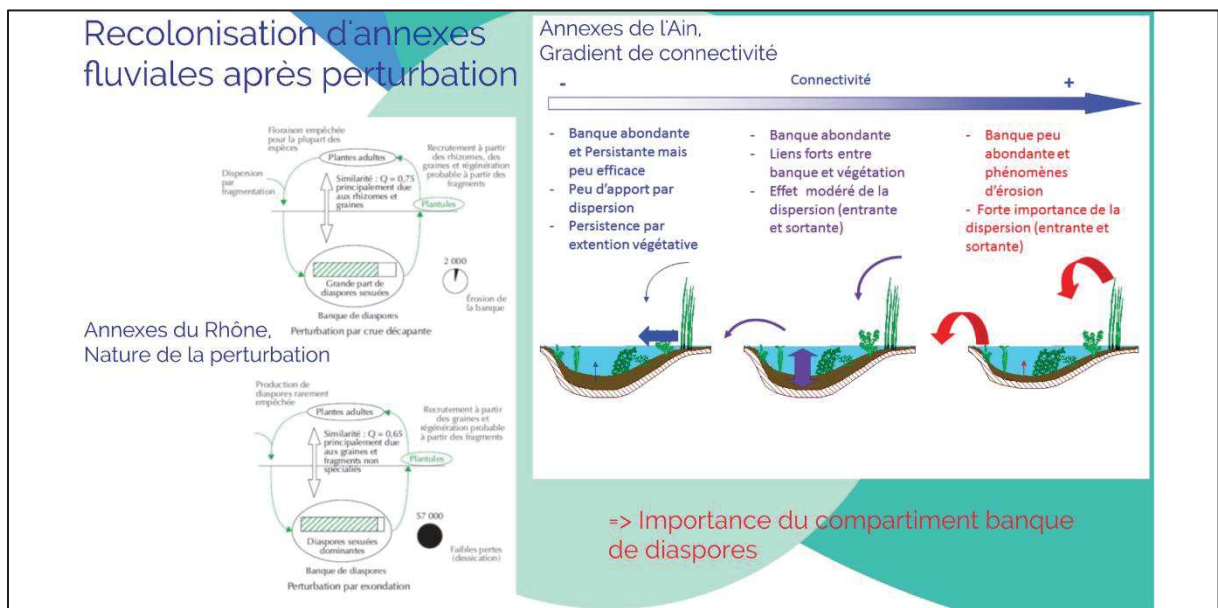
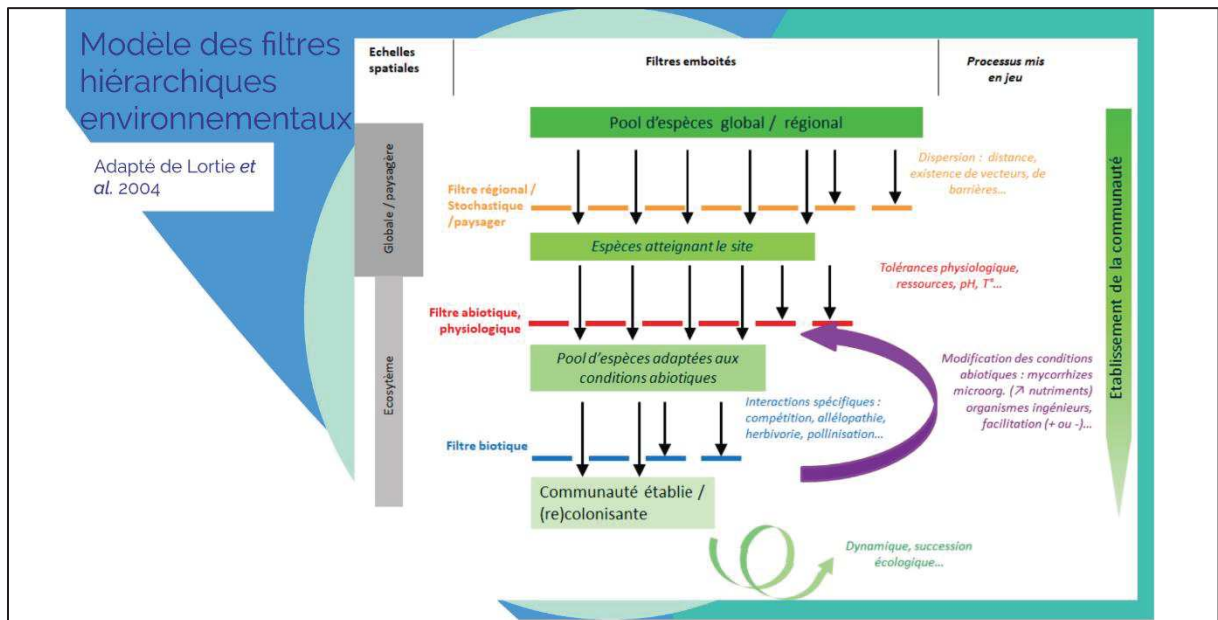
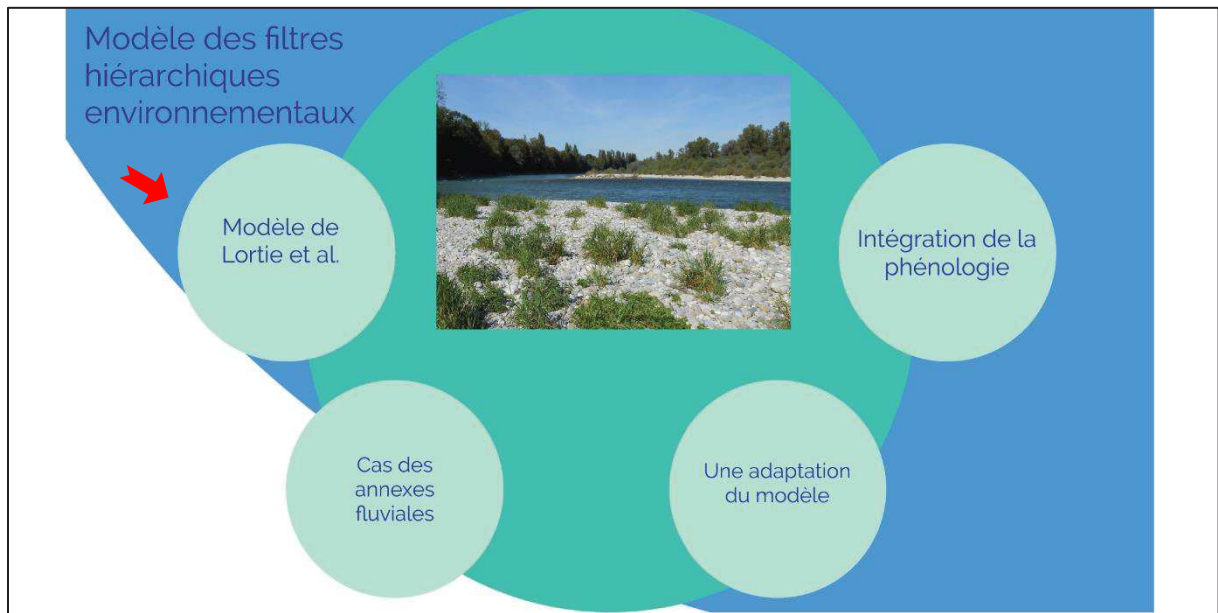
Fonctionnement des écosystèmes naturels et anthropiques



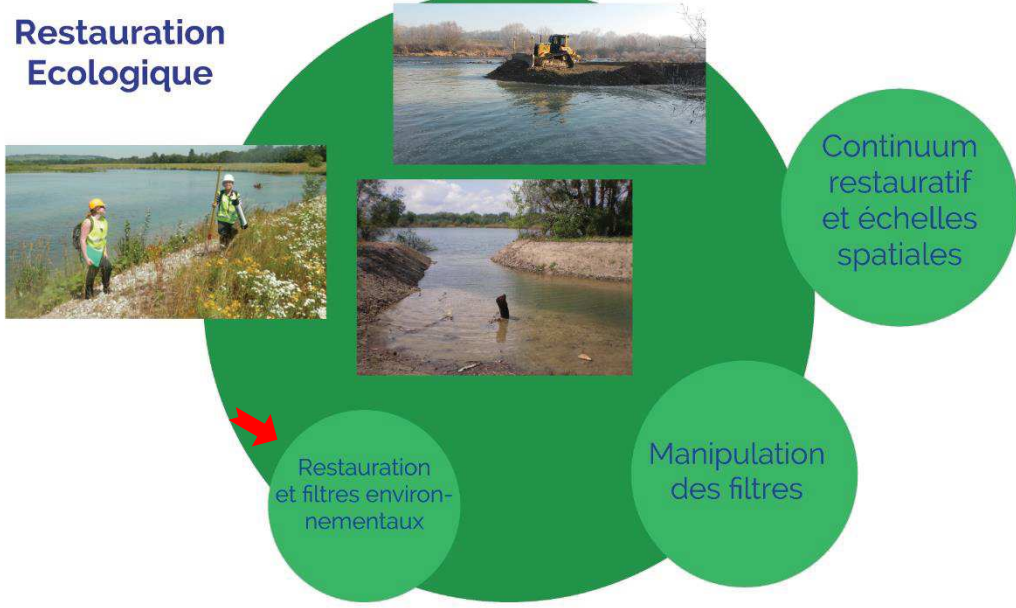
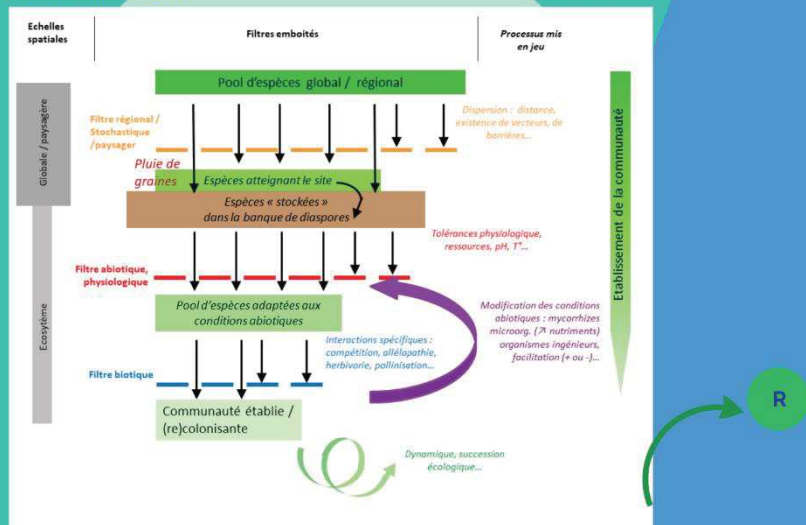
Filtres environnementaux

Socio-écosystème

Résilience



Proposition d'une adaptation du modèle : prise en compte du compartiment de biodiversité latente



Restauration et filtres environnementaux



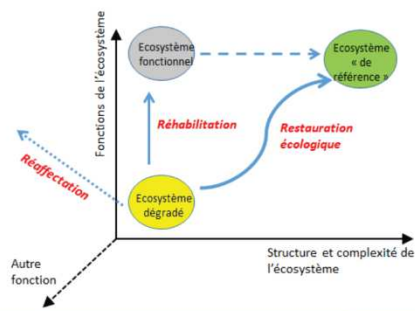
Analyse / Filtres

Reconnexion d'un bras mort

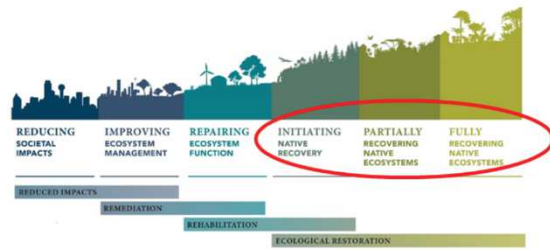
Restauration

Restauration Ecologique

= le processus qui assiste le rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit (McDonald et al. 2016)



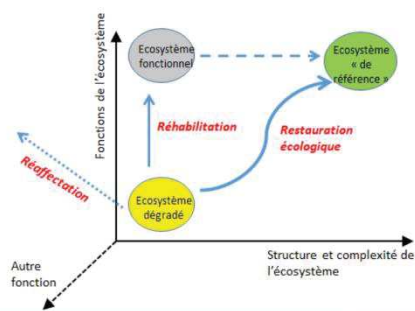
Une partie du continuum restauratif



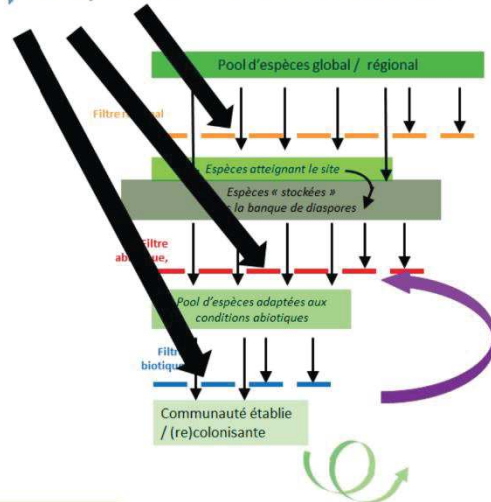
SER Standards 2019

Restauration Ecologique

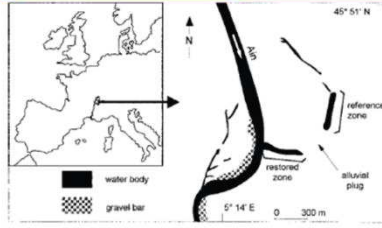
= le processus qui assiste le rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit (McDonald et al. 2016)



Manipulation des filtres environnementaux



Exemple : Reconnexion d'un bras mort de l'Ain (rajeunissement)
 Combroux et al. *Wetlands* 2002



Avant la restauration :

Vegetation « marécageuse » :
 S = 17
Nuphar lutea,
Elodea nuttallii,
Sparganium emersum,
Phragmites australis

Banque de diaspores :
 S = 25
 > 3500 diasp/m²

Restauration
 Creusement et reconnexion au cours principal fin juin
 1998 % accessibilité des engins de chantier
 = Manipulation du filtre abiotique

Après la restauration :

Vegetation lotique :
 ↗ *Elodea nuttallii*,
Nuphar lutea,
Sparganium emersum,
Myriophyllum spicatum,
Berula erecta, ...

Prop. Bank :
 S + 5 species
 > 11 000 prop/m²

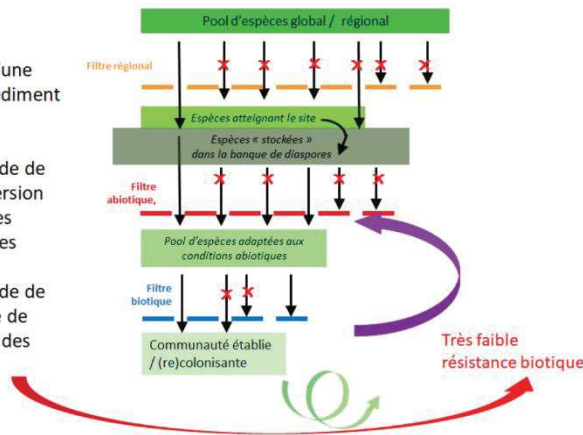


E. nuttallii

Analyse par le modèle des filtres

Juin :

- création d'une zone de sédiment nu
- Hors période de forte dispersion des espèces autochtones
- Hors période de forte levée de dormance des diaspores



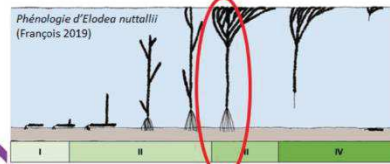
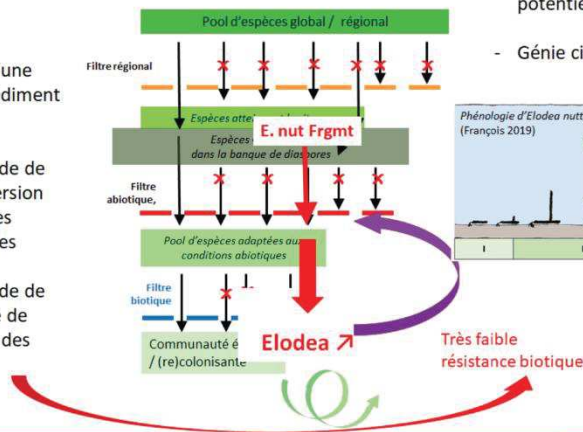
Analyse par le modèle des filtres

Juin :

- création d'une zone de sédiment nu
- Hors période de forte dispersion des espèces autochtones
- Hors période de forte levée de dormance des diaspores

Mais en Juin :

- Phase de ramifications latérales d'*Elodea nuttallii* => diaspores potentielles
- Génie civil => fragmentation



Importance de la phénologie



Manipulation des filtres environnementaux en écologie de la restauration



Efficacité de la manipulation

Manipulations phénologiques des filtres

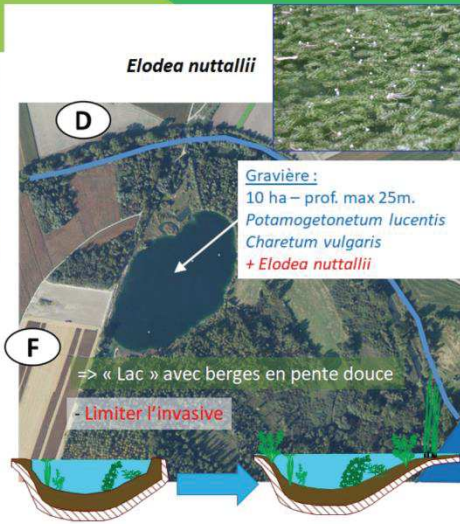
Transferts et connection retardée

Le site du Woerr

Le Woerr



- Exploitation de graviers de 1960 à 1994.
- Abandon progressif
- 1994 => Réserve Biologique Domaniale (ONF) et Espace Naturel Sensible (CD67)



Creusement de lagunes latérales et forçage du filtre régional



Avril 2012



Mai 2012

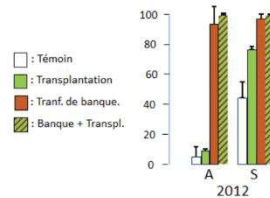
Restauration active :

Transfert de Banque Et/ou Transplantation

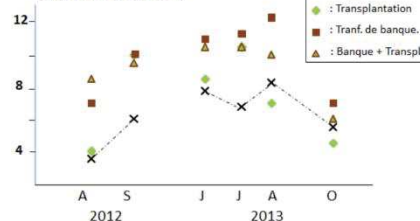
↗ Vitesse de colonisation

↗ Résistance biotique % *E. nuttallii*

% Recouvrement macrophytes (zone 2) :



Richesse spécifique



Creusement de lagunes latérales et forçage du filtre régional



Avril 2012



Mai 2012

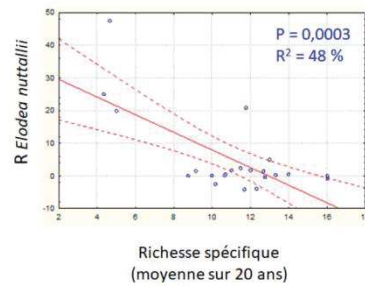
Restauration active :

Transfert de Banque
Et/ou
Transplantation

↗ Vitesse de colonisation

↗ Résistance biotique % *E. nuttallii*

Relation diversité – invasibilité



Creusement de lagunes latérales et forçage du filtre régional



Avril 2012

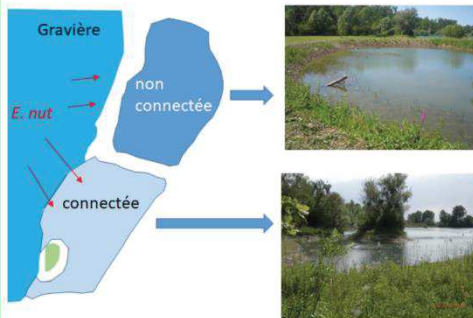


Mai 2012

+

Connexion retardée

= Ouverture retardée du filtre régional



Mise en connexion lorsque résistance biotique max.

= 2^{ème} phase de travaux de génie civil + une zone sédiment nu quand ? Quel mois ?



Etude phénologique des interactions biotiques

Phénologie des interactions biotiques et connexion du milieu

Connexion lorsque :

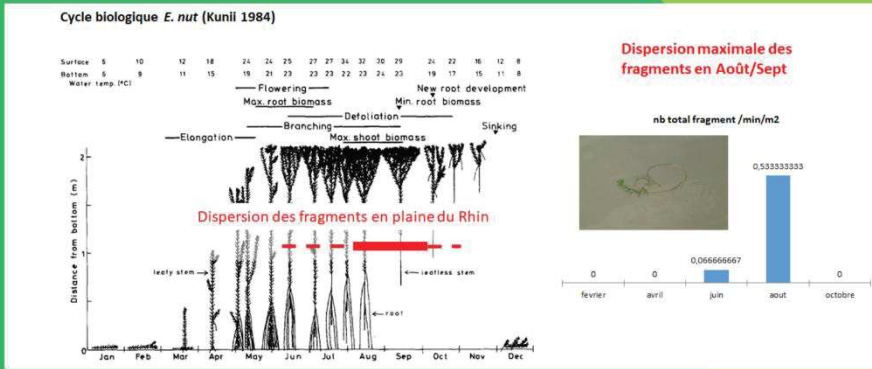


Potentiel de l'invasif est réduit

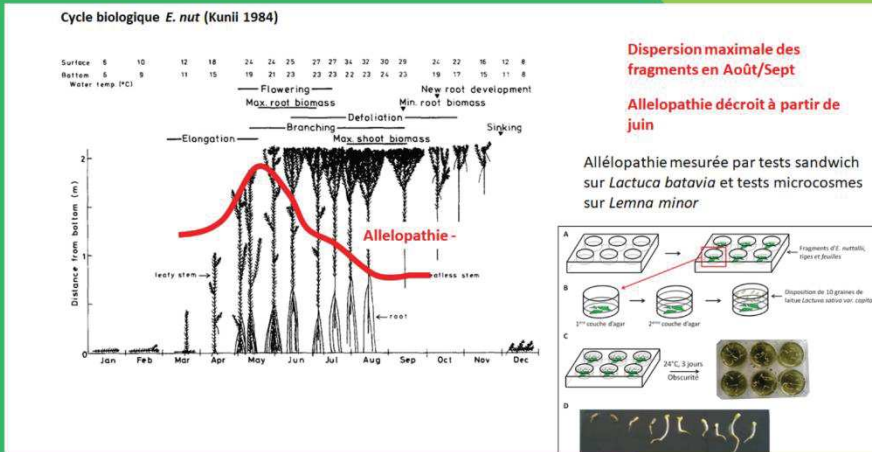
Résistance biotique maximale

Résistance biotique renforcée

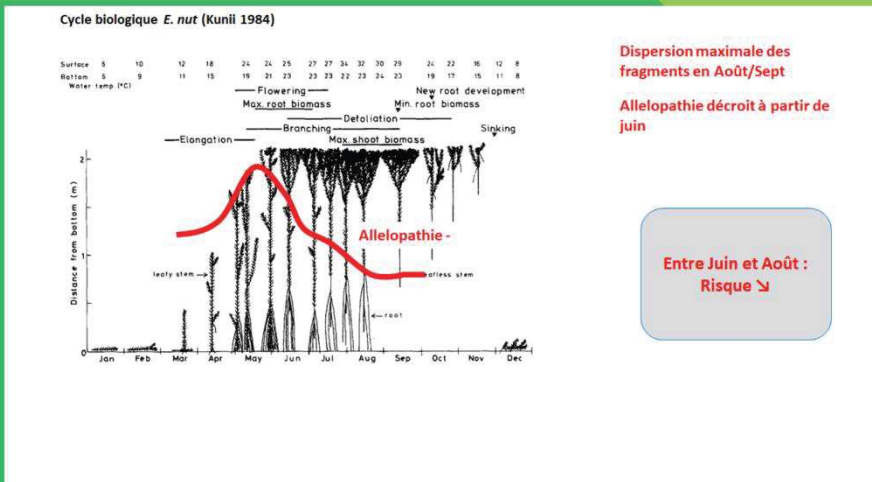
Potentiel de l'invasive réduit



Potentiel de l'invasive réduit

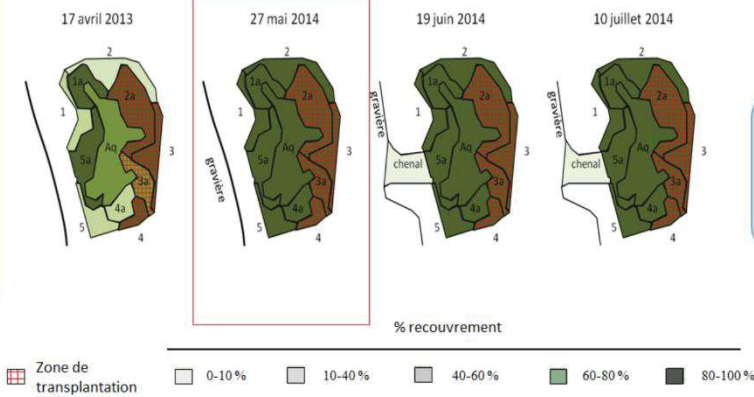


Potentiel de l'invasive réduit



Resistance biotique maximale

% recouvrement => résistance biotique



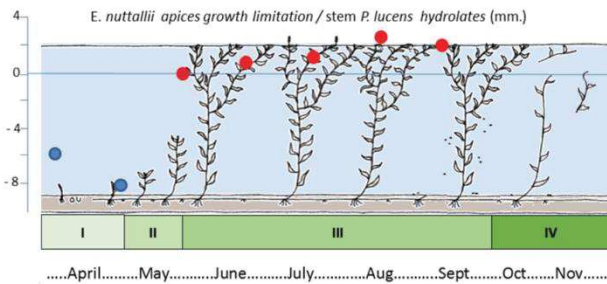
**A partir de mai :
résistance biotique
max.**

Resistance biotique renforcée

Potamogeton lucens, compétiteur efficace contre *E. nuttallii* :



- Compétition physique lorsque les tiges ont atteint la surface
- Médiation chimique : allélopathie négative sur *E. nuttallii* à partir de juin

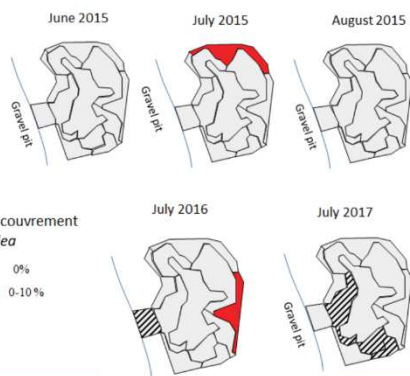


**A partir de juin :
Efficacité maximale
de *P. lucens***

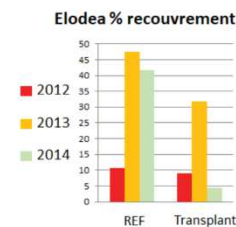
Efficacité de la connexion retardée en Juin

Zone de connexion retardée

2012 – 2014 : pas d'*Elodea nuttallii*



Zone connectée



**Restauration =
manipulation temporelle
des filtres**

E
R
C

: Evaluer, Restaurer, Comprendre.
Comprendre pour Evaluer et Restaurer,
Restaurer et Evaluer pour mieux Comprendre

Habilitation à Diriger des Recherches
 Présentée par :
 Isabelle COMBROUX
 Le 11 décembre 2019

Parcours et Encadrements

Perspectives

?

Fonctionnement des écosystèmes naturels et anthropiques

socio-écosystème

Résilience

Filtres environnementaux

Modèle des filtres hiérarchiques environnementaux

Modèle de Lortie et al.

Cas des annexes fluviales

Intégration de la phénologie

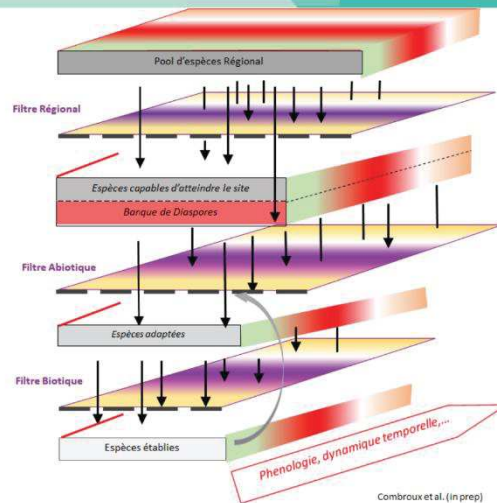
Une adaptation du modèle

Intégration de la phénologie des espèces et des processus dans le modèle des filtres

Accorder la temporalité des espèces (locales et invasive) favorise le succès de la restauration écologique



Adaptation nécessaire du concept des filtres en incluant les variations phénologiques dans un modèle 3D



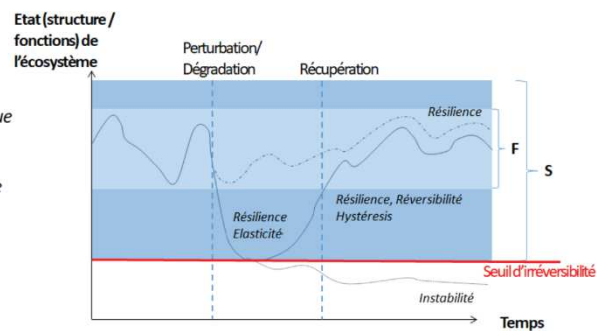
Résilience

Résilience =

Capacité d'un système socio-écologique à absorber ou supporter des perturbations de telle sorte que le système persiste dans le même régime en maintenant ces structures et fonctions.

= potentialité du système à s'auto-organiser, apprendre et s'adapter.

(Holling 1973, Gunderson & Holling 2002, Walker et al. 2004)

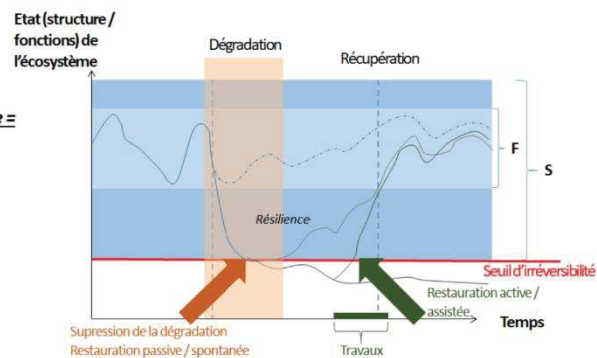


Résilience

Appliqué à la restauration écologique =

Seuil d'irréversibilité non franchi :
Restauration spontanée

Seuil d'irréversibilité franchi :
Restauration active (action sur les filtres)

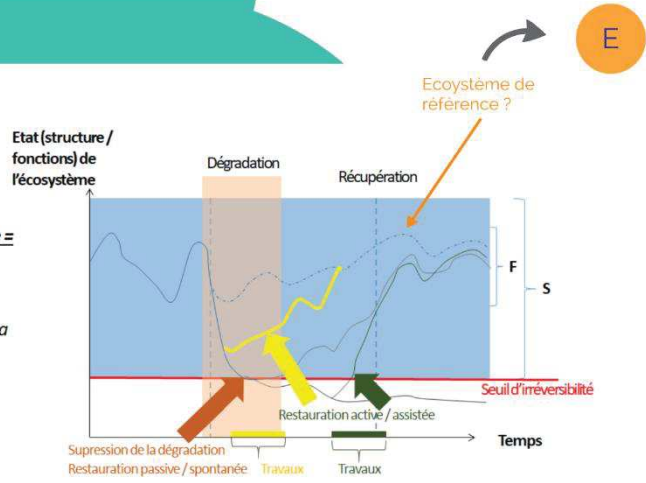


Résilience

Appliqué à la restauration écologique =

Seuil d'irréversibilité non franchi :
Restauration spontanée
 + Besoin socio-écologique d'accélérer la résilience :
Restauration active (action sur les filtres)

Seuil d'irréversibilité non franchi :
Restauration active (action sur les filtres)

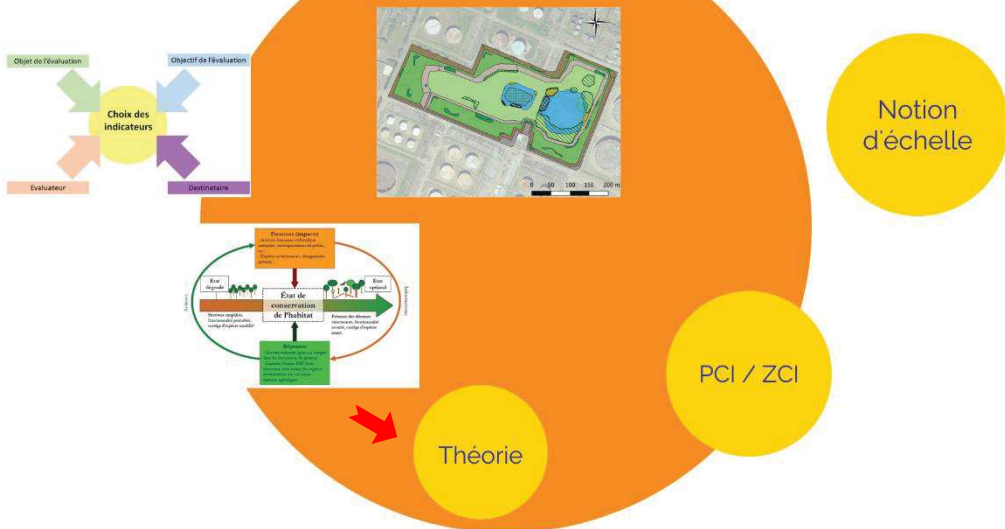


: Evaluer, Restaurer, Comprendre. Comprendre pour Evaluer et Restaurer, Restaurer et Evaluer pour mieux Comprendre

Habilitation à Diriger des Recherches
 Présentée par :
 Isabelle COMBROUX
 Le 11 décembre 2019



Evaluation

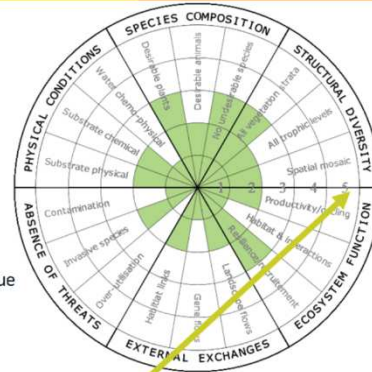


Qu'est-ce que l'évaluation ?

Evaluer =

Recueillir un ensemble d'informations suffisamment pertinentes, valides et fiables, Examiner le degré d'adéquation entre cet ensemble d'informations et un ensemble de critères adéquats aux objectifs fixés au départ, en vue de prendre une décision. (De Ketele & Roegiers 1996)

Exemple : Evaluation en restauration écologique
La roue du rétablissement (McDonald et al 2016)

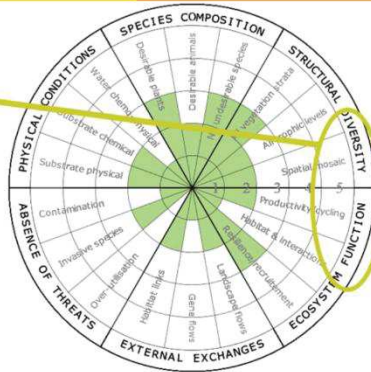


Qu'est-ce que l'évaluation ?

Quels indicateurs pour évaluer la dynamique spatiale d'une mosaïque fluviale ?



Ecosystème de référence = dynamique

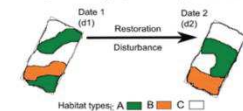


Des indicateurs pour évaluer le retour de la dynamique de la mosaïque fluviale

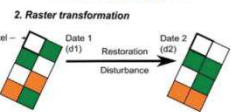
Adaptation de la méthode de Gallet & Sawtschuk

2 indicateurs complémentaires

1. Vegetation mapping from survey - base tool



Habitat types: A B C



(Staentzel et al. 2018)

A l'échelle du paysage :

ZCI : % de modification globale des habitats

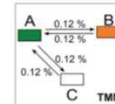


PCh = Percentage of change for each habitat type, = 0%

ZCI = 0%

A l'échelle du pixel :

PCI : % de Pixels ayant changé d'habitat entre les 2 dates

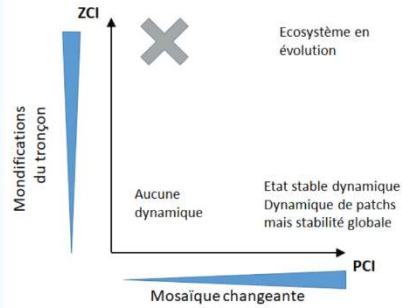


PCI = 48%

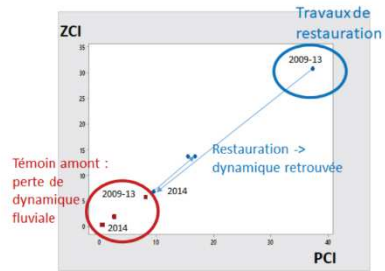
Des indicateurs pour évaluer le retour de la dynamique de la mosaïque fluviale

Adaptation de la méthode de Gallet & Sawtschuk

Une grille de lecture :

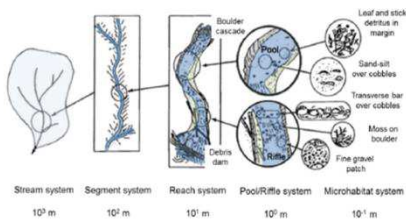


Application au site d'érosion maîtrisée :

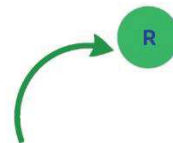


Importance des échelles spatiales

Nécessité d'adapter les échelles de mesures des indicateurs lors d'évaluations



Importance de l'échelle spatiale à laquelle des travaux de restauration sont réalisés



: Evaluer, Restaurer, Comprendre.
Comprendre pour Evaluer et Restaurer,
Restaurer et Evaluer pour mieux Comprendre

Habilitation à Diriger des Recherches
Présentée par :
Isabelle COMBROUX
Le 11 décembre 2019



Restauration Ecologique

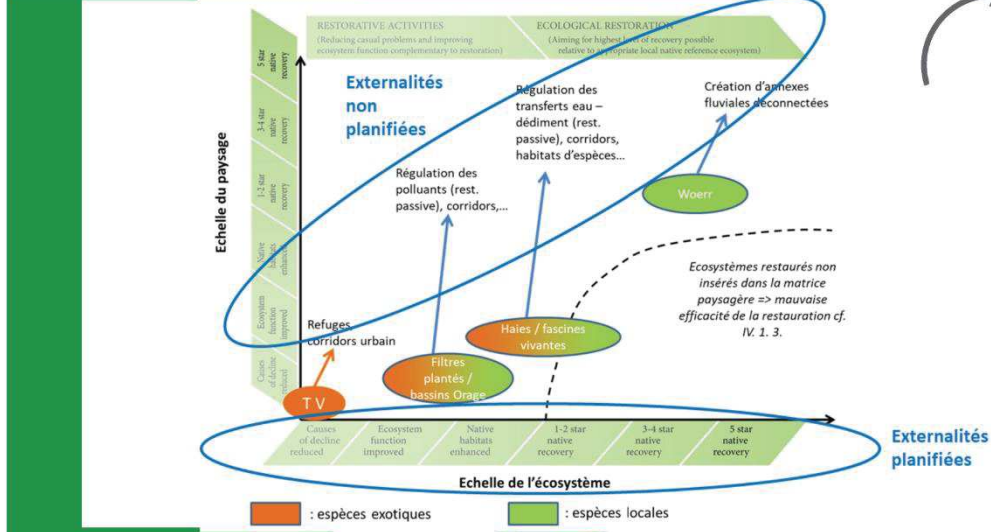


Continuum restauratif et échelles spatiales

Restauration et filtres environnementaux

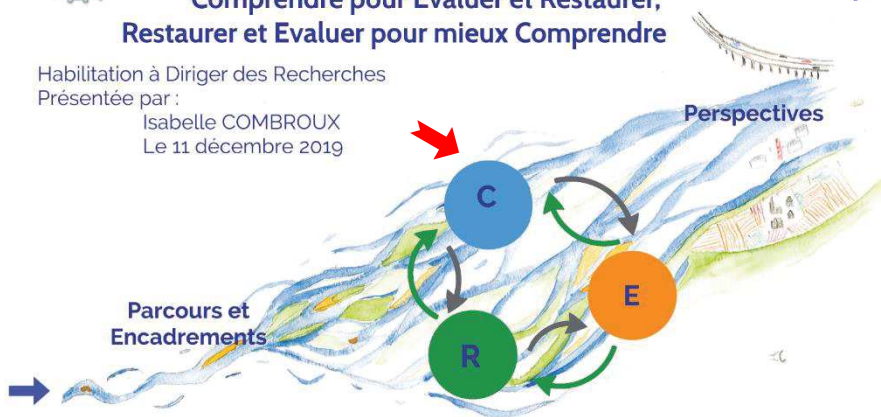
Manipulation des filtres

Continuum restauratif et échelles spatiales

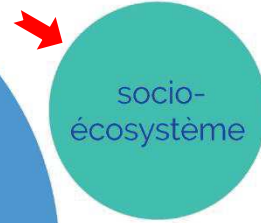


: Evaluer, Restaurer, Comprendre.
Comprendre pour Evaluer et Restaurer,
Restaurer et Evaluer pour mieux Comprendre

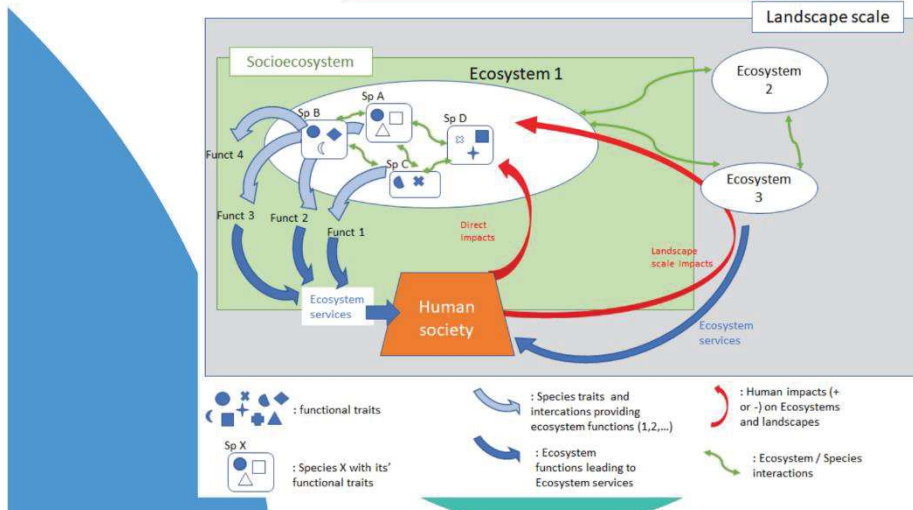
Habilitation à Diriger des Recherches
Présentée par :
Isabelle COMBROUX
Le 11 décembre 2019



Fonctionnement des écosystèmes naturels et anthropiques

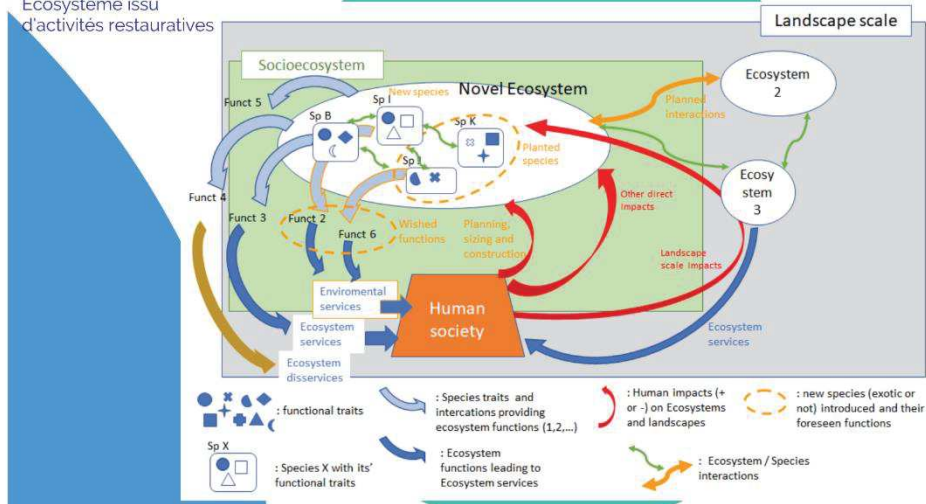


Socioécosystèmes et services écosystémiques



Socioécosystèmes et services écosystémiques

Ecosystème issu d'activités restauratives



E : Evaluer, Restaurer, Comprendre.
C Comprendre pour Evaluer et Restaurer,
R Restaurer et Evaluer pour mieux Comprendre

Habilitation à Diriger des Recherches
 Présentée par :
 Isabelle COMBROUX
 Le 11 décembre 2019

Perspectives

Parcours et Encadrements

Perspectives

Dynamique des systèmes restaurés

- Mise en place des attributs de résilience (changement climatique)
- Interactions par médiation chimique ?
- Résistance face aux nouvelles invasives ?

Faxonius immunitis

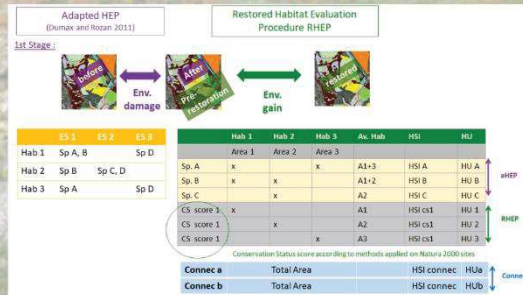
Reconversion de friches industrielles en zones naturelles

Raffinerie de Reischett (Thèse G. Jacek) / CPNE Fessenheim

- Test de techniques spécifiques de manipulation des filtres ou de suivi

- Analyse des outils réglementaires et fonciers permettant/favorisant ces conversions

- Adaptation de méthodes d'évaluation des gains environnementaux



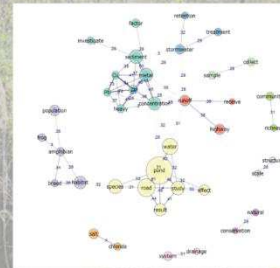
Services rendus par des "ecosystèmes de traitements"

- Services / Disservices induits par des bassins autoroutiers

- Biodiversité au niveau des techniques alternatives de traitement des RUTP (Thèse E. Lenormand 2019-21)

Apport de la biodiversité acquise

Impact de la TA sur le paysage



Combroux et Laffont-Schwob, in prep



: Evaluer, Restaurer, Comprendre.
Comprendre pour Evaluer et Restaurer,
Restaurer et Evaluer pour mieux Comprendre

Habilitation à Diriger des Recherches
Présentée par :
Isabelle COMBROUX
Le 11 décembre 2019



