



HAL
open science

Évolution contemporaine des “ casiers Girardon ” du Rhône : approche géohistorique à partir d’indicateurs morpho-sédimentaires, géochimiques et phytoécologiques

Gabrielle Seignemartin

► To cite this version:

Gabrielle Seignemartin. Évolution contemporaine des “ casiers Girardon ” du Rhône : approche géohistorique à partir d’indicateurs morpho-sédimentaires, géochimiques et phytoécologiques. Géographie. Université Lumière Lyon 2, 2020. Français. NNT: . tel-03766210v2

HAL Id: tel-03766210

<https://hal.science/tel-03766210v2>

Submitted on 24 May 2023

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L’archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d’enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial 4.0 International License



**- université
— LUMIÈRE
— LYON 2**



THÈSE de DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE LYON

Opérée au sein de

L'UNIVERSITÉ LUMIÈRE LYON 2

École Doctorale : ED 483 Sciences sociales

Discipline : Géographie, Aménagement et Urbanisme

**Évolution contemporaine des « casiers Girardon » du Rhône :
approche géohistorique à partir d'indicateurs
morpho-sédimentaires, géochimiques et phytoécologiques**

*Contemporary evolution of the Rhône River "Girardon dike fields": geohistoric approach
based on morpho-sedimentary, geochemical and phytoecological indicators*

Gabrielle SEIGNEMARTIN

Sous la direction de Hervé PIÉGAY (CNRS – UMR 5600 – EVS)

Soutenue publiquement le 09/12/2020 devant un jury composé de :

André EVETTE	Docteur, INRAE	(Rapporteur)
Evelyne FRANQUET	Professeure, Aix-Marseille Université	(Examinateur)
Hervé PIÉGAY	Directeur de Recherche, CNRS, Université de Lyon	(Directeur)
Johannes STEIGER	Professeur, Université de Clermont ferrand	(Rapporteur)
Michal TAL	Maître de conférences, Aix-Marseille Université	(Examinateur)
Thierry WINIARSKI	Directeur de recherche, ENTPE	(Examinateur)

RÉSUMÉ

Hydrosystème affecté par des « pressions multiples », le Rhône est un cours d'eau franco-suisse fortement anthropisé. Ce fleuve alpin est à la fois chenalisé depuis la fin du 19^{ème} siècle par des ouvrages de correction appelés « casiers Girardon » (sorte de champs d'épis fermés par une digue longitudinale submersible), et équipé de barrages en dérivation dès le milieu du 20^{ème} siècle à des fins de production hydro-électrique. Nos secteurs d'étude, situés sur le Rhône moyen et aval (Pierre-Bénite, Péage-de-Roussillon, Montélimar et Donzère-Mondragon) ont enregistré ces deux phases d'aménagement. Sujets à l'atterrissement et à la végétalisation, les « casiers Girardon » présentent dans ces secteurs des patrons sédimentaires qui témoignent de l'impact de chacune des phases d'aménagement. Grâce à un découpage géohistorique sous SIG (Système d'Information Géographique), nous obtenons des patrons planimétriques d'atterrissement très concordants avec l'organisation topographique et macrostructurale sédimentaire des dépôts (identifiée à partir de radargrammes et de transects topographiques). Ces données permettent de comprendre l'histoire de la dynamique et des processus sédimentaires au sein de ces milieux et les différences existant également entre eux. Les sédiments fins piégés sont généralement peu à modérément contaminés en ETM (e.g. $I_{\text{géo plomb}} : 1,22 \pm 0,48$), mais portent tout de même les marques de l'histoire des usages du 20^{ème} siècle : les signatures chimiques (zinc, plomb) obtenues par spectrométrie à fluorescence X (FP-XRF) corroborent une concordance spatio-temporelle entre les périodes d'atterrissement et un pic de contamination durant la période des années 1970 à 1980 (période connue de flux de polluants sur le Rhône). Les concentrations en ETM retrouvées dans les matrices végétales (foliaires et dendrologiques) reflètent la complexité des dépôts sédimentaires et révèlent notamment certaines de leurs spécificités (e.g. concentrations en nickel importantes, à l'image du fond géochimique rhodanien).

Ainsi, face à ces « Impacted ecosystems », pour la plupart atterrissés ou s'atterrissant encore, les casiers Girardon sont des milieux pour lesquels il existe des enjeux de gestion. Entre action de conservation et de démantèlement, une stratégie alternative consisterait à abaisser ou enlever stratégiquement certaines digues afin de recréer des conditions d'écotone et des gradients de connectivité hydrologique favorables à une mosaïque d'habitats semi-aquatiques.

Mots-clefs : patrons d'atterrissement ; sédimentation fine ; Casiers Girardon ; champs d'épis ; marges alluviales ; connectivité hydrologique ; Éléments-Traces métalliques ; contaminations ; fleuve Rhône ; réhabilitation ; Anthropocène.

ABSTRACT

As a hydrosystem under multiple pressures, the Rhône is a Franco-Swiss River that has been heavily anthropized. The Rhône River has been channelized since the end of the 19th century by corrective engineering works called "casiers Girardon" (a sort of groyne field closed by a submersible longitudinal dike), and by-passed since the middle of the 20th century for hydroelectric production. Our study areas, located on the middle and lower Rhône (Pierre-Bénite, Péage-de-Roussillon, Montélimar and Donzère-Mondragon reaches) are both "corrected" and by-passed. Subject to terrestrialization and vegetalization, these dike fields display sedimentary patterns that testify of the two phases of development impact. Thanks to a geohistorical approach using GIS (Geographic Information System), we obtain planimetric sedimentation patterns that are linked with topographic and sedimentary macrostructural organisation (radargrams and topographic transects); therefore, they reveal the history of sediment dynamics and intra-dike field processes. The within fine sediments are generally slightly to moderately contaminated with Metal Trace Element (e.g. Lead $I_{\text{geo}} : 1.22 \pm 0.48$), but still present evidence of 20th century pollutions: chemical signatures (zinc, Lead) obtained with a portable X-Ray fluorescence spectrometer corroborate terrestrialization periods and a contamination peak during the period from the 1970s to the 1980s (known as a period of pollutant flow on the Rhône River). The ETM concentrations found in plant matrices (foliar and dendrological) reflect the complexity of sedimentary deposits and reveal some of their specificities (e.g. substantial nickel concentrations, as in the Rhône geochemical background).

Thus, "Impacted ecosystems", are for the most part, terrestrialized or still terrestrializing, the future of these dike fields raises questions. Faced with the possibilities of preservation or dismantling, we propose a complementary action consisting in strategically lowering or removing certain dikes in order to recreate ecotone conditions and hydrological connectivity gradients which are favourable to a mosaic of semi-aquatic habitats.

Keywords: terrestrialization patterns; fine sedimentation; dike fields; groyne fields; alluvial margins; hydrological connectivity; Metal Trace Elements; contaminations; Rhône River; river rehabilitation; Anthropocene

Ce travail a bénéficié du soutien de l'Observatoire des sédiments du Rhône (OSR), un programme de recherche multi-partenaires financé par le Plan Rhône du Fond Européen de Développement Régional (FEDER), Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, CNR, EDF et trois conseils régionaux (Région Auvergne-Rhône-Alpes, PACA et Occitanie). Les travaux ont été réalisés dans le cadre de l'EUR H2O'Lyon (ANR-17-EURE-0018) de l'Université de Lyon (UdL) à travers le Programme «Investissements d'Avenir» opéré par la National Agence de recherche (ANR) et via le Labex DRIIHM, programme français «Investissements d'Avenir» (ANR-11-LABX-0010) géré par l'ANR de l'Observatoire Hommes-Milieu Vallée du Rhône (OHM VR).



Remerciements

Je tiens à remercier Hervé Piégay pour son soutien, sa bienveillance et sa confiance tout au long de ces années. Il m'a confié un sujet passionnant, me permettant de réinvestir les différentes facettes de mon parcours ; entre brume matinale rhodanienne et calme du laboratoire. Ainsi, évoluant au service de projets formateurs, au sein d'une équipe chaleureuse, ces années furent tout bonnement stimulantes.

J'adresse mes remerciements aux membres du jury de thèse qui m'ont fait l'honneur d'accepter d'évaluer mon travail ; Johannes Stieger et André Evette, rapporteurs de ce travail ; ainsi qu'Evelyne Franquet, Michal Tal et Thierry Winiarski. Un grand merci pour votre intérêt et vos conseils.

Mes remerciements vont aussi aux équipes de l'Observatoire des sédiments du Rhône et de l'Observatoire Homme-Milieu pour leur soutien et leur assistance. Je pense notamment à Olivier Faure, Jacques Moutte et Thierry Winiarski.

Je remercie également l'Université Lyon 2 et l'équipe du Master COGEVAL'EAU de m'avoir donné l'envie et l'opportunité de poursuivre mon parcours en thèse.

Merci à Jérémie Riquier, pour son aide, ses relectures, mais aussi pour son dynamisme et sa passion des rivières ; si motivants, qu'ils resurgissent chez les autres.

Les casiers Girardon auront tissé bien des liens : je tiens à remercier Bianca Räßple et Alvaro Tena pour leur soutien et leur aide ; et, alors que nous nous efforcions de faire chanter le toit de galets, il est indéniable que des souvenirs inoubliables ont été forgés à la tarière pédologique. J'en profite pour remercier les différents stagiaires sous mon encadrement : évidemment, Pierre-Hugo Lecomte, par deux fois à mes côtés, en licence puis en master, que je remercie pour sa confiance, son travail, et sa bonne humeur. J'ai aussi eu la chance d'encadrer les stages d'Audrey Magnon et Hind Massor ; je souhaite les remercier pour leur investissement et leur sympathie. En outre, je tiens à remercier chaleureusement Somayeh Mirzaee et Robin Gruel pour leur aide.

J'adresse également mes remerciements aux collaborateurs et collègues travaillant sur des projets parallèles et/ou complémentaires et avec qui j'ai eu l'occasion d'échanger : Alvaro Tena, Maxine Thorel, John Stella, Mélanie Bertrand, Philippe Janssen, Hossein Ghaffarian Roohparvar, Barbara Belletti ainsi que l'ensemble de l'équipe d'EVS pour son soutien sans faille, et les discussions - divertissantes et enthousiastes - autour d'un café.

Évidemment, je ne peux clore ces remerciements sans parler de mes « colocataires » de bureau : au tout début Vincent, ensuite Marie ; puis mes colocs actuels Samuel et Christophe : vous avez été géniaux (vous êtes les meilleurs, vive le bureau D4.230... Je m'emporte un peu).

Et enfin, il y a mes collègues, mes amis et immanquablement ma famille. La liste est longue... Je vous suis infiniment reconnaissante pour votre soutien tout au long de ces années : ma famille, Robert, Alex, Ely, Florence, Florent, le groupe, Franck, Lucie, Etienne, Alvaro, Bianca, Véro, Samuel, Christophe, Pierre, Jérémie, Kristell, Marylise, Fabien, Nico, Théo, Brice, Baptiste, Barbara, Mathieu, etc., et tous les autres qui gravitent dans ma vie et participent à la rendre plus intéressante.

Table des matières

Table des abréviations	11
Introduction	13
PARTIE 1 : CADRE CONCEPTUEL ET THÉMATIQUE	17
Chapitre 1. Les cours d'eau de l'Anthropocène	19
1. L'Anthropocène, l'ère de l'aire de l'être humain ?	19
2. Telle conception, telle réparation	26
3. Comment (dys-) fonctionne un cours d'eau (de l'Anthropocène) ?	32
4. Quelles stratégies de gestion/réhabilitation pour les cours d'eau de l'Anthropocène ?	45
Chapitre 2. Les sédiments et la végétation des marges alluviales sont-ils des témoins de la pollution des cours d'eau (le cas des ETM) ?	51
1. Les débuts de la chimie des milieux aquatiques	51
2. « Eléments traces métalliques » versus « métaux lourds » : éléments de définition et prévalence	52
3. Les sources et entrées des ETM dans les milieux fluviaux	53
4. Les cycles des ETM dans les milieux fluviaux	54
5. Compartiment sédimentaire et ETM en présence	56
6. Les sédiments contaminés : des archives chimiques de l'Anthropocène ?	58
7. Le transfert des contaminants au vivant	59
8. Les signatures chimiques de la végétation peuvent-elles retranscrire l'état du milieu édaphique ?	61
9. La dendrochimie est-elle un outil pertinent de biosurveillance rétrospective ?	61
Chapitre 3. Pourquoi étudier les casiers Girardon du Rhône ?	63
1. Le Rhône, un cours d'eau de l'Anthropocène	63
2. Les casiers Girardon, des infrastructures originales	82
PARTIE 2 : CADRE MÉTHODOLOGIQUE ET PRÉSENTATION DES SITES D'ÉTUDE	93
Chapitre 4. Matériel et méthode	95
1. Localisation des quatre sites d'étude	96
2. Méthodologie sous SIG : approche géohistorique et caractérisation topographique et topologique des marges aménagées	97
3. Analyses topographiques et géophysiques	104
4. Analyses chimiques	108
Chapitre 5. Caractérisation des sites d'étude	127
1. Contexte hydrogéographique	127
2. Empreinte urbaine, industrielle et zone de protection des espaces naturels	128
3. Caractérisation des aménagements	130
4. Evolution planimétrique et hydrogéomorphologique des secteurs d'étude	133
5. Evolution du profil en long et phénomène d'incision du chenal	136
6. Mesures de réhabilitation	137
PARTIE 3 – RÉSULTATS	139
Chapitre 6. Patrons et facteurs de contrôle de la terrestrialisation sur les marges aménagées du Rhône	141
1. Introduction	141
2. Study area	143
3. Material and Methods	146
4. Results. PART 1: global overview of the phenomenon of terrestrialization: planimetric evolution of the margins throughout the 20th century	151
5. Results. PART 2: process of dike field terrestrialization and its main control factors	154
6. Results. PART 3 : Differences between reaches: Inter-sectors comparative approach of the terrestrialization phenomenon	166
7. Discussion	177
8. Conclusion and perspectives	194

Chapitre 7. Caractérisation topographique et structurale des dépôts sédimentaires des endiguements Girardon	197
1. Topographie selon les patrons d'atterrissement	197
2. Epaisseurs et volumes sédimentaires selon la chronologie de terrestrialisation	203
3. Structures de subsurface des dépôts sédimentaires	205
4. Discussion/conclusion.....	209
Chapitre 8. Les sédiments fins contenus par les aménagements Girardon du Rhône témoignent-ils d'une contamination par les ETM ?	215
1. Approche globale : quelles signatures chimiques pour les sédiments du Rhône ? Sont-ils pollués ? ...	215
2. Approche inter-secteur : les signatures chimiques sont-elles différentes en fonction des secteurs ? Certains tronçons sont-ils plus pollués que d'autres ?	219
3. Variabilité amont-aval inter-secteur et intra-secteur : existe-t-il des patrons chimiques inter- et intra-secteur ?	223
4. Variabilité temporelle : existe-t-il des fenêtres temporelles de contamination ?	225
5. Variabilité de la connectivité hydrologique : peut-elle nous renseigner sur la dynamique sédimentaire et faire le lien avec la signature chimique des profils étudiés ?	234
6. Discussion/conclusion.....	236
Chapitre 9. La végétation riparienne du Rhône est-elle une <i>legacy vegetation</i> ?	239
1. Evolution de l'occupation du sol	240
2. Caractérisation des dépôts sédimentaires constituant le milieu édaphique de la ripisylve	243
3. Phytoscreening : chimie foliaire et ligneuse	248
4. Discussion/conclusion.....	257
Discussion et conclusions générales	261
1. Considérations méthodologiques	261
2. Principaux résultats.....	264
3. Préconisations et perspectives opérationnelles pour une réhabilitation adaptative	272
4. Vers une approche intégrative des problématiques de la réhabilitation des cours d'eau de l'Anthropocène	276
Bibliographie	279
Table des illustrations	296
Annexes.....	302

Table des abréviations

Abréviation	Correspondance
ACP	Analyse en Composantes Principales
AD	After Diversion
BD	Before Diversion
CF	<i>Contamination Factor</i>
Cu	cuivre
DEM Lidar	Digital Elevation Model Light detection and ranging
DZM	Donzère-Mondragon
EM	Élément Métallique
ETM	Élément-Trace Métallique
Fe	fer
FF	Fraction Fine
FP-XRF	<i>Field Portative - X-Ray Fluorescence ; i.e.</i> Spectromètre portatif à Fluorescence X
GPR	<i>Ground Penetrating Radar ; i.e.</i> Géoradar
ICP - AES	Spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif
ICP-MS	Spectrométrie de Masse à Plasma à Couplage Inductif
Igeo	Indice de géoaccumulation
IGN	Institut national de l'information géographique et forestière
LGB	<i>Local Geochemical Background</i>
MO	Matière Organique
MON	Montélimar
MRD	<i>Mean Relative vertical Distance</i>
MRE	<i>Mean Relative Elevation</i>
Ni	nickel
OHM	Observatoire Hommes-Milieus
OSR	Observatoire des Sédiments du Rhône
Pb	plomb
PBN	Pierre-Bénite
PCB	polychlorobiphényles
PDR	Péage-de-Roussillon
RCC	Rhône Court-Circuité
RE	Relative Elevation
RMSE	Root-mean-square deviation (<i>i.e.</i> erreur quadratique moyenne)
RNN	Réserve Naturelle Nationale
SAAF	Spectrophotométrie d'Absorption Atomique Flamme
SDAGE	Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SF	Sous-Fraction
SIG / GIS	Système d'Information Géographique
Sr	strontium
Zn	zinc
ZNIEFF	Zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique

Introduction

Les marges alluviales du Rhône sont des espaces *induits* de *nature*. Première phrase, première observation antonymique. Il y en aura probablement d'autres, puisqu'invoquer l'Anthropocène, c'est accueillir sa complexité et assumer les dérives conflictuelles qui en découlent.

Toutefois, dire du Rhône qu'il est un cours d'eau de l'Anthropocène, c'est surtout une façon d'insister sur le fait qu'il s'inscrive au sein d'un anthropo-espace-temps, impliquant une approche systémique et intégrative dans l'étude de son évolution récente.

Or, au cours des deux derniers siècles, le Rhône a fait l'objet de nombreux aménagements qui ont fortement modifié les paysages et les écosystèmes (Piégay *et al.*, 1997 ; Fruget et Michelot, 1997). Une première grande phase d'aménagement, dite « de correction », a été initiée à la fin du 19^{ème} siècle dans le but de favoriser la navigation. Construits au niveau des marges externes du chenal, des ouvrages « Girardon » (du nom de l'ingénieur qui les a conçus) constitués de digues transversales (tenons) fermées par une digue longitudinale submersible viennent simplifier et fixer la géométrie du fleuve. Par leur action de « correction », ils augmentent et stabilisent le tirant d'eau (Girardon, 1894). Le Rhône se retrouve alors corseté par ces structures typiques « fermées » appelées « casiers Girardon » mais aussi par des champs d'épis (succession d'épis plongeants et/ou noyés) qui s'adjoignent à des digues longitudinales insubmersibles mises en place au milieu du 19^{ème} siècle afin de lutter contre les inondations (Poinsart et Salvador, 1993). Au milieu du 20^{ème} siècle, la seconde phase d'aménagement équipe le Rhône avec de nombreux barrages en dérivation à des fins de production hydroélectrique.

Hydrosystème sous « pressions multiples » – non seulement à l'échelle du chenal mais aussi à celle du bassin versant – le fleuve tend à un appauvrissement de ses formes, autrefois tressées voire (plus exceptionnellement) anastomosées, et évolue alors vers un style fluvial rectiligne et peu dynamique où subsistent quelques rares reliquats vieillissants d'une diversité passée (*e.g.* les *lônes* du Rhône, *cf.* Riquier, 2015). Au niveau de ses marges aménagées, le milieu fluvial a enregistré des changements paysagers marqués : le chenal s'est fortement rétracté (Tena *et al.*, 2020 ; *cf.* Annexe 1) tandis que les marges alluviales se sont *terrestrialisées* (*anglicisme dérivé de « terrestrialisation »*).

Durant le 20^{ème} siècle, les endiguements Girardon s'atterrissent et se combent de sédiments fins sur lesquels se développe une végétation riparienne (Räpple, 2018).

De ce constat, alors que le Rhône est au coeur de projets de réhabilitation, naît la question du devenir de ces marges alluviales, anthropo-induites, certes, mais parties intégrantes de l'interface chenal-plaine alluviale. Leur intérêt écologique (Thorel *et al.*, 2018 ; Annexe 2) – notamment celui des peuplements ripariens (Janssen *et al.*, *in review*) – est fortement questionné tandis que le stock de sédiments grossiers piégés (en deçà des dépôts de sédiments fins) constitue une recharge sédimentaire potentielle ; à promouvoir selon le risque de pollution que représente le réservoir susjacent de sédiments fins.

Dans ce contexte, la caractérisation et la compréhension de ces milieux semblent primordiales afin de répondre aux questionnements occasionnés par les programmes de réhabilitation, mais c'est surtout l'opportunité de mieux comprendre la transformation d'espaces alluviaux en proie à des dysfonctionnements hydromorphologiques en situations de pressions multiples. C'est aussi l'occasion

de questionner le devenir de ces anthroposystèmes d'un point de vue plus conceptuel, en y intégrant une réflexion socio-environnementale et épistémique.

Ce travail de thèse se développe autour des questions suivantes :

- Quelle a été la trajectoire d'atterrissement des ouvrages Girardon suite à leur mise en place, puis sous l'effet de la deuxième phase d'aménagement ?
- Quels sont les facteurs de contrôle de la *terrestrialisation* ?
- Les dépôts sédimentaires qu'ils renferment sont-ils le témoin d'une altération de la dynamique sédimentaire du Rhône ?
- Ont-ils enregistré les flux de polluants du 20^{ème} siècle ? Sont-ils contaminés en élément-traces métalliques ?
- La forêt riparienne peut-elle retranscrire l'état de pollution du milieu édaphique ?
- Les milieux que ces ouvrages engendrent sont-ils fonctionnels, pérennes ?

La première partie est composée de trois chapitres thématiques. Le **chapitre 1**, gravitant autour de la notion d'Anthropocène, met en contexte les problématiques écologiques au sein de questionnements sociétaux et systémiques. Ce chapitre propose ainsi une mise en perspective de la façon dont on étudie et réhabilite des espaces fluviaux *naturels* plus si *naturels*. Le **chapitre 2** est ensuite focalisé sur la thématique de la pollution environnementale par les éléments-traces métalliques. Le **chapitre 3** est dédié au Rhône. Il retrace son histoire contemporaine et présente l'intérêt d'étudier ses marges alluviales si particulières.

La seconde partie définit l'approche méthodologique interdisciplinaire mise en œuvre pour caractériser les marges alluviales et leur évolution. Elle est composée de deux chapitres.

Ainsi, le **chapitre 4** présente les différents volets méthodologiques. Le premier volet développe l'approche sous SIG permettant d'obtenir la planimétrie diachronique et de suivre l'évolution de l'atterrissement dans les ouvrages Girardon. Le second est consacré à la méthodologie concernant les analyses topographiques et géophysiques qui servent à la caractérisation des dépôts sédimentaires. Le dernier présente le développement méthodologique concernant la chimie sédimentaire et végétale. Le **chapitre 5** décrit les quatre secteurs d'étude et met en lumière les éléments essentiels à la compréhension de l'évolution des différents sites.

La troisième partie est constituée de trois chapitres qui correspondent aux résultats principaux de ce travail de thèse. Le **chapitre 6** est centré sur l'évolution et l'explication du phénomène de *terrestrialisation* à travers une approche géohistorique. Il s'applique à cerner les facteurs de contrôle et les processus sous-jacents au phénomène d'atterrissement au sein des marges alluviales construites. Présenté en version longue, ce chapitre est destiné à être adapté pour la publication au format « article ». C'est pourquoi il est rédigé en anglais et présente une structure intégrale et indépendante du reste du manuscrit.

Le **chapitre 7** fait le lien entre la planimétrie, la topographie et les structures des dépôts sédimentaires. Il a pour objectif de comprendre l'organisation spatiale et structurale des dépôts sédimentaire au sein des aménagements de correction.

Le **chapitre 8** compile les résultats des analyses de chimie élémentaire effectuée sur l'échantillonnage sédimentaire provenant des quatre secteurs d'étude et cherche à renseigner sur l'état de pollution des environnements sédimentaires au sein des marges alluviales.

Le **chapitre 9, quant à lui**, a une dimension plus exploratoire : il examine le lien entre les patrons spatio-temporels sédimentaires et l'évolution des communautés végétales en place en comparant les signatures chimiques observées pour les sédiments et ceux de la végétation rivulaire d'un train de casiers. Il a fait l'objet de deux projets au sein de l'Observatoire Homme-Milieu (G. Seignemartin, H. Piégay, O. Faure, J. Moutte, P.-H. Lecomte) :

-Evaluation de la capacité des arbres à enregistrer une contamination métallique. Approche exploratoire sur les casiers Girardon du Rhône (2016).

-Evaluation de la capacité des arbres à enregistrer une contamination métallique VOLET N°2 : mieux caractériser les sédiments pour mieux comprendre les risques de transfert (2017).

La dernière partie correspond à la discussion /conclusion générales. Afin de faire le lien entre les différents chapitres, elle offre de revenir sur les principales validations méthodologiques, de compiler et discuter les principaux résultats et d'en déduire des perspectives opérationnelles, puis enfin, s'ouvre sur une réflexion intégrative des problématiques de la réhabilitation des cours d'eau.

PARTIE 1 : CADRE CONCEPTUEL ET THÉMATIQUE

Chapitre 1. Les cours d'eau de l'Anthropocène

Chapitre 2. Les sédiments et la végétation des marges alluviales sont-ils des témoins de la pollution des cours d'eau (le cas des ETM) ?

Chapitre 3. Pourquoi étudier les casiers Girardon du Rhône ?

Chapitre 1. Les cours d'eau de l'Anthropocène

Ce chapitre introductif a pour vocation de contextualiser les problématiques environnementales dans un cadre épistémique qui met en perspective l'évolution des milieux « naturels » sous l'influence de l'humain. La notion d'Anthropocène, bien que vaste et sujette à polémiques est une entrée en matière intéressante, notamment parce qu'elle est, si ce n'est holistique, intrinsèquement intégrative et fait appel à une démarche éminemment interdisciplinaire. Géologues, philosophes, géographes, écologues, biologistes, géochimistes... s'en saisissent pour tenter d'appréhender la (dé-)mesure de l'anthropo-complexité des systèmes qu'ils étudient.

1. L'Anthropocène, l'ère de l'aire de l'être humain ?

Le constat systémique de l'Anthropocène

Ere, époque ou concept, au temps de l'Anthropocène, les milieux « naturels » ne sont plus uniquement régulés par des processus naturels mais sont aussi soumis aux pressions anthropiques : *“The anthropogenic forcing of the Earth Surface System is now equivalent or even greater than the natural one. The term Anthropocene has recently been used to qualify this fundamental change in the Earth's System, particularly regarding the climate.”* (Meybeck, 2002)

Ainsi, l'« anthropogenic forcing » (forçage anthropogénique) dont l'impact serait équivalent aux processus naturels, voire parfois même prédominant (Turner *et al.*, 1990; Messerli *et al.*, 2000), constitue un élément central dans les paradigmes qui entourent la notion d'Anthropocène (Meybeck, 2002 ; Crutzen and Stoermer, 2000). Regardés comme des systèmes, les milieux sont caractérisés par un fonctionnement, des processus, et sont associés à des caractéristiques évoluant dans l'espace et le temps. Ainsi, l'étude d'un système de l'Anthropocène passe par la compréhension des processus qui le régulent (et leurs interactions), qu'ils soient naturels, altérés ou le résultat de pressions.

L'être humain entre en -cène

Effectuons un petit retour à la racine du mot : « Anthro » vient du grec *ánthrôpos* qui signifie « être humain » tandis que « cène » vient de *Kainos généralement* traduit par « maintenant », « récent » ou « nouveau ». « -cène » est un suffixe classiquement utilisé en géologie pour constituer le nom des époques compartimentant les périodes du Quaternaire et du Tertiaire, toutes deux elles-mêmes faisant partie de l'ère du Cénozoïque, pour laquelle il se fait préfixe.

La plupart des « anthropo-chercheurs » s'accordent à dire que l'on doit le terme d'Anthropocène au biologiste Eugène F. Stoermer qui l'utilisa dans les années 1980 pour désigner l'impact de l'activité humaine sur la planète. Ce n'est néanmoins qu'à la fin des années 1990, au début des années 2000, que son emploi devient populaire lorsque Paul J. Crutzen (météorologue et chimiste de l'atmosphère, prix Nobel de chimie de 1995) le réemploie. On mentionnera notamment son retentissant commentaire éditorial ouvrant la revue *Climatic Change de 2003* intitulé *“How long have we been in the Anthropocene era?”* (Crutzen and Steffen, 2003). Les questions soulevées conduisent alors à la création de l'AWG : Anthropocene Working Group, groupe pluridisciplinaire mené par le paléobiologiste Jan Zalasiewicz, alors missionné pour statuer sur la potentielle entrée de l'« Anthropocène » en tant qu'époque dans le cercle très sélecte de l'échelle des temps géologiques.

Preuve supplémentaire, s'il en faut, de l'engouement autour de cette terminologie, le groupe éditorial Elsevier, dès 2013, édite une revue qu'il nomme *Anthropocene* ayant pour objectif de répondre aux « questions about the nature, scale and extent of interactions between people and Earth processes and systems ».

(Anthropocene. Consulté le 5 mai 2020, <https://www.journals.elsevier.com/anthropocene>).

Le même Anthropocène pour tout le monde ?

Non, l'Anthropocène, en tant qu'ère « ne vaut pas un clou ! »

Si, par exemple, certains réfutent l'impact de l'humain sur la planète et vivent ainsi simplement dans la continuation de l'Holocène, d'autres critiquent que l'on puisse conférer le statut officiel d' « époque géologique » à la notion d'Anthropocène. C'est par exemple le cas de P. De Wever et de S. Finney (tous deux géologues), qui ne nient pas l'impact de l'homme mais ne considèrent pas que cette période puisse être considérée comme « géologique » : « *L'ambiguïté commence avec le mot même d'Anthropocène, car il est construit sur le modèle d'une ère géologique, comme existe le Miocène, l'Oligocène etc. Cela porte à confusion, car il est vrai que l'Anthropocène peut être une nouvelle ère, pendant laquelle l'homme marque la planète, mais elle n'est surtout pas une "ère géologique" car ce ne sont ni les mêmes critères ni la même temporalité. En effet, l'ère géologique la plus courte a duré 65 millions d'années* » (Wever and Finney, 2016) et « *l'existence de l'Anthropocène n'est pas remise en cause, ce qui est remis en cause est le fait de dire qu'il s'agit d'une ère géologique. Pour moi, je m'engage mais je suis loin d'être isolé, dire qu'il s'agit d'une ère géologique apporte de la confusion dans le débat, car il ne s'agit pas des mêmes critères, mais surtout pas les mêmes "pas" de temps* » (De Wever, 2015). Et d'ajouter qu'il y a difficulté à placer un *Golden Spike*, c'est-à-dire un Point Stratotypique Mondial (PSM) qui correspond à une limite entre deux étapes géologiques. L'expression du PSM se doit d'être synchrone et global, deux critères essentiels à la définition d'une ère géologique : « *Parmi les critères, certains sont géologiques (continuité sédimentaire, taux de sédimentation...), d'autres sont biostratigraphiques (forte modification de la faune pendant une durée importante caractérisée par des fossiles abondants et diversifiés...), d'autres encore sont physico-chimiques (isotopiques, magnétiques...), mais surtout, il faut des critères à la fois globaux et synchrones. Le synchronisme est capital car le repère doit servir à dater.* » (De Wever, 2015)

Mais si l'Anthropocène existe, où placer le « golden spike » ?

En 2005, Steffen *et al.* publient "*The Anthropocene Era: How Humans are Changing the Earth System*" dans lequel une série de graphiques est utilisée pour illustrer la croissance de l'activité humaine depuis le début de la révolution industrielle et l'accélération des années 1950 (Figure 1). Un grand nombre d'indicateurs se côtoient : indices démographiques, concentrations atmosphériques en dioxyde de carbone, en protoxyde d'azote, nombre de restaurants McDonalds, fréquence des grandes crues, consommation en eau, etc. Ils viennent ainsi composer « *un tableau de bord de l'Anthropocène* » (Bonneuil et Fressoz, 2013).

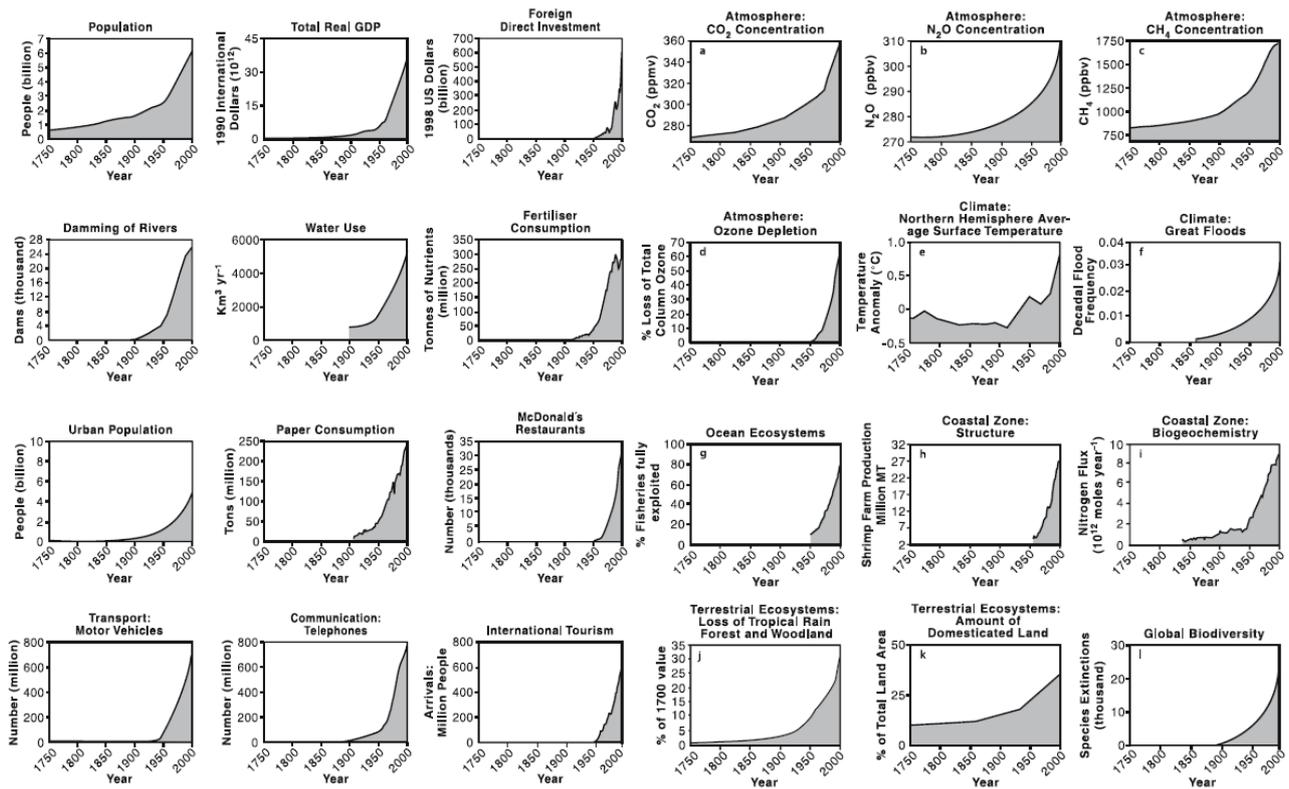


Figure 1 : « Tableau de bord » de l'activité humaine depuis le début de la révolution industrielle et accélération des années 1950 (Steffen *et al.*, 2005)

Cependant, en écho aux remarques des géologues (De Wever, Finney, etc.) et comme le formulent si bien Bonneuil et Fressoz (2013) : « [...] les stratigraphes, pour accepter d'inscrire l'Anthropocène dans l'échelle des temps géologiques, ne se contentent pas de modèles ou de prévisions ; il leur faut du solide, du sédiment, des ruptures stratigraphiques que l'on puisse voir dès maintenant dans la roche. »

Lors du 35^{ème} Congrès international de géologie réuni au Cap en Août et Septembre 2016, l'*Anthropocene Working Group* a soumis au vote le PSM : ils se sont mis d'accord pour le placer dans les années 1950 avec pour critère la présence globale de radionucléides résultant des premières explosions de bombes nucléaires.

Certains spécialistes le font coïncider avec d'autres événements et marqueurs stratigraphiques (Tableau 1). Pour Paul Crutzen, il s'agit de l'invention de la machine à vapeur en 1784, symbole de la révolution industrielle qui initie une modification des teneurs atmosphériques en carbone et méthane à l'échelle globale. D'autres désignent la découverte de l'Amérique (Lewis et Maslin, 2015), ou les débuts de l'agriculture (Ruddiman *et al.*, 2015) ou encore l'extinction de la mégafaune il y a environ quatorze mille ans (Doughty *et al.*, 2010).

Event	Date	Geographical extent	Primary stratigraphic marker	Potential GSSP date*	Potential auxiliary stratotypes
Megafauna extinction	50,000–10,000 yr BP	Near-global	Fossil megafauna	None, diachronous over ~40,000 yr	Charcoal in lacustrine deposits
Origin of farming	~11,000 yr BP	Southwest Asia, becoming global	Fossil pollen or phytoliths	None, diachronous over ~5,000 yr	Fossil crop pollen, phytoliths, charcoal
Extensive farming	~8,000 yr BP to present	Eurasian event, global impact	CO ₂ inflection in glacier ice	None, inflection too diffuse	Fossil crop pollen, phytoliths, charcoal, ceramic minerals
Rice production	6,500 yr BP to present	Southeast Asian event, global impact	CH ₄ inflection in glacier ice	5,020 yr BP CH ₄ minima	Stone axes, fossil domesticated ruminant remains
Anthropogenic soils	~3,000–500 yr BP	Local event, local impact, but widespread	Dark high organic matter soil	None, diachronous, not well preserved	Fossil crop pollen
New-Old World collision	1492–1800	Eurasian–Americas event, global impact	Low point of CO ₂ in glacier ice	1610 CO ₂ minima	Fossil pollen, phytoliths, charcoal, CH ₄ , speleothem δ ¹⁸ O, tephra†
Industrial Revolution	1760 to present	Northwest Europe event, local impact, becoming global	Fly ash from coal burning	~1900 (ref. 94); diachronous over ~200 yr	¹⁴ N: ¹⁵ N ratio and diatom composition in lake sediments
Nuclear weapon detonation	1945 to present	Local events, global impact	Radionuclides (¹⁴ C) in tree-rings	1964 ¹⁴ C peak§	²⁴⁰ Pu: ²³⁹ Pu ratio, compounds from cement, plastic, lead and other metals
Persistent industrial chemicals	~1950 to present	Local events, global impact	For example, SF ₆ peak in glacier ice	Peaks often very recent so difficult to accurately date§	Compounds from cement, plastic, lead and other metals

For compliance with a Global Stratotype Section and Point (GSSP) definition, a clearly dated global marker is required, backed by correlated auxiliary markers that collectively indicate global and other widespread and long-term changes to the Earth system. BP, before present, where present is defined as calendar date 1950.

* Requires a specific date for a GSSP primary marker. † From Huaynaputina eruption in 1600 (refs 78, 79).

§ Peak, rather than earliest date of detection selected, because earliest dates reflect available detection technology, are more likely influenced by natural background geochemical levels¹⁰¹, and will be more affected by the future decay of the signal, than peak values.

Tableau 1 : Alternatives pour la limite Holocène - Anthropocène (échelle de temps en années civiles calibrées avant le présent : « B.P. ») (Lewis et Maslin, 2015)

Présentement, l'Anthropocène n'a pas franchi toutes les étapes de la procédure qui lui auraient permis de rejoindre l'échelle des temps géologiques (pas de validation de stratotype, pas de reconnaissance officielle par la Commission internationale de stratigraphie, ni de l'Union Internationale des Sciences Géologiques). En revanche, en 2018, la Commission internationale de stratigraphie a ratifié des subdivisions pour l'Holocène : le Greenlandien, le Northgrippien et le Méghalayan. Ainsi, depuis 4200 ans, nous serions dans l'étage géologique du Méghalayan. Voosen (2018) fait remarquer l'aspect discutable de cette décision (basée sur la composition isotopique en oxygène d'une roche traduisant un record de sécheresse) alors que même cette limite ne fait pas l'unanimité puisqu'elle ne représenterait pas une sécheresse mondiale et ne pourrait être datée précisément à cette période-là... Et ce, tandis que l'Anthropocène fait toujours débat.

Changement d'air : et si l'Anthropocène était une rupture conceptuelle ?

En 2011, A. Sinaï, journaliste environnementale, comme un pied de nez aux débats des géologues et scientifiques, avait déjà commencé à mettre les premiers coups de marteau sur le clou d'or « de fin » avant même que celui « du début » ne soit enfoncé : « *L'humanité, actrice et victime de cette démesure, a créé les conditions de sa vulnérabilité en devenant un moteur de transformation géologique plus dangereux que les forces de la Terre. Aujourd'hui, l'explosion de la centrale de Fukushima nous dit que nous avons rendez-vous avec la sortie fracassante de l'Anthropocène.* » (Sinaï, 2011).

En 2016, l'AWG et ses opposants sont en pleine controverse. Pendant ce temps, se détachant du formalisme qui définit l'air du temps à l'aide d'un unique clou, la philosophe D. Harraway propose une vision inclusive et réursive plutôt que sélective et discrétionnaire : « *Existe-t-il cependant quelque point d'inflexion prêtant suffisamment à conséquence pour changer le nom du « jeu » de la vie sur Terre pour tout le monde et tous les êtres ? C'est plus que le changement climatique ; c'est aussi le poids accablant de la chimie toxique, l'exploitation minière, l'épuisement des lacs et des rivières sous le sol et au-dessus, la simplification de l'écosystème, les immenses génocides de peuples humains et d'autres créatures, etc.,*

etc., tout cela pris dans des dispositifs systématiquement reliés qui menacent chaque système d'effondrement général faisant suite à un effondrement général après quelque effondrement général. La récursivité peut être très fâcheuse». Elle ajoute que : «L'Anthropocène est la marque de discontinuités sévères; ce qui vient après ne sera pas comme ce qui a précédé. Je pense que notre travail est de faire que l'Anthropocène soit aussi court / mince que possible et de cultiver, les uns avec les autres et dans tous les sens imaginables, des époques à venir capables de reconstituer des refuges.» (<https://www.multitudes.net/anthropocene-capitalocene-plantationocene-chthulucene-faire-des-parents/>, consulté le 15.02.2020). Ainsi, l'Anthropocène aurait plus besoin d'une fin que d'un début. Et dans le cas d'une pratique de la recherche où l'on s'intéresserait uniquement à des questions de chronologie et d'origine des objets d'étude, la valeur des travaux reposerait essentiellement sur la finesse et l'analyse de ses rapports chronologiques. Ne serait-ce finalement pas là que repose le complexe de cette course au « clou d'or » ?

Cette idée de rupture, portée jusque dans l'émergence du concept d'Anthropocène, emmène la réflexion d'Hamilton et Grinevald (2015) vers des contrées plus épistémologiques. En effet, l'humain sait depuis bien longtemps qu'il a une influence sur la Terre. A titre d'exemple, Buffon (1778), dans *Les Époques de la Nature*, écrivait « *La face entière de la Terre porte aujourd'hui l'empreinte de la puissance de l'homme.* » ; Marsh, en 1864, publia "*Man and nature; or, physical geography as modified by human action*" ; Stoppani, dix ans plus tard, parle d'« *Anthropozoic era* » dans son « *Corso di geologia* » (1873). Alors comment se fait-il que l'idée d'un « Anthropocène », ressortie du fond de tiroirs de Stoermer par Crutzen dans les années 1990, ait pu provoquer une telle controverse scientifique et soit devenue si populaire ?

L'inertie linguistique aurait pour conséquence de nous faire opposer Anthropocène et Anthropocène. C'est ce contre quoi Hamilton et Grinevald (2015) nous mettent en garde alors qu'ils s'intéressent à l'anticipation du concept. Mais pas uniquement, puisqu'ils font aussi un peu de « phylogénie » sémantique, s'interdisant les écueils du « *precursorism* ». En effet, Hamilton et Grinevald remontent la piste de l'Anthropocène, se méfiant du biais épistémologique, qui consisterait à juger la nature d'une théorie précédemment abandonnée à la lumière de paradigmes actuels. Par exemple, l'« *Anthropozoic era* » de Stoppani (1874) si terminologiquement tentante, s'enlise d'être une idéologie scientifique (au sens de Canguilhem) qui comble ses insuffisances par des idées et valeurs étrangères à l'objet, reflet du contexte politique, sociétal et éthique. Pour Stoppani, auteur de *Cosmogonia Mosaica* (1887), ouvrage « scientifico-crétionniste », il s'agit d'un ciment d'idées et de valeurs religieuses. Et c'est ainsi, qu'au gré des révolutions, la refonte des disciplines sous des mots, des étiquettes, qui restent parfois les mêmes – alors que désignant des objets et des paradigmes parfois fondamentalement différents – peut prêter à confusions, c'est ici le jeu de l'inertie linguistique. Le cas Stoppani n'est qu'un exemple parmi d'autres que nous présentent Hamilton et Grinevald.

Cette prudence face au « precursorism » fait notamment suite à un article de Steffen *et al.* (2011) – et dans cet « *et al.* », remarquons qu'il y a Grinevald – qui, bien qu'identifiant la notion d'Anthropocène comme étant un néologisme datant des années 1980, mettait en avant que l'idée sous-jacente d'une « ère de la Terre et sa Nature modifiées par l'humain » lui est antérieure "*The idea of an epoch of the natural history of the Earth, driven by humankind, notably 'civilized Man', is not completely new and was mooted long before the rising awareness of the global environment in the 1970s.*" (*e.g.*, Stoppani et son

« Anthropozoic era », 1874 ; ou encore la noosphère de Vernadsky, Teilhard et Chardin – et leur disciples – datant des années 1920).

Passons à ce qui, selon Hamilton et Grinevald (2015), fait la différence entre l'avant et l'après « 1980 ». Avant d'entrer dans le vif du sujet, entrons déjà dans le sujet sans pour autant se lancer dans un débat qui oppose épistémologie de la continuité et épistémologie de la discontinuité. Dans *La Structure des révolutions scientifiques* (1962), Kuhn décrit l'évolution de la science comme étant cyclique : on pratique une science « normale » autour d'un paradigme qui fait l'unanimité jusqu'à ce qu'une anomalie crée une crise qui conduit à une révolution scientifique. Pour faire synthétique, pour l'épistémologie de la discontinuité, un changement de paradigme est tel qu'un avant et un après s'en dégage, créant une rupture. Et selon Hamilton et Grinevald, ce qui différencierait les usages « pré » et « post » 1980 du mot « Anthropocène » (et de ses dérivés/dérivants) seraient la conception et l'étude la Terre en tant que système (*Earth system*) et ainsi, l'émergence de l'Earth System Science. C'est pourquoi Hamilton et Grinevald refusent que le terme Anthropocène ne soit qu'un glissement conceptuel (ce qui correspondrait alors une vision *continuiste*). Selon eux, la notion d'Anthropocène porte en elle une rupture radicale avec « toute idée de progression vers un stade supérieur » et donc, ne peut en aucun cas être un concept dérivé d'un concept antérieur associé à la poursuite d'un développement anthropocentré, à la croissance et au progrès illimité, puisque sa révolution paradigmatique à elle, s'ancre dans la négation de cette progression. Ils l'expliquent ainsi : *“Moreover, earlier Western conceptions relied on a progressive and linear evolutionary understanding of the spread of humankind's geographical and ecological influence, whereas the Anthropocene represents a radical rupture with all evolutionary ideas in human and Earth history, including the breakdown of any idea of advance to a higher stage.”* (Hamilton et Grinevald, 2015). Ainsi, pour eux, l'émergence du concept d'Anthropocène, en tant que rupture, constitue la base même de son concept.

Au final, cela conduit à se demander si l'essence de la notion d'Anthropocène s'inscrit dans la prise de conscience que l'humain modifie la *Terre et sa Nature* ou bien dans une vision plus bouleversante dans laquelle il ne modifie plus simplement des propriétés, mais le système lui-même. Cela pourrait aussi suggérer, par extrapolation, que le développement *durable* - qui constitue l'essentiel de notre réponse au « syndrome » Anthropocène – ne serait pas une réponse adéquate et devrait *disrupter* en faveur d'une « révolution » des *pratiques humaines*. Mais parce qu'il est un paradigme en construction il serait délicat d'argumenter ces suppositions (et peut-être même de les formuler ?). Ce serait, à l'aune d'incertitudes, risquer les travers de l'idéologie scientifique.

Dans ce cas-là, détachons-nous du mot, de l'étiquette que l'on colle sur la valise conceptuelle « Anthropocène » et regardons ce qu'il y a dedans. Et même si évidemment, nous n'en avons pas tous le même modèle, essayons de faire ressortir quelques essentiels que tout le monde – ou presque – prend avec lui quand il part dans une quête explicative :

•“The concept of the *Anthropocene*, proposed by one of us (P.J.C.) about a decade ago [6,7], was introduced to capture this quantitative shift in the relationship between humans and the global environment. The term Anthropocene suggests: (i) that the Earth is now moving out of its current geological epoch, called the Holocene and (ii) that human activity is largely responsible for this exit from the Holocene, that is, that humankind has become a global geological force in its own right. Since its introduction, the term Anthropocene has become widely accepted in the global change research community, and is now occasionally mentioned in articles in popular media on climate change or other global environmental issues.” (Steffen *et al.*, 2011)

▪ « Peut-être que l'outrage méritant un nom comme Anthropocène est la destruction des lieux et des temps de refuge pour les peuples humains et autres créatures. Je pense avec d'autres que l'Anthropocène est plus un événement-limite qu'une époque, un peu comme la limite K-Pg entre le Crétacé et le Paléogène. L'Anthropocène est la marque de discontinuités sévères; ce qui vient après ne sera pas comme ce qui a précédé. » Donna Haraway (2016)

▪ « Le concept d'Anthropocène est déjà devenu un point de ralliement entre géologues, écologues, spécialistes du climat et du système Terre, historiens, philosophes, citoyens et mouvements écologistes pour penser ensemble cet âge dans lequel l'humanité est devenue une force géologique majeure »¹ et « L'Anthropocène est un événement, un point de bifurcation dans l'histoire de la Terre, de la vie et des humains. Il bouleverse nos représentations du monde. Selon le philosophe Bruno Latour. « L'Anthropocène est le concept philosophique, religieux, anthropologique et politique le plus décisif jamais produit comme alternative aux idées de modernité ». Prolongeant l'écologie systémique qui avait, il y a quarante ans, inscrit les activités humaines dans une analyse du fonctionnement des écosystèmes et de la biosphère, l'idée d'Anthropocène annule la coupure entre nature et culture, entre histoire humaine et histoire de la vie et de la Terre. »² (Bonneuil et Fressoz, 2013 ; 1 : p.19 et 2 : p.33).

Ainsi, si l'Anthropocène n'a pas le statut officiel d'une époque, c'est une prise de conscience qui met en lumière que « l'humanité est devenue une force géologique majeure ». Il est pourtant étrange de vouloir enfoncer un clou à un endroit précis alors qu'il y a finalement une multitude de possibilités. Peut-être que la définition d'un PSM et sa reconnaissance en tant qu'époque géologique ou autre (et oui, pourquoi ne pas lui avoir défini un statut autre que celui d'époque ? Après le Méghalayen, pourquoi pas l'étage de l'« Anthropien » ?) confère à ce qui n'est pour l'instant qu'un concept, un caractère bien trop irréversible. Et finalement, si l'Anthropocène est une prise de conscience, a-t-elle vraiment fini sa maturation ?

Et les autres « -cène » ?

Les débats conceptuels et la difficulté de placement du clou d'or conduisent à un foisonnement terminologique. « Anthropocène, Capitalocène, Plantationocène, Chthulucène ». Comme nous le fait remarquer Haraway (2016) « Le suffixe « -cène » prolifère ! ». En même temps, il faut bien remarquer le *brain appeal* de sa racine grecque « kainos », qui n'est plus un accessoire (que l'on transporte d'un concept à l'autre) mais un portail spatio-temporel (qui nous transporte) puisqu'elle est la forme et la substance du maintenant. Ajoutons-lui un préfixe et nous définissons l'existence.

2. Telle conception, telle répar-« ation »

Conceptualiser l'influence de l'humain sur la planète : « D.P.S.I.R » (commodité ou boîte noire ?)

Une entrée possible pour structurer la réflexion autour des relations entre origines et conséquences des problèmes environnementaux peut, par exemple, se faire grâce au commode schéma conceptuel du « D.P.S.I.R » ("Drivers, Pressure, State, Impact, Response"). Le D.P.S.I.R fait le lien entre : les « *driving forces* » (littéralement « forces motrices » parfois traduites par « déterminants sociétaux » ou désignées par l'anglicisme "*drivers*"), les pressions environnementales ("*pressures*") qui en résultent et qui agissent sur l'état de l'environnement ("*state*") et provoquent des changements quant à la qualité de l'environnement, présentés ici comme des impacts, et *in fine*, les réponses (curatives/préventives) sociétales (Figure 2). Les déterminants sociétaux sont d'ordre socio-économique et/ou socio-culturel (ex : industrie, développement économique, etc.). Les pressions correspondent aux conséquences des activités humaines (ex : rejet de polluants) qui modifient la qualité/l'état d'un objet de l'environnement (ex : ressource en eau), ayant des impacts négatifs multiples (sociaux, environnementaux, économiques, etc.). En réaction, la société propose différents types de réponses (techniques, économiques, politiques et institutionnelles, etc.).

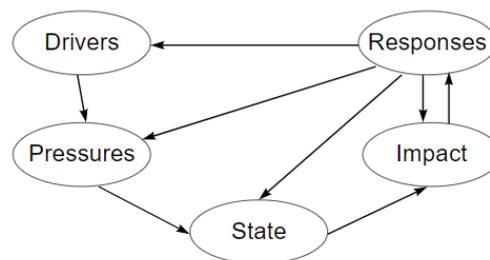


Figure 2 : Cadre conceptuel du D.P.S.I.R (European Environment Agency, 1999)

Les schémas qui tendent à conceptualiser les relations entre société et nature ne manquent pas ; qu'il s'agisse de « D.P.S.I.R », « Bretherton Diagram » (1986), diagramme de Berkes *et al.* (2002), etc. C'est ce que nous font remarquer Bonneuil et Fressoz (2013), dans *L'Événement Anthropocène*. Et d'ajouter que : « *Ce type de représentation pêche par le simplisme et le fonctionnalisme de sa description du social. Premièrement, les dynamiques historiques, matérielles et culturelles des sociétés humaines, les asymétries et les rapports de domination, sont occultés en une boîte noire [...] les métabolismes socationaturels sont réduits à un jeu de pressions-réponses, alors qu'il nous faudrait une compréhension aussi fine des métabolismes énergie et matière opérés dans et par le système social.* » puisque pour eux, il faut dépasser le dualisme nature-société, couramment relié par un rapport d'extériorité connectée et envisager un rapport d'intériorité avec « *Des natures traversées de social [...] par mille et une prises socio-techniques historiquement situées et constituées, dont la mise en compartiments reliés par le sempiternel couple « pression-réponse » ne peut offrir qu'une pâle compréhension* » et « *des sociétés traversées de nature où les relations sociales et les normes culturelles sont structurées et durcies par des dispositifs qui organisent des métabolismes de matière et d'énergie, et régissent les usages sociaux de la nature.* »

Restauration, réhabilitation, et autres « -tion » des systèmes anthropisés

Les réponses possibles face au constat de ces écosystèmes impactés sont multiples et suscitent des débats quant à savoir comment les « réparer ». De ce fait, ces actions de « réparation » soulèvent des interrogations tant sur le plan pratique que conceptuel.

Dès 1997, Piégay *et al.* questionnent les objectifs de ces actions de « réparation » du milieu. Ils préfèrent notamment le concept de *réhabilitation* qu'ils définissent comme étant « *une action compensatrice de revalorisation d'un milieu, indépendamment de son état initial, celui-ci n'étant pas connu, ou ne pouvant pas être atteint* » à celui de *restauration* qui, quant à lui, est « *une action visant à favoriser le retour à un écosystème pré-perturbé* ». En interrogeant l'état « à atteindre » et la notion même d'état, ils sont alors au cœur des débats qui bercent les années 2000 : que faut-il réparer et que faut-il viser ?

Décamps et Lesaffre (2002) constatent qu'« *en divers endroits, la dégradation des milieux naturels suscite depuis plusieurs années des initiatives de restauration* » et affirment que « *Recréer la nature demande donc rigueur et volonté à tous les niveaux et s'apparente à un art qui, à l'instar de la médecine, s'appuie certes sur un corpus scientifique, mais aussi sur une éthique, une éthique de production de nature.* » Ceci mène à des problématiques plus philosophiques. En effet, les formulations « *recréer la nature* » et « *production de la nature* » sont des antithèses puisqu'elles portent en elles-mêmes des conflits sémantiques. Un système peut-il être naturel, s'il est produit par l'homme ?

En 2006, Clewell et Aronson publient « *Motivations for the Restoration of Ecosystems* ». La restauration écologique y est définie comme une « initiative élective » qui favorise la « récupération durable des écosystèmes qui ont été dégradés, endommagés ou détruits ». L'objectif de celle-ci est de retourner, en tenant compte de ce que « permettent les conditions contemporaines », à des « expressions biotiques » ("*biotic expressions*") correspondant à un état antérieur dans la trajectoire historique de ces milieux. Les cinq motivations rationnelles (non exclusives) qu'ils décrivent, sont d'ordre technocratique, biotique, heuristique, idéaliste ou encore pragmatique :

"The biotic rationale for restoration is to recover lost aspects of local biodiversity. The heuristic rationale attempts to elicit or demonstrate ecological principles and biotic expressions. The idealistic rationale consists of personal and cultural expressions of concern or atonement for environmental degradation, reengagement with nature, and/or spiritual fulfillment. The pragmatic rationale seeks to recover or repair ecosystems for their capacity to provide a broad array of natural services and products upon which human economies depend and to counteract extremes in climate caused by ecosystem loss."

Ainsi, partant du postulat que c'est la logique technocratique qui gouverne la restauration engagée par les agences gouvernementales afin de satisfaire à des missions institutionnelles spécifiques, ils ne remettent pas en cause la démarche même de la restauration, ils visent à en améliorer la réalisation par la juxtaposition de motivations plus diversifiées. Dès lors, ils prônent une approche mixant raisons technocratiques, idéalistes et pragmatiques dans le but d'une approche plus « unifiée » en avançant que « les logiques biotiques et heuristiques peuvent être satisfaites dans les contextes des autres logiques ». C'est donc là l'expression d'une vision très anthro-centrée qui nourrit les besoins de justification d'une démarche écologique par des raisons d'utilité à l'échelle de la société (raison technocratique, pragmatique) ou personnelle (idéaliste), sans laisser une place centrale au « biotique » et à « l'heuristique ». Pourtant, en intégrant ces dernières au cœur de la réflexion, il devient évident que la restauration manque de ce qu'on ne lui a pas donné, une réalité biologique et heuristique. La notion même d'« état » pré-perturbé à restaurer pose ainsi la question de sa réalité fonctionnelle.

En effet, quel « état » antérieur de la trajectoire historique faudrait-il restaurer ? Cette problématique n'est pas sans rappeler celle qui entoure la notion de « climax » en écologie, le climax étant un état théorique final qui se maintiendrait grâce à un équilibre dynamique. Or, dans le concept d'hydrosystème (Amoros and Petts, 1993) où une succession d'états se suppléent dans des processus dynamiques (Piégay and Schumm, 2003), la notion même d'état pose la question de l'état de référence à atteindre par le biais de la restauration. Ainsi, comment et pourquoi maintenir un système dans un certain état alors que les dynamiques (processus) en cours ne sont pas à même de l'entretenir ? Le syndrome de la « mise sous cloche » fait écho à l'idée d'une « production de la nature », image séduisante d'une biodiversité préservée mais qui ne s'auto-entretient pas forcément.

Toujours du côté de l'écologie, il n'est pas inintéressant de faire une petite remontée dans le temps. Holling, en 1973, définit les deux concepts éclairants que sont la résilience et la stabilité :

“Resilience determines the persistence of relationships within a system and is a measure of the ability of these systems to absorb changes of state variables, driving variables, and parameters, and still persist. In this definition resilience is the property of the system and persistence or probability of extinction is the result. Stability, on the other hand, is the ability of a system to return to an equilibrium state after a temporary disturbance. The more rapidly it returns, and with the least fluctuation, the more stable it is. In this definition stability is the property of the system and the degree of fluctuation around specific states the result.”

De ce fait, les enjeux de la restauration semblent avoir fait de la résilience une chimère en mixant l'objectif d'un état (correspondant à la stabilité) avec la capacité d'un système à absorber les changements et à maintenir les relations au sein d'un système (correspondant à la résilience).

Retour dans les années 2000 : ancré dans des cadres conceptuels systémiques, Wohl *et al.* (2005) proposent alors de chercher à rétablir des processus et un potentiel naturel. Dufour et Piégay (2009) développent l'idée de trajectoire dans l'évolution du fonctionnement des systèmes : *“With the emergence of the trajectory concept, cyclicity, resilience, recovery and reversibility concepts can only be understandable at a short time scale when considering local perturbations. They cannot be of interest to targeting long-term actions, as they contribute to the myth of the lost paradise.”*, concept de trajectoire sur lequel nous reviendrons en partie 4 de ce chapitre.

En conséquence, la multiplicité des conceptions et champs d'action sous-jacents aux activités de restauration écologique et/ou d'amélioration des habitats a conduit à une terminologie foisonnante (Tableau 2). Nous utiliserons indifféremment les termes restauration et réhabilitation, c'est-à-dire de façon non conceptuellement connotée.

Tableau 2 : Terminologie de la « restauration » et définition générale (selon Roni et Beechie, 2013).

Term	Definition
Restoration	Returning an aquatic system or habitat to its original, undisturbed state. This is sometimes called 'full restoration,' and can be further divided into passive (removal of human disturbance to allow recovery) and active restoration (active manipulations to restore processes or conditions).
Rehabilitation	Restoring or improving some aspects of an ecosystem but not fully restoring all components. It is also called "partial restoration" and may also be used as a general term for a variety of restoration and improvement activities.
Improvement	Improving the quality of a habitat through direct manipulation (e.g. placement of instream structures, addition of nutrients). Sometimes referred to as habitat enhancement and sometimes also considered as 'partial restoration' or rehabilitation.
Reclamation	Returning an area to its previous habitat type but not necessarily fully restoring all functions (e.g. removal of fill to expose historic estuary, removal of a levee to allow river to periodically inundate a historic wetland). Sometimes referred to as compensation.
Creation	Constructing a new habitat or ecosystem where it did not previously exist (e.g. creating new estuarine habitat, or excavating an off-channel pond). This is often part of mitigation activities.
Mitigation	Taking action to alleviate or compensate for potentially adverse effects on aquatic habitat that have been modified or lost through human activity (e.g. creating of new habitats to replace those lost by a land development).

Some "Inherited" or "novel" properties? (*propriétés « héritées » ou « nouvelles » ?*)

Notion d'héritage

James (2013) remarque l'utilisation croissante du terme « legacy » dans les sciences environnementales. En français, le terme d'« héritage » n'est quasiment pas retrouvé alors que son pendant en anglais fait l'objet d'associations diverses « *legacy effect* », « *legacy contaminant* », « *legacy sediment* » et soulève des débats quant à ce que cette appellation désigne. Implicitement, cet héritage est d'origine anthropique. Ce caractère « hérité » désigne donc des objets qui connaissent des modifications intrinsèques de leurs propriétés du fait de changements anthropogéniques.

Un de ses emplois courant est celui de *Legacy sediment*. Listant les utilisations et les associations retrouvées de ce terme, James en propose une définition générale : "*Legacy sediment: Earth materials - primarily alluvium [or colluvium] - deposited following human disturbances such as deforestation, agricultural land use, or mining. The phrase is often used to describe post-European floodplain sediment, also known as post settlement alluvium. Awareness of legacy sediment has grown in response to the importance it plays in sediment budgets, water quality, river restoration, toxicity, lateral channel connectivity, and geomorphic theory...*" (James, 2013, Glossary). Wohl (2015) propose une définition similaire, mais plus concise, des « sédiments hérités » ; qui sont ceux pour lesquels la localisation, le volume et/ou la présence de contaminants résultent des activités humaines contemporaines.

Concept de "novel ecosystem"

Ce second concept n'a lui non plus, pas de traduction officielle en français, ce qui justifie son emploi directement en anglais. La notion de "*novel ecosystem*" (parfois "*emerging ecosystem*") met en exergue que de nombreux écosystèmes résultent de l'influence humaine et ne ressemblent pas à leurs précurseurs naturels. Ceci implique une distinction entre les écosystèmes dégradés et les "*novel ecosystem*" qui eux, sont caractérisés comme étant « fonctionnels » (Morse *et al.*, 2014 ; Hobbs *et al.*, 2013). Morse *et al.* (2014), les définissent ainsi : "*A novel ecosystem is a unique assemblage of biota and environmental conditions that is the direct result of intentional or unintentional alteration by humans, i.e., human agency, sufficient to cross an ecological threshold that facilitates a new ecosystem trajectory and inhibits its return to a previous trajectory regardless of additional human intervention. The resulting ecosystem must also be self-sustaining in terms of species composition, structure, biogeochemistry, and*

ecosystem services. A defining characteristic of a novel ecosystem is a change in species composition relative to ecosystems present in the same biome prior to crossing a threshold." Morse *et al.* (2014) insistent notamment sur l'importance de bien faire cette distinction en ce qui concerne la gestion de ces « nouveaux écosystèmes », qu'il faut alors considérer comme « complètement différents », pas foncièrement « bons » ou « mauvais » en se basant sur l'évaluation de la « santé » et de la « fonction » de ces espaces. Ils conseillent alors de concentrer les efforts de réhabilitation sur des écosystèmes non fonctionnels, c'est-à-dire ceux qui n'ont pas franchi ces seuils de transformation écologique ("impacted", or "designed" ecosystems).

Et alors : "Inherited" or "novel" ? (la suite du débat « continuité VS rupture » ?)

Le concept de « legacy » porte l'idée d'une modification des propriétés d'un objet du fait de changements d'origine anthropique. Dans un système, les propriétés héritées souvent perturbent les processus au point parfois de rendre les systèmes dysfonctionnels. Mais dans le cas où il y a eu une transformation telle que de nouveaux processus et un nouveau fonctionnement se sont mis en place, on aboutit alors à ce que Morse appelle un « *novel ecosystem* ». En conclusion, si la rupture sémantique de ces nouveaux concepts peut, de prime abord, questionner, elle n'induit pas pour autant une rupture épistémologique ; dès lors que ces concepts émergents de communautés scientifiques différentes (géologie et écologie) sont regardés dans un cadre dialogique, intégratif et non passiviste.

Réhabiliter des milieux aquatiques : instigation et développement des politiques, de l'intégration des champs disciplinaires

Dans le contexte historique foisonnant du développement des sciences environnementales, les enjeux liés à la préservation de la ressource en eau et des espaces aquatiques continentaux ont eu un rôle important, voire souvent moteur dans le développement scientifique et l'instigation de politiques globales.

Sous des impulsions locales, dès la fin des années 1970 et durant les années 1980 et 1990, de nombreux travaux de réhabilitation/restauration sont réalisés en l'Europe tels que des actions de revalorisation piscicole, de revalorisation du chenal, de restauration de la forêt alluviale ou encore de restauration de zones humides et de bras morts (Piégay *et al.*, 1997). Piégay *et al.* mettent en avant une « bibliographie abondante et de plus en plus interdisciplinaire. »

Au niveau national, la loi sur l'eau de 1992 met en place des programmes de gestion à l'échelle des bassins versants (SDAGE) avec une ambition de gestion intégrée de la ressource en eau. En 2000, à l'échelle Européenne, la DCE (directive 2000/60) vise à « donner une cohérence à l'ensemble de la législation avec une politique communautaire globale dans le domaine de l'eau ». En 2006, la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (Lema) vient transposer cette dernière en droit français.

Avec l'essor des problématiques environnementales, la décennie des années 1990 met particulièrement en avant, à l'échelle mondiale, le sujet de l'eau. La conférence internationale sur l'eau et l'environnement de Dublin en 1992 aboutit au constat que la situation mondiale de l'eau est en danger et qu'elle doit être l'objet de mesures de gestion. Au sommet de Rio, l'Agenda 21 consacre un chapitre à ce sujet « *Agenda 21 chapitre 18. Protection des ressources en eau douce et de leur qualité : application d'approches intégrées de la mise en valeur, de la gestion et de l'utilisation des ressources en eau.* » et propose notamment une « Protection des ressources en eau, de la qualité de l'eau et des écosystèmes aquatiques ». De formulation très « ressource » centrée, cela n'empêche pas une coévolution des sphères scientifiques qui tendent à une approche intégrative pour une meilleure compréhension des

processus en jeu. En effet, James et Marcus (2006), font remarquer que, par exemple, le 26th Binghamton Symposium in Geomorphology de 1995 est une bonne illustration du développement des liens qui se développent entre écologie, géomorphologie et science sociale à cette période-là : *"Integrated approaches, described later, require geomorphic expertise in river processes and should include an assessment of the key contemporary and historic physical, ecological, and social controls on river change. These needs call for geomorphic studies to go beyond physical processes to examine also social aspects of river systems such as economic pressures, land-use policies, and historical development"*.

Ainsi, il semblerait que, découlant d'un questionnement multi-scalaire, la problématique de la gestion et la restauration des espaces aquatiques continentaux ait, tout comme ce qui s'étudie selon une dimension systémique, assez rapidement pris le chemin de l'interdisciplinarité.

3. Comment (dys-) fonctionne un cours d'eau (de l'Anthropocène) ?

"Human pressures have now reached a state where the continental aquatic systems can no longer be considered as being controlled by only Earth system processes, thus defining a new era, the Anthropocene." (Meybeck, 2003).

Comme le constate la communauté scientifique, les cours d'eau de l'Anthropocène ne sont plus contrôlés uniquement par des processus naturels. Avant de nous intéresser aux altérations de la dynamique des cours d'eau, nous commencerons par un résumé du « b.a.-ba » concernant les cours d'eau « naturels » et leur fonctionnement, avant de bifurquer sur les pressions, les altérations et leurs impacts.

3.1. L'équilibre dynamique des cours d'eau naturels

Le concept d'équilibre dynamique des cours d'eau implique l'ajustement entre des variables de contrôle qui modèlent l'aspect physique du cours d'eau (débit liquide, débit solide, pente et géométrie des reliefs, caractéristiques sédimentaires, couvert végétal, etc.) et des réponses du cours d'eau appelées ajustements (caractéristiques morphologiques du lit, sinuosité, etc.). Cet équilibre est ce vers quoi tendent les cours d'eau dont la dynamique est « naturelle », c'est-à-dire, pas ou peu impactée par les activités humaines.

Des cours d'eau en quatre dimensions

Les écosystèmes lotiques ont un niveau élevé d'hétérogénéité spatio-temporelle qui se manifeste sur quatre dimensions :

- longitudinale : liaisons amont-aval,
- latérale : échanges de matière et d'énergie entre le cours d'eau et ses espaces rivulaires,
- verticale : échanges chenal - compartiment hyporhéique et en superposition
- temporelle, de façon superposée, dans une expression multi-scalaire (de l'interaction immédiate à la trajectoire évolutive) (Ward, 1989 ; Figure 3).

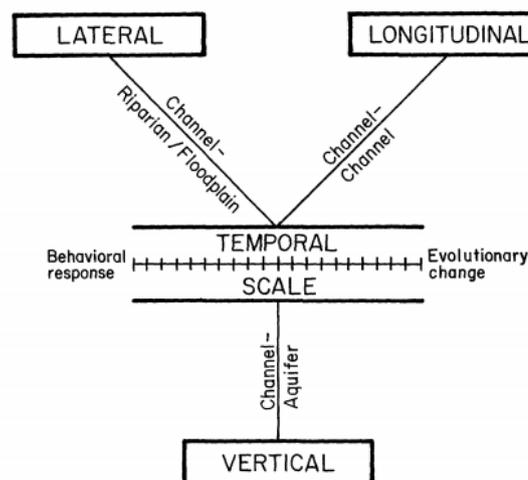


Figure 3 : Concept des quatre dimensions d'un cours d'eau (Ward, 1989)

L'équilibre débit liquide/débit solide

La balance de Lane (1954) est souvent utilisée pour illustrer l'équilibre entre le débit liquide qui, en fonction de la pente d'énergie, fournit une puissance disponible pour le transport et le débit solide (Figure 4). En fonction de sa granulométrie et de la puissance du débit liquide, le sédiment est transporté (Figure 4.b) ou bien déposé le long du linéaire (Figure 4.c).

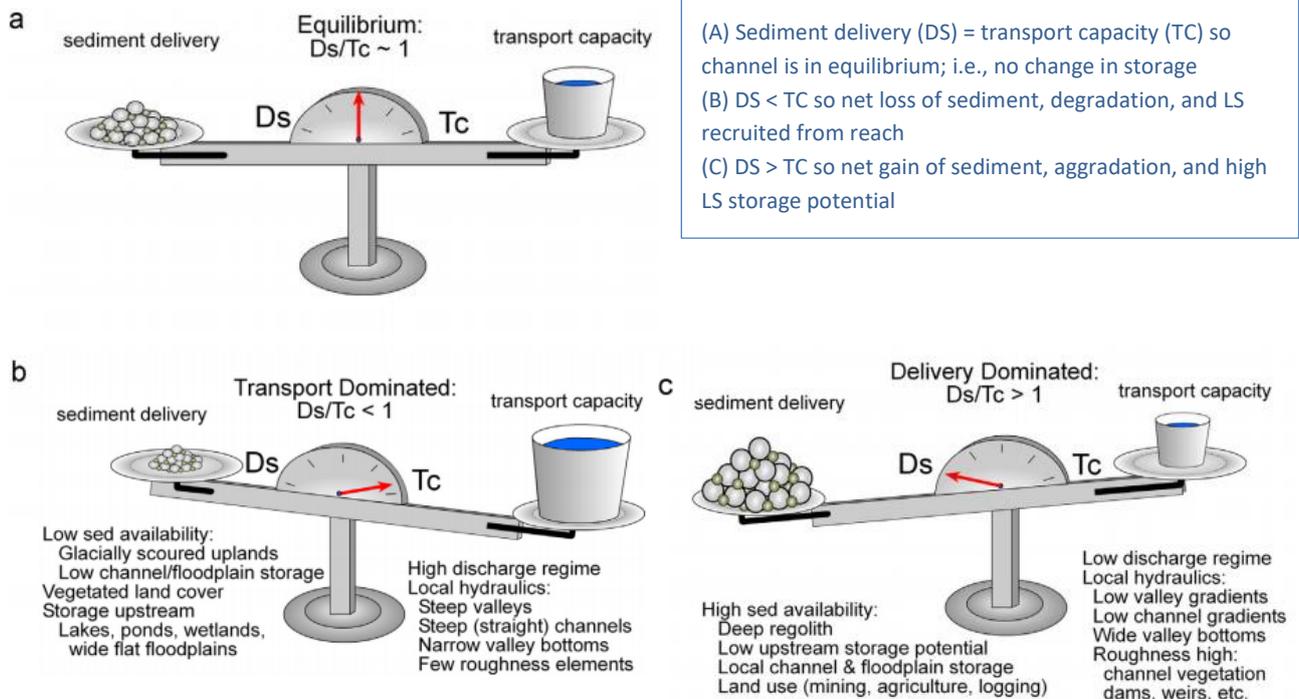


Figure 4 : Illustration de la balance de Lane (adapté par James, 2013)

Les zonations de l'hydrosystème

Certaines sections de la rivière correspondent à des zones privilégiées d'érosion et d'autres à des zones de dépôts. Re transcrite par l'emboîtement schématisé de l'hydrosystème (Schumm, 1977), il existe une caractérisation longitudinale en trois parties :

- une zone de production en amont favorable aux processus de production primaire externe de sédiments grossiers,
- une zone de transfert où il y a transport vers l'aval de la charge sédimentaire. Les apports de la zone de transfert peuvent provenir du stock alluvial du cours d'eau (stock du lit mineur en dynamique de transit vers l'aval) ou encore du stock du lit majeur et des terrasses qui s'ajoute à la charge sédimentaire en transit via des processus d'érosion latérale.
- une zone de stockage à l'aval avec dépôt de charge sédimentaire, qui, après avoir transitée dans le bassin versant présente une granulométrie plus fine.

Le budget sédimentaire

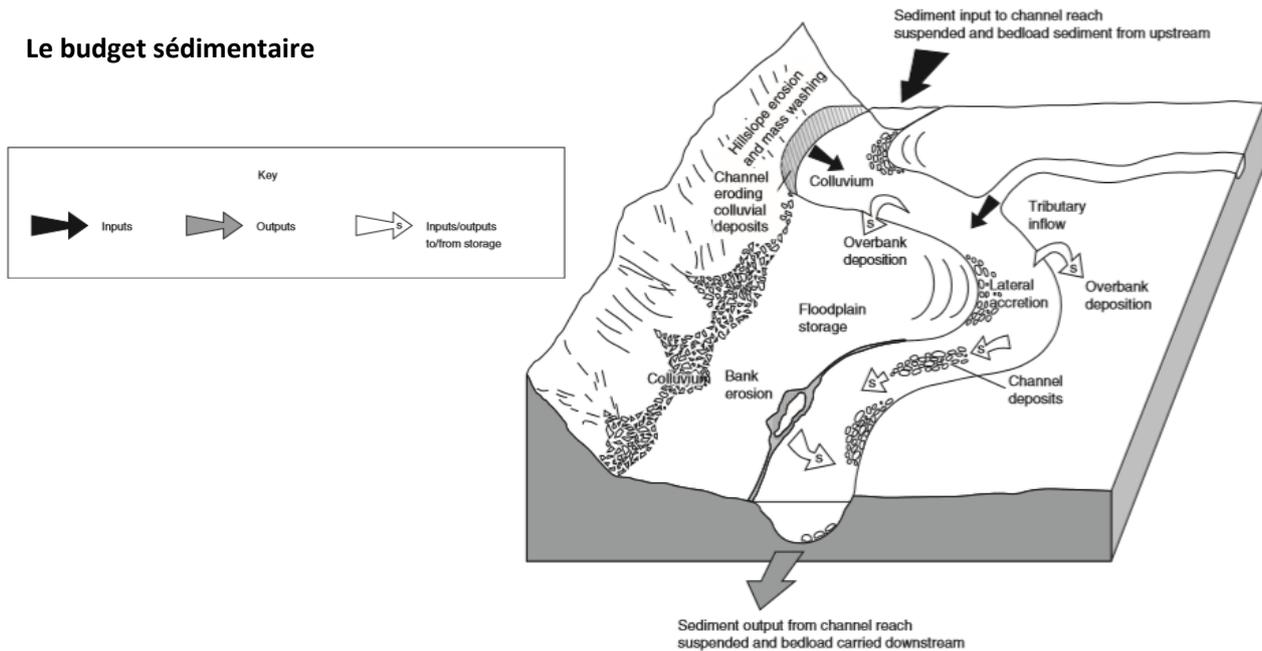


Figure 5 : Composantes du budget sédimentaire à l'échelle d'un tronçon de rivière (Charlton *et al.*, 2009)

L'analyse du budget sédimentaire est une approche quantitative, utilisée pour décrire les entrées, le transfert, le stockage et les sorties de sédiments d'un système géomorphologique (Figure 5). Ils peuvent être réalisés à différentes échelles, du tronçon jusqu'au bassin versant (Reid et Dunne, 2016 ; Dietrich et Dunne, 1978).

La charge sédimentaire est constituée à partir de la production primaire (apports externes) et de la remise en mouvement des stocks du cours d'eau (apports internes). La production primaire (externe) de sédiments résulte de processus gravitaires, de processus d'ablation de la roche mère ou encore de processus d'érosion entraînant un détachement de matière. Les sédiments peuvent être stockés sur les pentes des bassins versants sous forme de cônes et de talus d'éboulis, de colluvions (= dépôts de pente), de moraines (=amas de débris rocheux érodés et transportés par un glacier), etc.

Les matériaux arrivent plus ou moins directement jusqu'au lit du cours d'eau suite à des écroulements directs, par des processus relais (types tabliers d'éboulis), par reptation (déplacement de particules au sein d'une formation meuble de bassin versant) ou encore suite à des glissements de terrain (décollement des horizons dû à l'eau d'infiltration).

Les apports internes, quant à eux, correspondent au stock alluvial du cours d'eau (stock du lit mineur en dynamique de transit vers l'aval) ainsi qu'au stock du lit majeur et des terrasses alluviales. Ils intègrent la charge sédimentaire par des processus d'érosion latérale (Figure 6.a).

Les facteurs de contrôle de la forme d'un chenal

Des facteurs de contrôle à l'échelle du bassin versant (*Drainage basin controls*) tels que le climat ou la géologie ont un impact sur la formation des sols et la couverture végétale. Ceci conditionne les flux liquides et les entrées sédimentaires le long du continuum fluvial (Figure 6a). Les variables qui contrôlent la forme du chenal sont :

- les facteurs de contrôle à l'échelle du chenal (*Driving variables*) (parfois dits « de 2nd ordre ») : débit liquide et débit solide.
- les conditions limites (*boundary conditions*) : degré de confinement de la vallée, pente du chenal, substratum du lit, végétation riparienne.

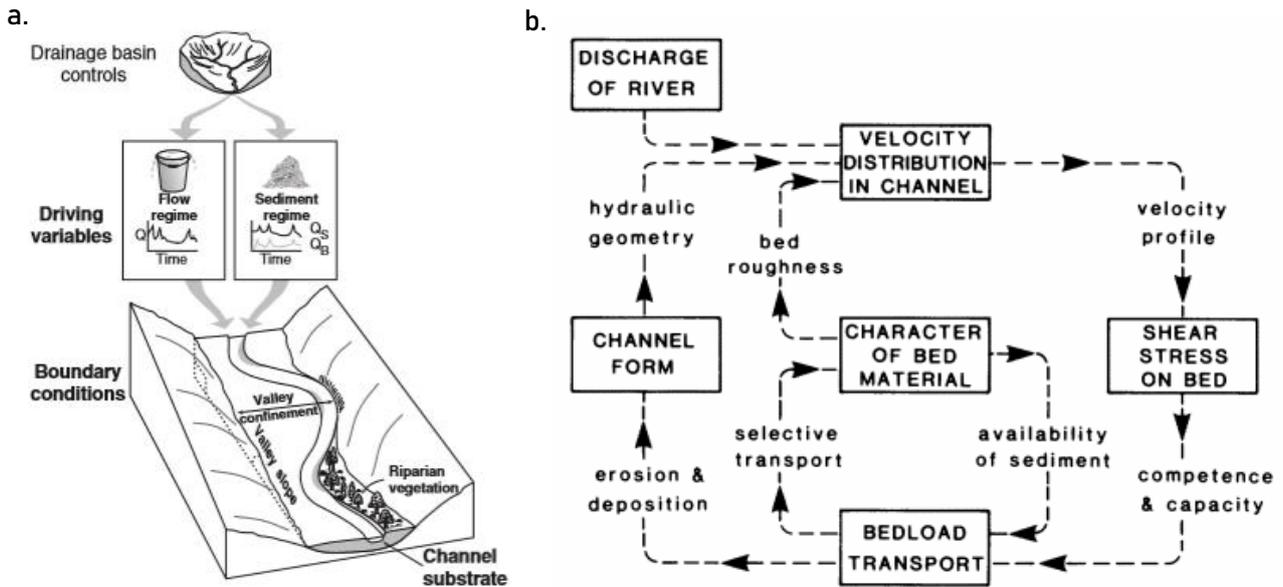


Figure 6 : a. Facteurs de contrôle et conditions limites conditionnant la forme d'un chenal (Charlton *et al.*, 2009) ; b. Interactions entre formes, débit liquide et sédiment des rivières dynamiques proglaciaires (Ashworth and Ferguson, 1986)

Les variables de contrôle et les variables de réponses interagissent avec de nombreux effets de *feedback*, positifs et négatifs. Afin d'illustrer la dynamique des rivières en tresses, Ashworth and Ferguson (1986) proposent le schéma de relations de « causes à effets » présenté en Figure 6.b.

De nombreux paramètres et processus en interaction donnent aux cours d'eau leur forme : le débit liquide selon la répartition des vitesses de courant du chenal impose des contraintes hydrauliques conditionnant le transport sédimentaire, lui-même fonction des caractéristiques des matériaux du lit (disponibilité sédimentaire), qui elles-mêmes, impactent les vitesses de courants. Ces processus sédimentaires façonnent les formes du chenal (érosion et déposition), ce qui affecte la distribution des vitesses puisque la géométrie a un impact sur les processus hydrauliques (Ashworth and Ferguson, 1986). De cette façon, les cours d'eau redessinent continuellement leurs chenaux par l'érosion du chenal (lit et berges) et le remaniement sédimentaire.

Les styles fluviaux

Ainsi, le style fluvial (*channel pattern*) d'un cours d'eau s'inscrit comme variable de réponse aux facteurs de contrôle (Figure 4, 5 et 7). Il est donc à même d'évoluer tout au long du linéaire (Figure 7.a), au gré des changements des variables de contrôle et d'ajustement et des conditions limites.

En conditions naturelles, les deux styles fluviaux les plus communs sont le méandrage (*meandering*) et le tressage (*braiding*) (Figure 7.b). Le style rectiligne (*straight*), après avoir soulevé de nombreux débats, est considéré par la plupart des scientifiques comme étant anthropogénique, puisque quasi-systématiquement le résultat d'interventions de rectification (*e.g.* Bridge, 2009). Il existe d'autres styles fluviaux, moins fréquents, tels que le style anastomosé (*anastomosed*), anabranché (*anabranching*), vagabond (*wandering*) ou encore rectiligne naturel (cas particuliers de zones contraintes par la géologie, la tectonique ou encore le relief).

Dans la description des styles fluviaux, la sinuosité est un paramètre important. Communément, on utilise l'indice de sinuosité pour caractériser les styles. Il correspond au rapport entre la longueur curviligne du thalweg et la distance rectiligne séparant deux inflexions de même sens. Les chenaux

rectilignes présentent donc des indices de sinuosité faibles ($SI < 1,05$) ; les chenaux dits sinueux sont associés à des valeurs intermédiaires ($1,05 < SI < 1,30$ à $1,50$) tandis que ceux à méandres arborescents des valeurs élevées ($SI > 1,30$ à $1,50$) (Schumm, 1985).

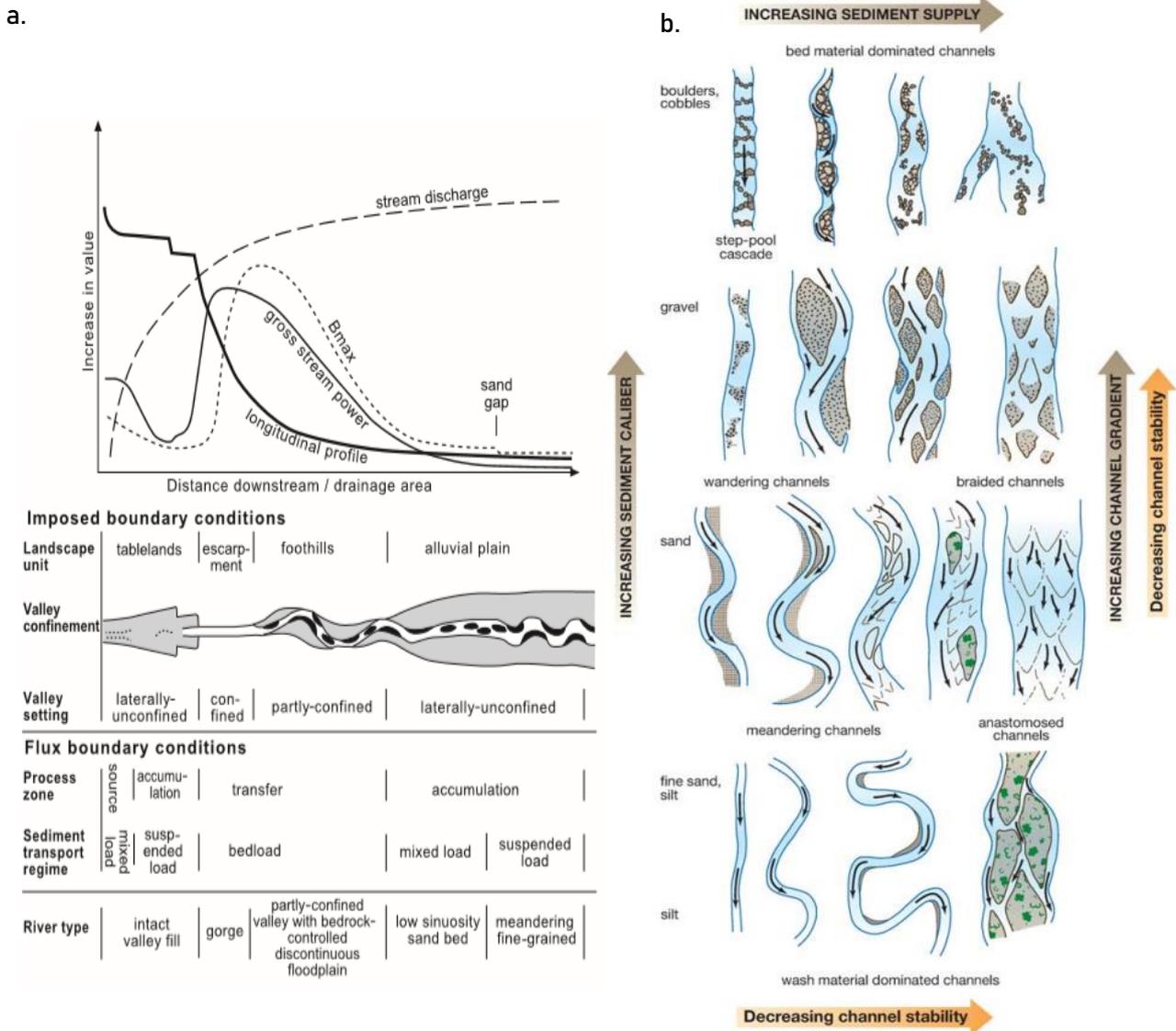


Figure 7 : a. Profil longitudinal classique en contexte tectonique stable (Brierley et Fryirs, 2005) ou B_{max} : *maximum bed material size* ; b. Tracés en plan des chenaux fluviaux et principaux facteurs de contrôle (Church 2006, modifié après Church, 1992, basé sur le concept de Mollard, 1973 et Schumm, 1985)

Les unités géomorphologiques

Des unités géomorphologiques, résultant des processus d'érosion ou de déposition, sont observables à l'intérieur du chenal. Certaines unités géomorphologiques sont caractéristiques de certains styles fluviaux. Par exemple, les *channel benches* sont communs au niveau des cours d'eau rectilignes, les *concave bank bench* et les *point bars*, dans des cours d'eau à méandres tandis que l'on retrouvera majoritairement les *riffle-pool sequences* dans des rivières en tresses et les *step-pools sequences*, dans des sections à fortes pentes (cf. Tableau 3 ; Charlton, 2009 ; Church, 2002 ; Knighton, 1998).

Tableau 3 : Unités géomorphologiques du chenal (Figures et définitions selon Charlton, 2009 ; Knighton, 1998)

Type	Description	Diagram
Channel benches	Flat-topped, elongated, depositional features that form along one or both banks of channels.	<p>High stage Flood plain Bench Low stage Cross-sectional view of channel benches</p>
Concave bank bench	Formed where flow separation occurs at the outer (concave) bank of tightly curving meander bends.	<p>Concave bank bench Concave bank bench Flow separation</p>
Riffle-pool sequence	Periodic undulations in bed elevation where relatively shallow coarse-grained riffles are separated by deeper pools with a spacing of between 5 and 7 times the channel width.	<p>Mean gradient Riffle-pool sequence High water surface Low water Riffle Pool Riffle Pool</p>
Steps and pools	Sequences of steps formed from coarse material separated by relatively still pools.	<p>Mean gradient Step-pool sequence High Water Surface Step Pool Step Pool Low water</p>
Bars	An accumulation of sediment formed within a river channel. Bars are in-channel accumulations of sediment which may be formed from boulders, gravel, sand or silt.	<p>Longitudinal bar Transverse bar</p>

3.2. De l'hydrosystème à l'écosystème

Perspectives géomorphologiques et écologiques

Tel que mentionné en partie 1 de ce chapitre, les années 1990 représentent un tournant dans le rapprochement entre l'hydrogéomorphologie et l'écologie (James et Marcus, 2006). Combiner les perspectives écologiques et géomorphologiques permet une conceptualisation plus poussée du système étudié, couplant structure et fonctionnement afin de mieux appréhender les dynamiques paysagères des cours d'eau (Poole, 2002).

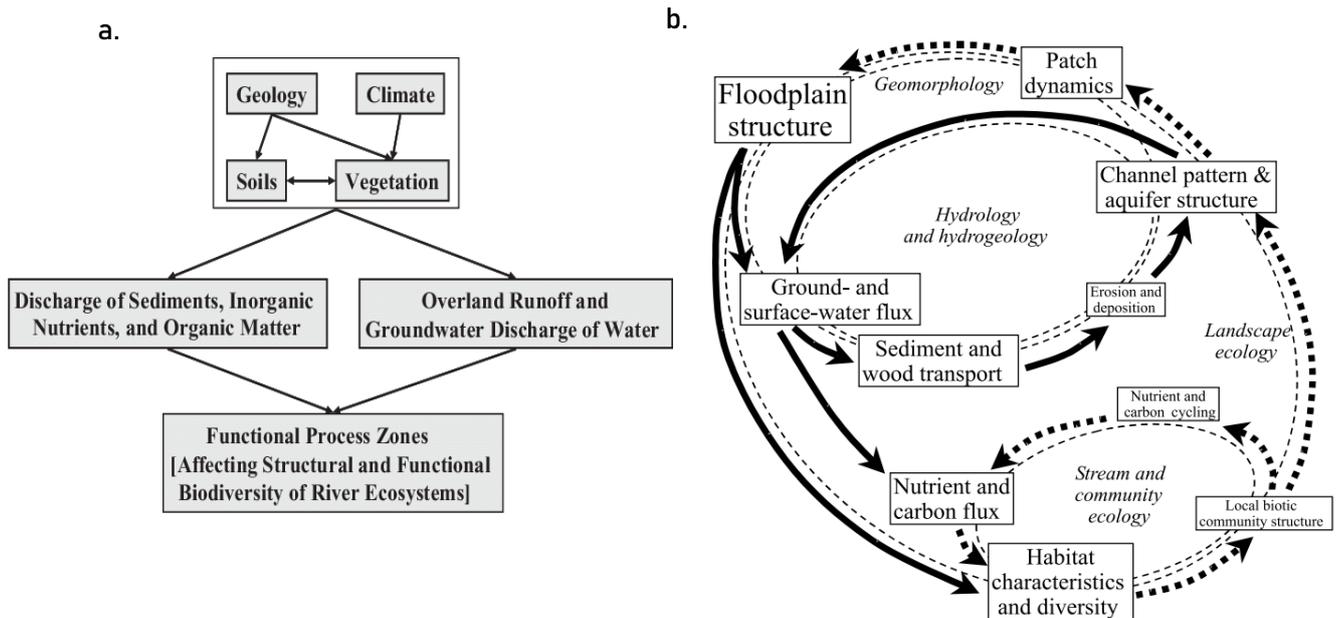


Figure 8 : a. Effets en cascade des conditions terrestres sur le [débit liquide, de sédiments, de nutriments inorganiques, de matières organiques] sur la biocomplexité dans les zones fonctionnelles (Thorp *et al.*, 2006) ; b. Schéma conceptuel de la biocomplexité et de la dynamique du paysage fluvial en plaine alluviale où la taille du texte représente les échelles spatiales et temporelles en relatif, les formes ovales fines en pointillés représentent les mécanismes de rétroaction étudiés principalement par disciplines spécifiées en italique (Poole, 2002)

Les schémas de la Figure 8 sont une illustration de l'imbrication des processus hydrogéomorphologiques et écologiques à la base du fonctionnement des cours d'eau. On retrouve une combinaison en cascade de facteurs de contrôle de premier ordre (géologie, climat, etc.) et de second ordre (débit liquide, etc.) et des paramètres structurants en écologie des rivières (conditions conférées par la géomorphologie, le substrat, les ressources en nutriments, etc.) (Vannote *et al.*, 1980, Newbold *et al.*, 1982). Thorp *et al.* (2006) remarquent que les faciès hydrogéomorphologiques présentent une variabilité au niveau de paramètres physico-chimiques qui sont structurants pour les communautés qui s'y développent (productivité primaire et secondaire, dynamique de la matière organique, spirale des nutriments, composition des communautés, etc.).

Organisation hiérarchisée des hydrosystèmes

Le jeu des échelles spatiale et temporelle (Figure 7.b et Tableau 3) est primordial dans la compréhension des cascades de processus permettant de faire le lien entre fonctionnement physique d'un hydrosystème et communautés vivantes en place (Poole, 2002 ; Ward, 1989).

Tableau 4 : Organisation hiérarchisée des hydrosystèmes et relation aux temps et à l'espace des différentes unités (adapté d'après Poole, 2002 ; d'après Frissell *et al.*, 1986)

System elements	Capacity time scale	Hierarchical scale	
		Plane view	Lateral cross-section
Stream network	10^3 months	Network	Stream segments and hillslopes
Channel segments	10^5-10^6 years	Segment	Lithographic units
Hillslopes			Holocene alluvium, colluvium, and till
Lithographic units			
Segment	10^2 months	Reach	Terrace
Channel reaches	10^3-10^4 years		Active alluvium Streambed
Inundation zones			Colluvium or till Old alluvium
Aquifer zones		Habitat unit	Fine surface deposits
Reach	10^1 months		Coarse alluvium Paleochannel
Habitat units	10^1-10^2 years		Streambed
Coarse geomorphic features		Microhabitat	Colluvium or till
Aquifer strata			Vegetation
Habitat unit	10^0 months		Vegetation
Microhabitats	10^0 months	Microhabitat	Seasonal sand deposit
Fine geomorphic features	10^0-10^1 years		Channel margin Inflow (gravel)
Lenses and deposits			Channel margin (silt) Main pool (sand)
Microhabitat	10^{-1} months	Microhabitat	Seasonal silt deposit Streambed gravels
Aquatic habitat	$10^{-1}-10^0$ years		Tailout (gravel) Fines Log
Terrestrial habitat features			Organics
Local interstitial network		Microhabitat	Sands
			Bark on log
			Leaf pack
			Gravel deposit
			Sand deposit

Les cinq niveaux hiérarchiques emboîtés que l'on retrouve classiquement été, dans l'ordre décroissant de taille, les bassins versants (*stream networks*), les secteurs fonctionnels (*segments*), les ensembles fonctionnels (*reaches*), les unités fonctionnelles (*habitat units*) et les microhabitats (Tableau 4). Dans ce cadre où l'on représente un écosystème lotique comme une mosaïque d'unités dynamiques hiérarchisées, la structure physique de toute unité est influencée à la fois par le contexte structurel fourni par l'unité englobante et par les métastructures des sous-unités constitutives (Poole, 2002). Les contrôles *top-down* (descendants) et *bottom-up* (ascendants) interagissent dans des boucles de rétroaction qui opèrent en cascades à travers les différentes unités hiérarchiques (Figure 9 ; Poole, 2002 ; O'Neill *et al.*, 1986). Ces interactions intra et inter-scalaires déterminent les propriétés et le

fonctionnement du système concerné (Brierley and Fryirs, 2005 ; Poole, 2002 ; Ward, 1989). Ainsi, des caractéristiques qui varient sur de petites échelles spatiales et temporelles sont contraintes par des limites fixées par des caractéristiques qui varient à grande échelle. Aussi, les variations à grandes échelles entraînent, dans des contrôles top-down, une variation importante des caractéristiques à petite échelle.

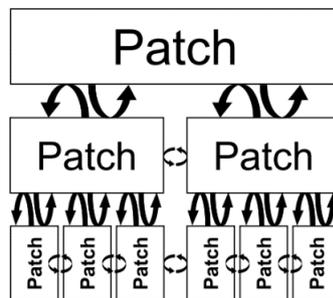


Figure 9 : Interactions entre unités dynamiques hiérarchisées (Poole, 2002) ; chaque ligne représente le même paysage divisé en unités d'échelles spatiales différentes. Les flèches représentent des interactions et rétroactions entre les différentes unités

Les durées ("*Capacity time scale*", Tableau 4) correspondent aux temporalités des processus opérant à l'échelle de l'unité fonctionnelle spécifiée. Elles donnent une idée de la répercussion temporelle d'une perturbation des processus d'un système selon l'échelle de l'unité d'observation. De cette façon, elles permettent de cadrer temporellement le potentiel de récupération des systèmes et de définir un niveau d'ambition en termes de restauration. Il s'agit aussi de bien comprendre l'imbrication des processus entre eux et notamment le lien entre processus hydrogéomorphologiques et les attributs géomorphologiques qui en découlent. Ces attributs sont à la base de la structuration des habitats et de leur complexité. Ils conditionnent ainsi certains paramètres structurants du biotope. De ce fait, les pressions anthropiques ont des effets complexes qui peuvent s'exercer sur les processus et compartiments des systèmes fluviaux et avoir des impacts multi-scalaire (Figure 10).

Ceci nous permet de faire la transition avec les parties suivantes qui abordent les pressions anthropiques, leurs impacts sur le fonctionnement des cours d'eau et les stratégies de gestion.

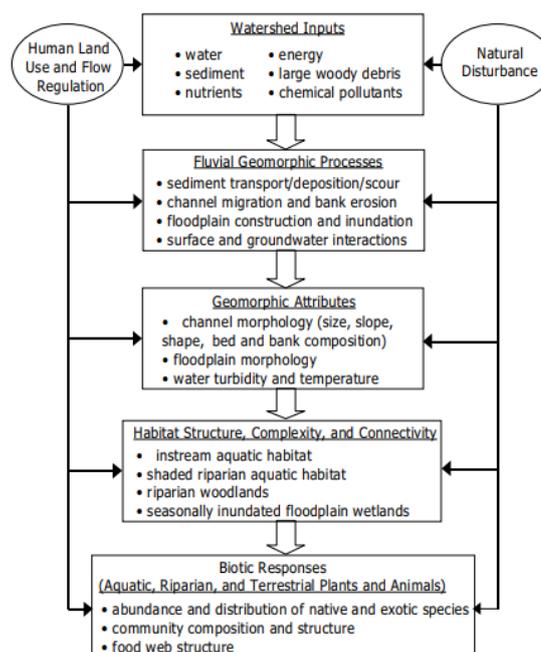


Figure 10 : Modèle conceptuel des relations entre compartiments physiques et écologiques au sein d'un système fluvial anthropisé (Stillwater, 2002)

3.3. Les pressions et leurs impacts sur les cours d'eau

En guise d'introduction à cette troisième sous-partie, commençons par quelques chiffres clefs. Les débits liquides/débit solides qui sont à la base des processus hydrogéomorphologiques ont connu des modifications majeures au temps de l'Anthropocène (Figure 11). Parmi les exemples les plus impressionnants, il a été évalué que certains fleuves dotés de grands réservoirs comme le Cauvery, l'Asi, le Rio Grande, l'Ebre, la Volta, etc, ont vu leur charge sédimentaire réduire de plus de 90%, voire de 100% dans le cas du Colorado et du Nil (Bravard, 2018 ; Syvitski et Kettner, 2011 ; Milliman et Warnworth, 2011 ; Walling ; 2012).

Une approche SIG datant de 2003 estimait que l'interception du débit liquide annuel du globe s'élevait à 40%, soit l'équivalent de 15 800 km³ immobilisés par plus de 633 grands réservoirs et 40 000 petites retenues. En 2012, le pourcentage estimé est même réévalué à 50%. La réduction du flux sédimentaire a, quant à elle, été estimée de 25 à 30% (soit 4-5 Gt/an en moins sur un total de 15-25Gt arrivant aux océans) (Bravard, 2018 ; Syvitski et Kettner, 2011 ; Walling, 2012).

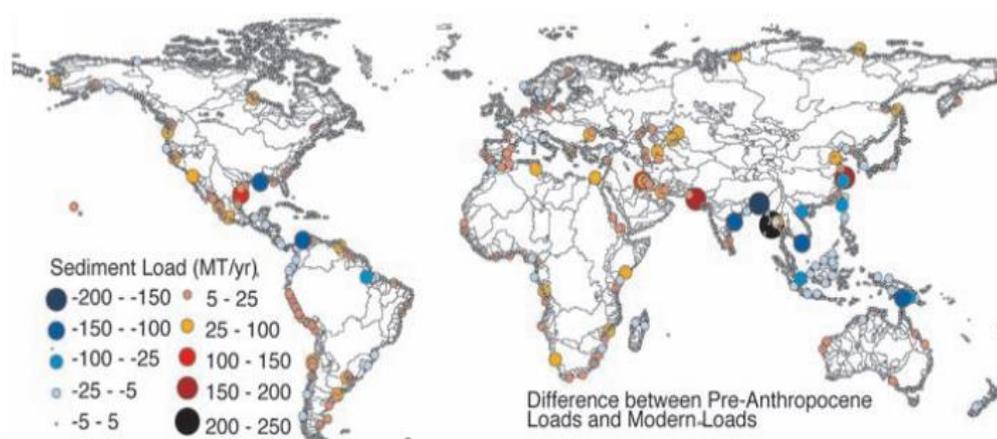


Figure 11 : Carte des différences entre charge sédimentaire "pré-anthropocène" et moderne (QRT model prédictions) (Syvitski et Kettner, 2005)

Pressions externes/internes sur les systèmes fluviaux

Il est possible de distinguer les pressions sur les systèmes fluviaux selon leur caractère interne ou externe. Les pressions externes peuvent être la conséquence des modes de gestion et d'entretien des cours d'eau (gestion du risque d'inondation, des problèmes de salinisation, etc.), des changements environnementaux et sociétaux globaux (réchauffement climatique, pression qualitative et quantitative sur la ressource en eau). Les pressions internes, quant à elles, opèrent directement sur le compartiment fluvial. Elles concernent par exemple la régulation des débits, les changements d'occupation du sol ou encore la modification des ripisylves et de leur entretien (Brierley and Fryirs, 2005).

Aménagements et pressions sur les cours d'eau

Depuis le 11^{ème} siècle, les cours d'eau européens sont sujets à des travaux d'endiguements (protection contre les inondations, délimitations cadastrales) et servent à la navigation et l'activité de pêche, d'abord de façon subsistante, puis de façon commerciale dès les 16 et 17^{ème} siècles (Petts, 1987). Lewin (2013) distingue quatre phases au cours des siècles suivants. Il décrit la période de 1700-1800 comme une phase de développement qui répond à des enjeux agricoles (plaines dès lors compartimentées, drainées et aménagées pour l'irrigation), de transports (construction de routes et

fossés dans les plaines, chemins de halage en bordure de cours d'eau) et de protection contre les crues (remblais, barrages). Habersack et Piégay (2007) notent qu'avant le 19^{ème} siècle, les aménagements restent ponctuels et ne modifient pas complètement la morphologie et les processus sédimentaires.

Au 19^{ème} siècle, le développement s'intensifie : partout en Europe (Figure 12, Tableau 5), de nombreux aménagements ont été effectués afin de « dompter » les cours d'eau et de faciliter leur exploitation. Lewin décrit aussi cette phase comme une période de contamination (1800-1880), marquée par le développement des industries et des villes (rejets d'effluents).

Les travaux d'ingénierie se généralisent et ont pour conséquence de modifier drastiquement la géométrie des cours d'eau afin d'en améliorer les conditions de navigation, de protéger des inondations, d'augmenter la capacité de drainage, de gagner des surfaces agricoles, etc.

Lewin observe que la période 1880-1960 correspond à une période de régulation des cours d'eau (optimisation de l'approvisionnement) et d'expansion suburbaine.

En outre, l'activité de construction de barrages croît doucement au début du 20^{ème} siècle mais c'est après la Seconde Guerre Mondiale qu'elle s'accélère, principalement motivée par des enjeux de production hydroélectrique.

La fin du 20^{ème} siècle est marquée par l'arrivée des activités récréatives et des programmes environnementaux.

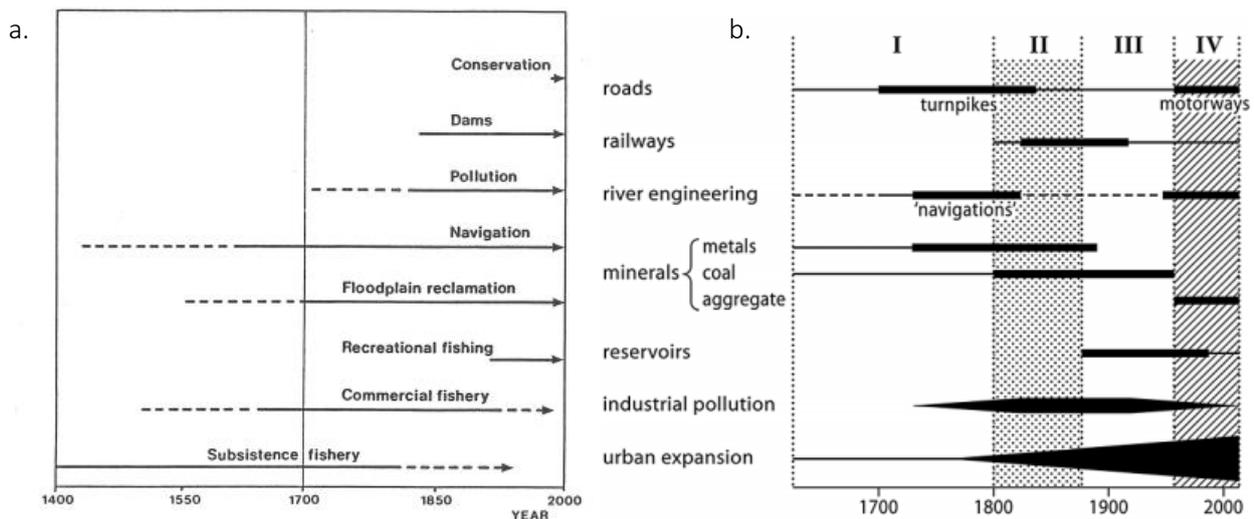


Figure 12 : a. Séquence historique du développement au niveau des cours d'eau d'Europe (Petts, 1987) ; b. Phases d'aménagements et pressions sur les plaines alluviales depuis 1700 (Lewin, 2013)

Les conséquences des aménagements s'expriment alors de façon cumulative, et ce, dans un contexte de forte modification des bassins versants (changements d'occupation du sol, travaux de restauration de montagne, etc).

Tableau 5 : Impacts et aménagements communément rencontrés sur les rivières européennes (Habersack and Piégay, 2007)

	Countries	Peak flow lowering by upstream dam	Upstream sediment trapping	In-channel works provoking degradation (mining, groins for navigation)	Bank protections to prevent channel movement	Embankment/ impact on flooding	Discharge lowering in a by-passed channel	Riparian encroachment in the active bars	Groundwater lowering and riparian dewatering
Rhine River	G-F	X	X	X	X	X	X		X
Upper Rhine River	A-CH		X	X	X	X			X
Rhône River	F		X	X		X		X	X
Arve River	F		X	X	X				
Drôme River	F		X	X					
Durance River	F	X	X				X		
Isère River	F							X	
Doubs River	F			X					
Ain River	F	X	X						
Danube River	G-A		X	X	X	X			X
Drau River	A		X	X	X	X			X
Sulm River	A				X	X			
Lech River	G-A		X		X	X			
Großache River	A		X		X	X			
Gail River	A		X	X	X	X			
Salzach River	G-A		X	X	X	X			X
Isar River	G		X	X	X	X	X	X	X
Thur River	CH		X	X	X	X			X
Emme River	CH		X	X	X	X			X
Tagliamento River	I			X	X	X		X	X
Piave River	I		X	X	X	X		X	X
Brenta River	I		X	X	X	X		X	X
Gesso River	I	X	X	X	X	X			X
Adda River	I	X	X	X	X	X			X
Dora Baltea River	I			X	X			X	X

Note: G, Germany; A, Austria; F, France; CH, Switzerland; I, Italy; rivers selected based on existing restoration projects.

Acknowledgement: M. Rinaldi, D. Sogni, N. Surian (Italy); M. Jaeggi, B. Zarn (Switzerland); Schaipp (Bavaria); J.N. Gautier (France).

Impacts sur les cours d'eau

Quand les modifications des propriétés biophysiques des rivières sont observées au niveau du chenal et de ses rives, elles sont qualifiées de directes : par exemple, la régulation des débits afin de répondre à des besoins d'approvisionnement en eau ou ceux de l'hydroélectricité. C'est aussi le cas des travaux de rectification, des extractions de sédiments, des actions de gestion des ripisylves et du bois mort.

Lorsque les impacts sont qualifiés d'indirects, il s'agit d'ajustements secondaires résultant de changements au niveau du bassin versant (Brierley and Fryirs, 2005 ; Park, 1977). Ceux-ci peuvent, entre autres, avoir un impact sur les débits liquides et/ou solides : les changements d'occupation des sols jouent notamment sur la rugosité, l'érodabilité, la perméabilité, le ruissellement, la surface de drainage, la composition chimiques des sols, etc. Ainsi, le déboisement, les modifications des pratiques agricoles, les travaux de stabilisation des versants, les activités minières et plus globalement, l'urbanisation, l'industrialisation participent à l'altération des propriétés biophysiques des rivières (Brierley and Fryirs, 2005 ; Brookes, 1994 ; Brookes, 1988).

Les pressions sont donc étudiées au regard des impacts qu'elles provoquent à différentes échelles sur les processus hydrogéomorphologiques et écologiques (Tableau 6). A titre d'exemple, le compactage du sol et la création de surfaces imperméables (par exemple les toits, les chaussées) réduisent l'infiltration, augmentent les surfaces de ruissellement et à l'échelle du bassin versant, et ont in fine un impact sur les caractéristiques du débit liquide du cours d'eau (quantité ruisselée/infiltrée, temps de concentration, etc).

Tableau 6 : Processus opérant dans les écosystèmes fluviaux et leurs impacts à l'échelle du bassin versant, du chenal (Roni and Beechie, 2013)

Ecosystem feature	Process	Common impacts
Watershed-scale processes		
Sediment	-Surface erosion -Mass wasting -Soil creep	-Increased surface erosion by tilling (cultivation), grazing, construction and use of unpaved roads, land development -Increased landslide rates by logging (reduced root strength) or road construction (failure of sidecast or crossing fills), impervious areas increase runoff and erosion rates -Not commonly impacted by human activity
Water	-Interception -Snow accumulation and melt -Surface runoff -Subsurface flow	-Removal of vegetation (especially trees) reduces interception and increases amount of precipitation reaching the ground -Removal of conifer trees increases snow accumulation on the ground and increases melt rate through higher wind velocities -Soil compaction and creation of impervious surfaces (e.g. roofs, pavement) reduces infiltration, and increases runoff -Excavation for roads or other construction intercepts water
Nutrients/ pollutants	-Nutrient production -Nutrient/pollutant delivery -Trace metal production and delivery -Pesticide delivery	-Application of fertilizers to crops or lawns increases nutrient supply to rivers -Vegetation removal increases nutrient delivery via surface runoff or subsurface flow -Urbanization increases production of trace metals and other pollutants, and paved areas increase delivery to streams -Application of pesticides in urban, agriculture, and forested areas introduces alien substances to streams
Reach-scale processes		
Sediment	-Transport and storage in channel -Floodplain building	-Gravel mining or dredging, construction of dams, removal of beaver dams -Elimination of floodplain sediment deposition by dikes or levees
Water	-Routing and stream flow -Flood storage	-Alteration of flow regime by dams, abstraction for human uses -Increased flood storage by dam construction, decreased flood storage by dike or levee construction
Riparian vegetation	-Shading -Root reinforcement of banks -Wood supply -Sediment retention -Litter fall	-Removal of canopy trees -Mechanical removal of bank vegetation, grazing or trampling of bank vegetation by livestock -Removal of large trees within the recruitment zone (equivalent to tree height) -Livestock grazing or trampling of vegetation that traps suspended sediment -Removal of trees that provide leaf litter, needles and branches to streams
Channel and floodplain dynamics	-Channel movement, floodplain turnover, floodplain channel formation -Pool formation by wood -Habitat formation by beaver dams	-Bank armoring or levees prevent bank erosion and channel migration, dredging or channel incision may reduce connectivity between the channel and floodplain habitats -Wood removal from channels reduces frequency and depths of pools, dam construction can reduce supply of wood from upstream and reduce pool formation -Removal of beaver or beaver dams reduces area of pond habitats
Instream biological processes	-Migration -Primary and secondary production	-Dams and other blockages to fish migration alter species ranges and local community composition -Pesticides can reduce algae or invertebrate production
Direct manipulation of ecosystem features		
Habitat diversity	-Hydraulics and sediment transport	-Dredging and wood removal from river channels alters hydraulics and
Species composition	-Species interactions	-Addition or removal of species alters food webs and community composition

De la modification des propriétés à celle des processus, notion d'altération

Au-delà du constat de la modification directe ou indirecte (ajustements secondaires qui présument déjà de relations de cause à effet) d'une propriété, le glissement conceptuel de la propriété au système est intéressant. Il est finalement du même ordre que celui associé à la prise de conscience de l'Anthropocène : son impact est tel que l'humain ne modifie plus seulement les propriétés mais devient une force majeure qui altère (notion d'altération) les dynamiques et les processus « naturels ».

4. Quelles stratégies de gestion/réhabilitation pour les cours d'eau de l'Anthropocène ?

Nous avons vu que les stratégies de gestion et de réhabilitation ne se conçoivent pas sans ancrage conceptuel et sociétal, ni sans compréhension du fonctionnement biophysique des hydrosystèmes. Ainsi, les programmes actuels de restauration s'inscrivent communément sous le signe du compromis multifonctionnel (Habersack et Piégay, 2008) mêlant objectifs écologiques (biodiversité, fonctionnement des écosystèmes, etc.) et réponses aux besoins sociétaux (usages ordinaires, fonctionnalité des écosystèmes ou services écosystémiques, etc).

Des cadres conceptuels intégratifs

Différents cadres conceptuels sont présentés en Figure 13. Ce sont, en quelques sortes, des versions plus poussées et adaptées aux cours d'eau, du fameux « D.P.S.I.R ». On y retrouve, de façon plus développée, les différents éléments qui décrivent des *drivers*, des pressions, des états ou processus, des impacts et des réponses sociétales. Evidemment, ces diagrammes, en tant que tels, ont tendance à la simplification et à la compartimentation. Néanmoins, ils ont l'avantage d'aider à l'identification des interactions et permettent le ciblage des actions à entreprendre en fonction des ambitions de restauration.

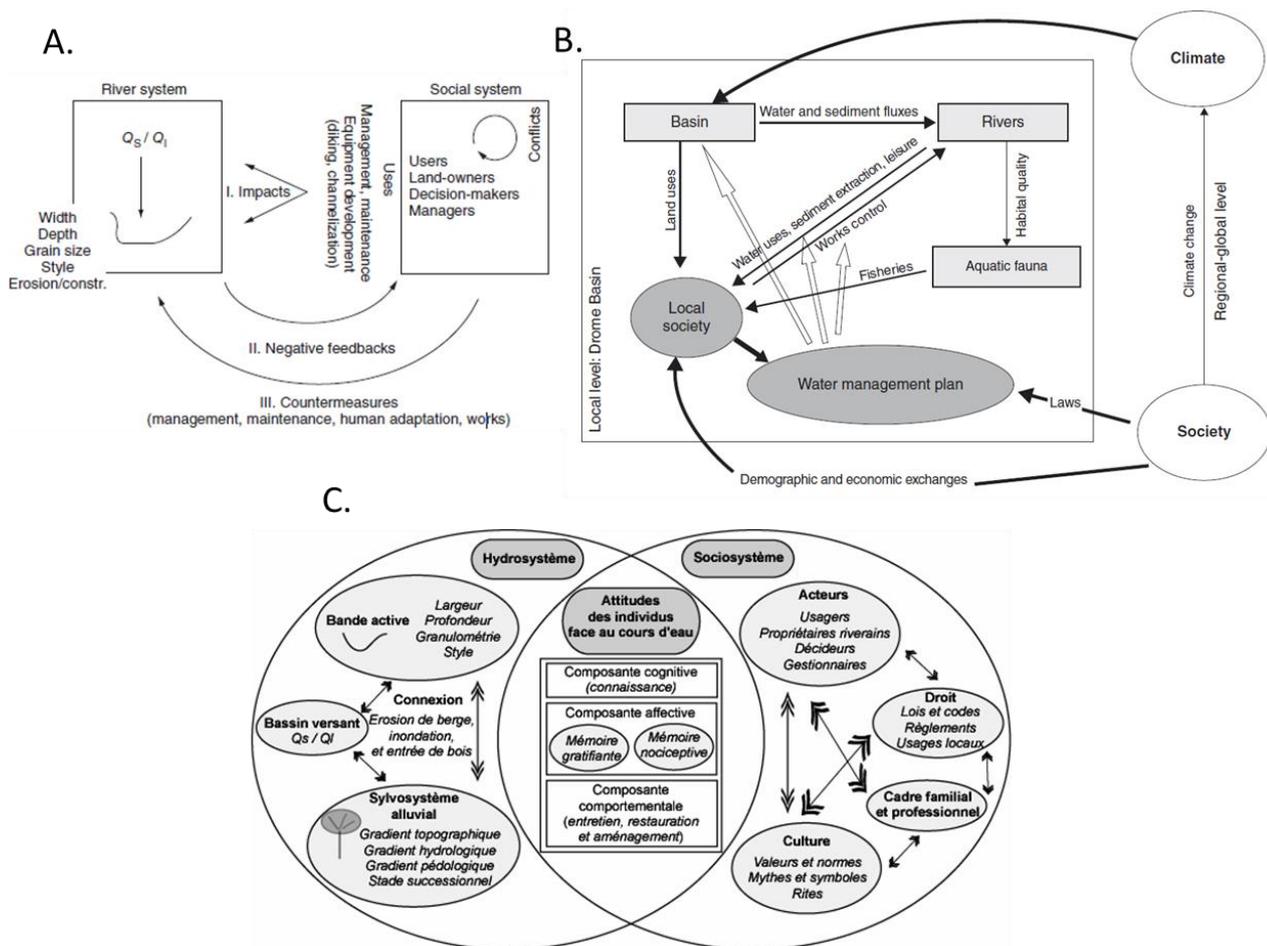


Figure 13 : exemples de cadres conceptuels des relations Société-Hydrosystèmes (issu de Piégay *et al.*, 2018, adapté de Piégay *et al.*, 2016 ; Pont *et al.*, 2009 ; Le Lay et Piégay, 2007).

Le concept de trajectoire plutôt que le modèle d'équilibre métastable

Les débats conceptuels concernant la restauration et la réhabilitation (Chapitre 1 Section 2) s'opposaient sur l'objectif à atteindre : la première visait un « état de référence » tandis que la seconde un bon fonctionnement. La compréhension du fonctionnement des hydrosystèmes (partie B.1 et B.2) a permis de mieux appréhender les altérations des processus hydromorphologiques et écologiques (partie B.3) et d'emmener les programmes vers une restauration des processus, plutôt que de viser une référence historique en décalage avec ce que le fonctionnement actuel est capable de faire perdurer (Beechie *et al.*, 2010 ; Dufour et Piégay, 2009 ; Adam *et al.*, 2006, Wohl *et al.*, 2004).

Ainsi, concevoir les hydrosystèmes dans une trajectoire temporelle où l'évolution de leur fonctionnement est prise en compte permet de se détacher de l'idée de réversibilité des ajustements et réfute le concept d'équilibre dynamique métastable (Figure 14.a). Dans le concept de trajectoire (Figure 14.b), on considère que « chaque corridor fluvial suit une trajectoire non linéaire complexe où des cycles, des tendances à long terme et à court terme s'entremêlent » (Dufour et Piégay, 2009).

L'idée de la réhabilitation est alors d'adapter les actions à entreprendre selon la potentialité du système dans l'optique de le rendre « fonctionnant », ce n'est donc pas de restaurer les caractéristiques d'un fonctionnement passé qui ne saurait s'entretenir dans les conditions actuelles.

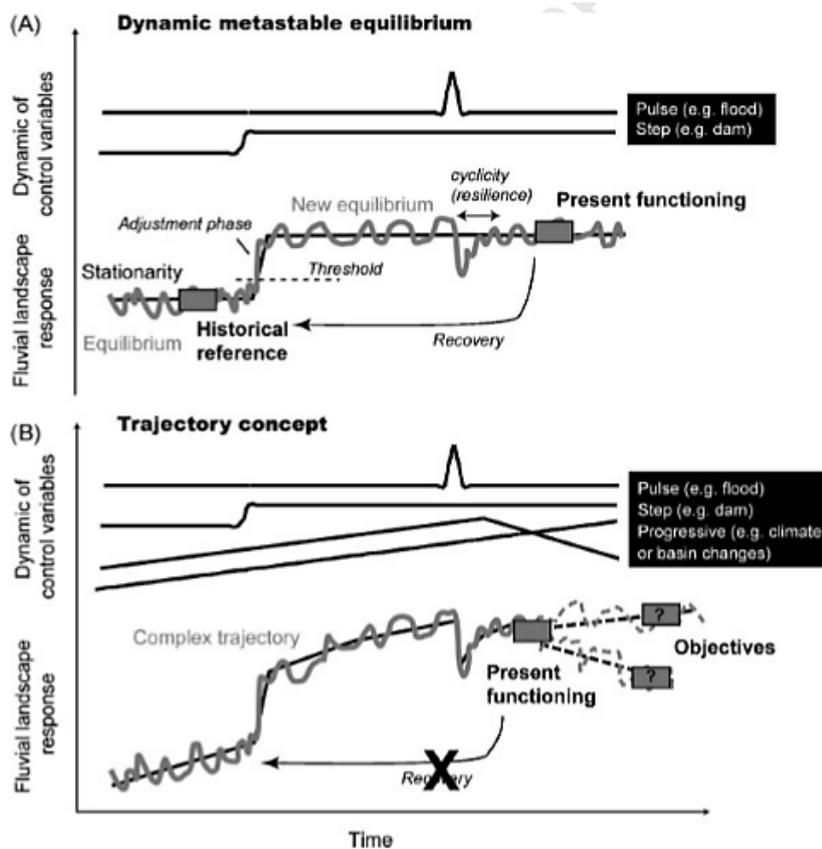


Figure 14 : Confrontation du modèle d'équilibre dynamique métastable (a) et du concept de trajectoire (b) (Piégay *et al.*, 2018)

La caractérisation géomorphologique des systèmes fluviaux

La caractérisation géomorphologique des systèmes fluviaux fait souvent appelle à des analyses comparatives, multi-scalaires et diachroniques, inscrivant les unités d'étude au sein de leur bassin versant (Piégay and Schumm, 2003, Brierley and Fryirs, 2005).

L'état des lieux géomorphologique, la caractérisation sédimentaire et l'étude des pressions sont souvent réalisés de façon approfondie sur un site « pilote », on parle alors d'approche « monographique », en reprenant la terminologie proposée par Piégay et Schumm (2003). Les analyses comparatives, dans l'espace et le temps (synchrones/diachroniques) en multi-tronçons, et selon différentes échelles sont souvent réalisées dans le cadre de projets de réhabilitation multi-sites. En outre, les analyses de similarité et de connectivité sont des approches courantes effectuées dans le but d'obtenir une caractérisation poussée du système et de comprendre les processus et des facteurs de contrôle impliqués (Figure 15).

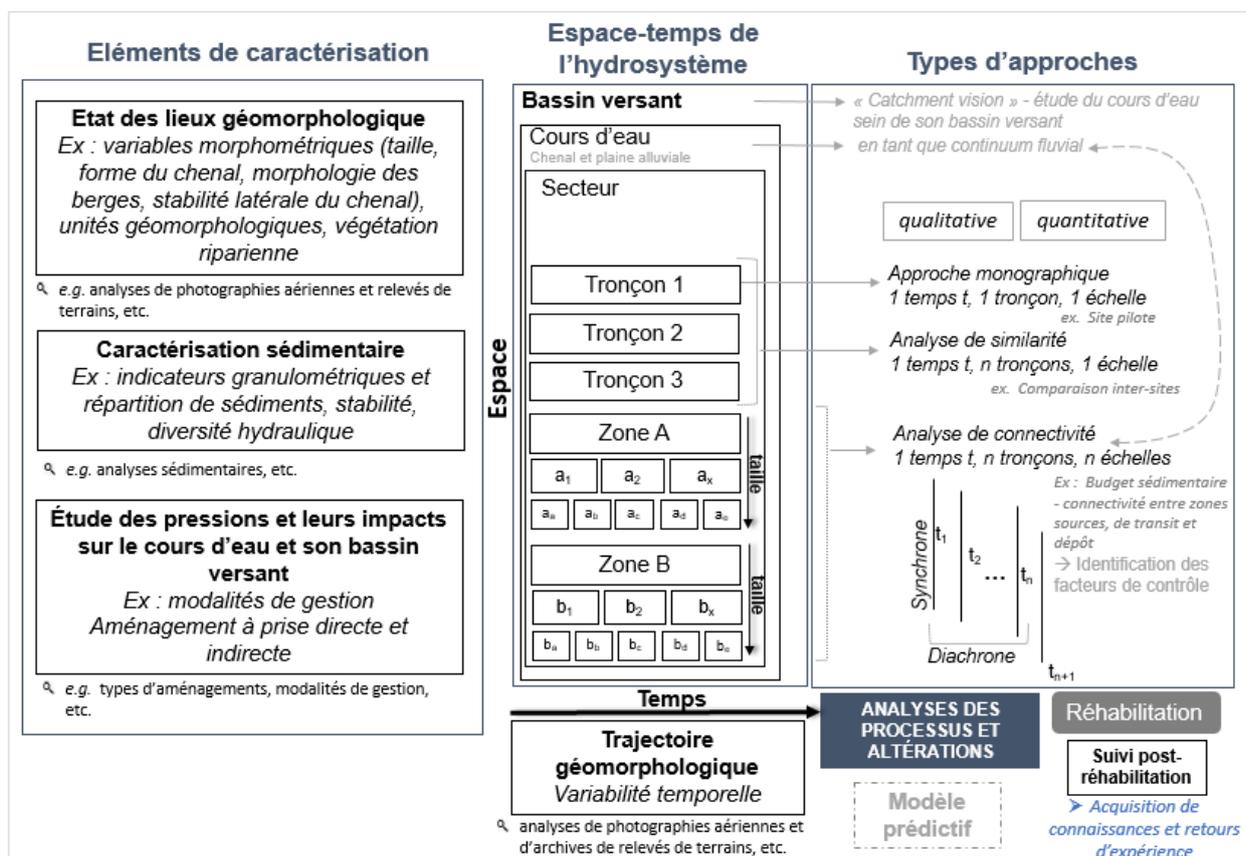


Figure 15 : Schéma illustrant différentes approches de caractérisations hydrogéomorphologiques basées sur des critères d'échelle spatio-temporelle et d'échantillonnage

Les principales actions de réhabilitation des cours d'eau face à des altérations hydrogéomorphologiques

Modification du débit liquide, perturbation du transport sédimentaire, perte de mobilité latérale, homogénéisation des faciès, appauvrissement quantitatif et qualitatif du substrat, déconnexion des milieux annexes, incision, enfoncement de la nappe alluviale, etc., sont des exemples d'altérations hydrogéomorphologiques.

Face à ces altérations, des actions réparatoires sont envisageables à différents niveaux. Il peut s'agir de modifications des pratiques de gestion des cours d'eau et de leurs marges, incluant les pratiques d'exploitation (installations hydroélectriques, gravières, etc.) ou bien de projets de réhabilitation, allant de la reconstitution d'habitats à la mise en place de mesures visant à restaurer des processus, de façon partielle ou plus globale.

Ainsi, les cours d'eau de l'Anthropocène, en tant que systèmes multifonctionnalisés, sont sujets à des mesures mixtes, compromis entre exploitation, gestion plus « durable » et réhabilitation. Idéalement, dans une logique de réhabilitation (même partielle) des processus hydrogéomorphologiques, les actions de restauration cibleront le couple débit liquide/débit solide en vue de rétablir des processus capables de s'auto-entretenir (Figure 16).

Lorsque cela n'est pas possible, des actions plus ponctuelles sont parfois envisagées. C'est notamment le cas au niveau de secteurs très impactés et/ou très contraints. Par exemple, dans des sections présentant un fort déficit sédimentaire, certaines actions ont consisté à introduire de façon « artificielle » de la charge grossière : *e.g.* secteurs de la basse vallée de l'Ain (Rollet *et al.*, 2008).

Altérations hydro-morphologiques		Modification des débits liquides	Perturbation du transit sédimentaire	Blocage de la mobilité latérale	Homogénéisation des faciès	Appauvrissement du substrat	Déconnexion des milieux annexes	Baisse du toit de la nappe
Action sur ...	Causes	Barrages	Barrages	Chenalisation, épis	Effets de l'incision ¹	Effets de l'incision	Effets de l'incision	Effets de l'incision
	Options de restauration							
... les flux liquides	Augmentation des débits réservés	X						X
	Restauration de la continuité hydrologique	X						X
... les flux liquides et la structure du lit	Reconnexion des annexes fluviales						X	X
... les flux solides	Restauration de la continuité sédimentaire		X		X	X	X	X
	Introduction de charge grossière		X		X	X	X	X
... les flux solides et la structure du lit	Elargissement du lit mineur		X	X	X	X	X	X
... la structure du lit	Diversification du fond				X	X		X

Figure 16 : Options de restauration physique des cours d'eau selon la nature des altérations hydro-morphologiques (modifié par Arnaud, 2012 ; d'après Habersack et Piégay, 2008)

Les stratégies de restauration : entre objectifs et contraintes

Les actions de restauration varient en fonction des contraintes opérationnelles, socio-économiques et des objectifs visés. Si une restauration « idéale » est rarement réalisable, il existe un intervalle dans le champ des possibles allant de la création d'habitats jusqu'à la restauration de processus à plus grande échelle. La Figure 17 présente un exemple de ces diverses alternatives et y associe une gamme de

bénéfices, avec des retombées « plus ou moins pérennes », des temps de réponse « plus ou moins » longs et des engagements/contraintes socio-économiques « plus ou moins » importants. Par exemple, la restauration par la création d'habitats génère des bénéfices à court terme, non pérennes dans le temps mais avec des retombées potentiellement rapides et engendre peu de contraintes socio-économiques (exemple : création de caches pour la faune aquatique). En revanche, la réhabilitation de processus, plus contraignante socio-économiquement, implique des temps de réponse potentiellement plus longs (effets en cascade) mais vise des bénéfices plus durables (exemple : restauration du transport sédimentaire).

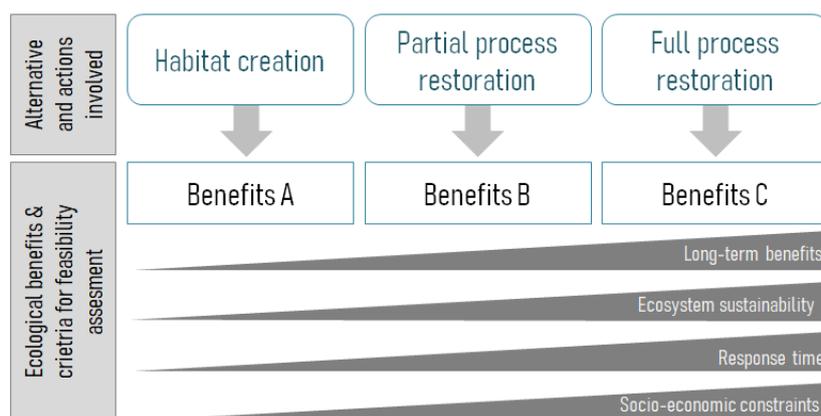


Figure 17 : Exemples hiérarchisés d’alternatives de restauration exposant les différences en termes de bénéfices, de durabilité, de temps de réponses et de contraintes socio-économiques (adapté de Roni and Beechie, 2005)

Fryirs and Brierley (2009) observent que « les objectifs des programmes de réhabilitation des cours d'eau varient d'un système à l'autre » et qu'ils renvoient à « des combinaisons de valeurs socioéconomiques, culturelles et biophysiques » spécifiques du lieu à réhabiliter. Ces facteurs définissent donc des objectifs « souhaités » au sein d'une faisabilité cadrée par ces valeurs.

L'Adaptabilité de la gestion et des projets de restauration

Développée outre-Atlantique dans les années 1980, l'*adaptive management* (gestion adaptative), nourrie par des projets écologiques et environnementaux, a remis en question la façon de concevoir la restauration environnementale (Tableau 7).

Tableau 7 : Stratégie conventionnelle versus adaptative concernant les objectifs de gestion (Walters, 1986)

Table 11.1. Conventional versus adaptive attitudes about the objectives of formal policy analysis.

Conventional		Adaptive	
(1)	Seek precise predictions	(1a)	Uncover range of possibilities
(2)	Build prediction from detailed understanding	(2a)	Predict from experience with aggregate responses
(3)	Promote scientific consensus	(3a)	Embrace alternatives
(4)	Minimize conflict among actors	(4a)	Highlight difficult trade-offs
(5)	Emphasize short-term objectives	(5a)	Promote long-term objectives
(6)	Presume certainty in seeking best action	(6a)	Evaluate future feedback and learning
(7)	Define best action from a set of obvious alternatives	(7a)	Seek imaginative new options
(8)	Seek productive equilibrium	(8a)	Expect and profit from change

Les projets de restauration débutent généralement par des phases d'expérimentation sur des sites pilotes, dont l'investigation préalable mais aussi le suivi permettent mesures correctives et amélioration. Ainsi, la gestion adaptative – dans la conception de sa pratique mais aussi dans sa pratique elle-même – passe par un processus d'intégration des connaissances opérationnelles, en vue d'une amélioration, mais aussi d'une adaptation des pratiques (Walters, 1986 ; Holling, 1978).

Le déroulé des projets de restauration s'inscrit au sein de phases de planification, de conception, puis de réalisation et de suivi. La planification a pour but de cerner un problème (identification, échelle), de le contextualiser (contexte écologique, géomorphologique, socio-économique) et de définir des objectifs de restauration (concordance des objectifs par rapport au contexte et aux problèmes identifiés, mesurabilité) tandis que la phase de conception du projet évalue les alternatives (incertitudes et risques) et valide une stratégie et un programme (adapté et réalisable aux vues des objectifs et du contexte), dont les actions sont concrétisées lors des phases de réalisation, puis de suivi (efficacité des actions, etc.) (Roni and Beechie, 2013 ; Skidmore, 2011 ; Roni, 2005). Tout au long de ce déroulé, le caractère adaptatif du projet s'inscrit dans sa capacité d'ajustement et d'incorporation de nouveaux éléments au fur et à mesure de sa planification et de sa conception. Le suivi permet aussi d'évaluer l'efficacité des actions (à court et à moyen termes), d'adapter les actions en cours ainsi que d'évaluer et améliorer les stratégies de la restauration dans un contexte de recherche appliquée. Il se fait par le biais d'indicateurs (biotiques ou abiotiques) évalués avant et après restauration qui doivent permettre de caractériser l'évolution du milieu suite aux objectifs définis (Roni et Beechie, 2012 ; Roni, 2005).

Chapitre 2. Les sédiments et la végétation des marges alluviales sont-ils des témoins de la pollution des cours d'eau (le cas des ETM) ?

Ce chapitre 2 se focalise sur la thématique de la contamination/pollution environnementale par les éléments-traces métalliques (ETM). Il dresse une brève synthèse des connaissances permettant de bien comprendre les résultats exposés dans les chapitres 8 et 9 centrés sur la thématique des signatures en ETM des sédiments et de la végétation des marges aménagées du Rhône.

Souvent utilisés de façon synonyme, les termes « contamination » et « pollution » renvoient à un apport extérieur d'un élément qui n'est pas présent dans le milieu étudié, ou en plus faible quantité. La différence entre les deux termes est que la « contamination » ne présume pas des conséquences de cet enrichissement tandis que la « pollution » laisse sous-entendre qu'il provoque une perturbation.

1. Les débuts de la chimie des milieux aquatiques

Qu'ils soient organiques (PCB, HAP, pesticides, etc.) ou inorganiques (ETM, cyanures, fluorures, etc.), les polluants retrouvés dans les cours d'eau du monde entier sont nombreux. Les Eléments Traces Métalliques (ETM), en fortes concentrations, font partie des polluants les plus toxiques et persistants au sein des systèmes aquatiques. Ainsi, pour mieux cerner le danger qu'ils représentent dans l'environnement, de nombreuses études caractérisent leurs sources, leur transport et leur devenir (Förstner, 1989 ; Flores-Rodriguez, 1992 ; Crompton, 2015).

L'étude de la pollution des cours d'eau s'est considérablement développée dans les années 1960 et 1970 autour de la problématique des *métaux lourds*. Celle-ci a notamment été stimulée par les travaux de Patterson alors qu'il développe des techniques de datation et de quantification des isotopes stables. Crompton (2015) note que, si les océanographes se sont rapidement appropriés les techniques de chimie analytique, la chimie des milieux aquatiques continentaux ne prend son essor qu'à la fin des années 1970 et au début des années 1980.

Parmi les premiers milieux étudiés, on retrouve principalement les grands cours d'eau. Précurseurs, Durum et Haffty (1962) étudient les teneurs en éléments dissous dans plusieurs grandes rivières nord-américaines. Autre exemple à plus large échelle, Martin et Meybeck (1979) s'intéressent aux teneurs particulières et aux flux associés transportés par les grands fleuves du monde tels que l'Amazone, l'Amour, le Colorado, le Columbia, le Congo, le Danube, le Gange, etc. Aussi, le compartiment sédimentaire intéresse tout particulièrement les chercheurs car les sédiments ont tendance à accumuler les ETM et constituent une mémoire des flux : *“Nonetheless, on a qualitative basis, sediment analysis can favourably be used to estimate point sources of pollutants that upon being discharged to surface waters do not remain in solution but are rapidly adsorbed by particulate matter, thereby escaping detection by water monitoring. In this sense, sediment data play an increasing role within the framework of environmental forensic investigations”* (Förstner, 1989). Ainsi, les études portant sur la pollution en ETM des sédiments se multiplient à cette période-là (e.g. l'étude des sédiments du Lac Léman et du bassin du Rhône, étude de Vernet et Scolari, 1980).

Souvent sujette à discussion, la méthodologie d'échantillonnage des prélèvements d'eau ou de sédiment, connaît aussi de grands débats : à la fin des années 1980 et au début des années 1990 des études montrent l'importance de travailler avec des protocoles d'échantillonnage standardisés (Ahlers *et al.*, 1990 ; Kratochvil et Taylor, 1982), et questionnent la fiabilité des données antérieurement produites.

2. « Eléments traces métalliques » versus « métaux lourds » : éléments de définition et prévalence

Les métaux « polluants » sont souvent désignés dans la littérature par l'appellation « métaux lourds ». Néanmoins, aujourd'hui, celle-ci cède peu à peu la place à celle, plus inclusive d' « Eléments Traces Métalliques ». Pourret (2018) fait remarquer l'emploi encore « trop » courant de l'appellation « métaux lourds » (*“heavy metals”* en anglais), ce au sein même de la littérature scientifique, qu'il considère « *imprecise at best, and meaningless and misleading at worst* », et d'ajouter que *“The heavy metals list is not clearly defined and often mixes metals and metalloids without clear definition.”*

En effet, la stricte définition des *métaux lourds* indique que les métaux appartenant à cette catégorie ont une masse volumique « lourde », la limite étant placée autour de 5 g/cm³, ce qui exclut d'une part les « non métaux » (*e.g.* l'arsenic qui est un métalloïde) mais aussi des métaux plus légers (cas du zinc) dont la toxicité mérite qu'on les étudie. Ainsi la notion de « métaux lourds » et ses usages génèrent de la confusion car elle constitue un amalgame entre série chimique, propriétés physiques et caractère toxique, n'englobant même pas tous les éléments qu'elle tend à rassembler.

En outre, Pourret (2018) nous fait remarquer que la dénomination « métaux lourds » est généralement négativement connotée et ajoute qu' *“Eventually, the pejorative connotation of “heavy” associated with the toxicity of metal induces a kind of fear amongst society”* alors que toutes les formes des métaux ne sont pas toxiques et qu'il existe un effet dose (Förstner and Wittmann, 1983, Figure 2). En effet, certains ETM sont à la fois des oligo-éléments essentiels à la vie tels que le cuivre, le chrome, le fer, le Manganèse, le Sélénium, l'Etain et le zinc, mais deviennent toxiques s'ils sont présents en excès (Figure 18.a). D'autres sont quant à eux, toxiques même en faible quantité comme par exemple le cadmium, le Mercure ou encore le plomb (Figure 18.b).

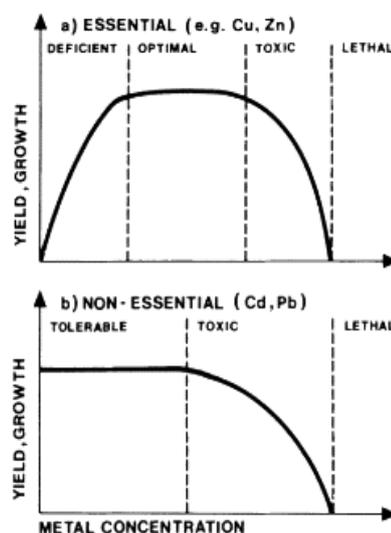


Figure 18 : Effet « dose » des éléments essentiels et non essentiels (Förstner and Wittmann, 1983, d'après Baccini and Roberts, 1976)

De ce fait, caractériser les teneurs en ETM présents dans le milieu constitue une approche importante pour déterminer leur impact par rapport aux êtres vivants terrestres et aquatiques (Salvarredy Aranguren, 2008, Alloway et Ayres, 1997).

3. Les sources et entrées des ETM dans les milieux fluviaux

Les ETM sont des éléments présents naturellement dans les roches, le sol, les sédiments et l'eau. Néanmoins, des études montrent que le "global budget of critical chemicals" a été profondément modifié depuis le début de l'ère industrielle, bouleversant des équilibres établis sur des millions d'années (Bolt *et al.*, 1986 ; Förstner, 1989). Förstner (1989) note par exemple que "the ratio of the annual mining output of a given element to its natural concentration in unpolluted soils, which can be used as an "Index of Relative Pollution Potential" (Förstner et Müller, 1973) is particularly high for Pb, Hg, Cu, Cd and Zn, namely two to 30 times higher than for Fe or Mn, respectively".

Les ETM qui se retrouvent dans le compartiment aquatique peuvent être d'origine naturelle (altération physique et chimique des roches, émissions volcaniques, etc.), on parle alors de fond géochimique ; ou bien ils peuvent être le fait d'apports anthropiques ponctuels (effluents urbains et industriels, etc.), ou diffus (lessivage, ruissellement, retombées atmosphériques, etc.), on parle alors de contamination/pollution. La Figure 19.a. illustre les trajectoires des polluants entre différents compartiments de l'environnement (air, milieux terrestres, aquatiques continentaux, maritimes) tandis que la Figure 19.b. fournit une liste d'éléments traces retrouvés dans les milieux aquatiques ainsi que leurs sources.

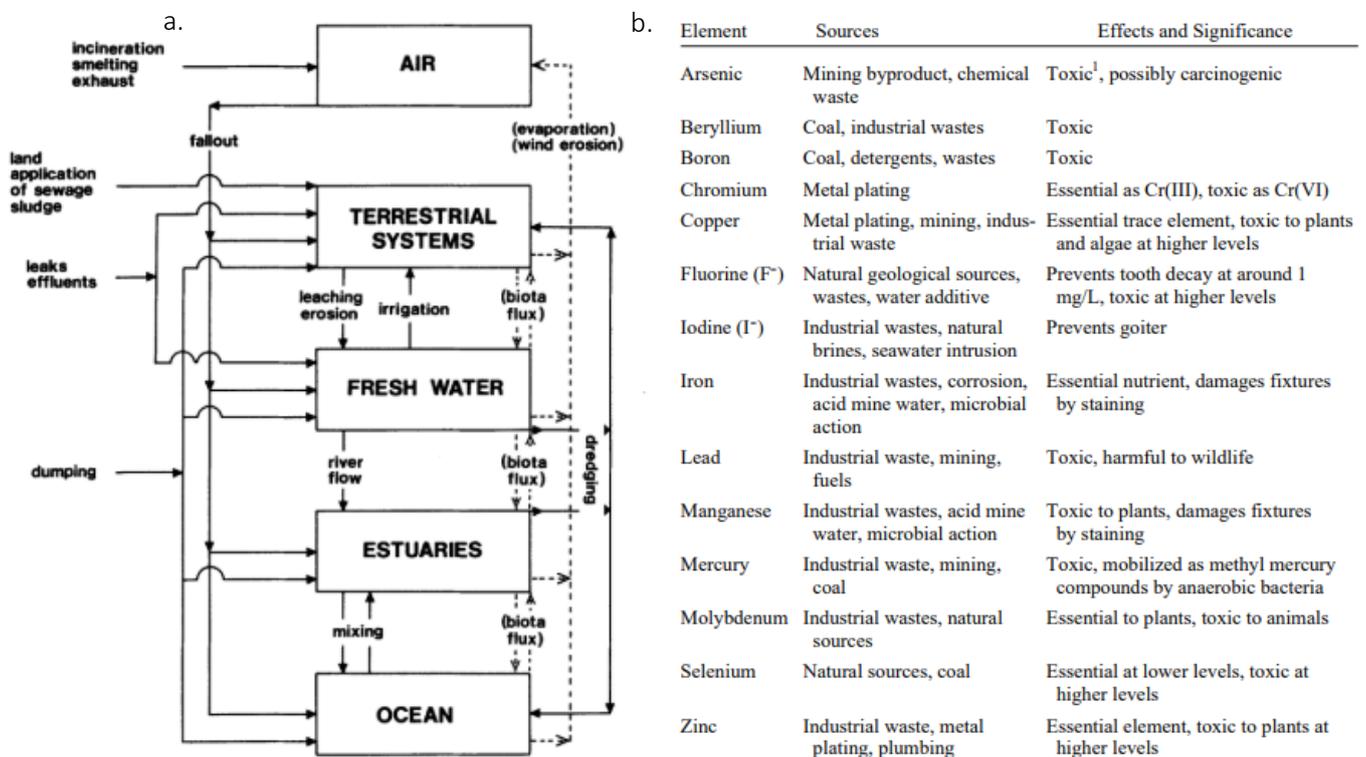


Figure 19 : a. Routes des polluants métalliques dans l'environnement (Förstner and Wittman, 1983 ; b. Éléments traces dans les milieux aquatiques (Manahan, 2002)

4. Les cycles des ETM dans les milieux fluviaux

4.1. Phases et processus affectant les cycles des ETM

Les ETM se retrouvent dans les milieux aquatiques sous forme dissoute, colloïdale ou particulaire. Dans les milieux aquatiques, de nombreux phénomènes influencent les cycles des contaminants, mêlant processus chimiques (e.g. sorption « 2 et 14 » représenté sur la Figure 20), biologiques (e.g. bioturbation « 15 » sur la Figure 20) et physiques (e.g. déposition ou de remise en suspension « 8 » sur la Figure 2) au sein des différents compartiments du milieu aquatique (Tableau 8). A noter qu'une grande part des ETM d'abord présente sous forme dissoute finit par rejoindre la phase particulaire suite à des processus de précipitation (formation d'un composé solide à partir d'espèces chimiques dissoutes à la surface d'une phase solide), de co-précipitation avec les hydroxydes de fer et les oxydes de manganèse, d'adsorption (phénomène de fixation en surface), de complexation avec des molécules organiques et d'absorption (phénomène d'incorporation dans les réseaux cristallins des minéraux) (Flores-Rodriguez, 1992 ; Gibbs, 1973).

Tableau 8 : Processus affectant le cycle des polluants dans les systèmes aquatiques (Förstner, 1989)

	Aqueous Species.	Particulate Phases
"Chemical"	Dissolution Desorption Complexation	Precipitation Adsorption Aggregation
Species Transformations		
"Biological"	Decomposition Absorption, release Cell wall exchange	Food web transfer Filtering, digestion Pellet generation
Bioturbation		
"Physical"	Advection Diffusion Photolysis	Resuspension Settling Burial

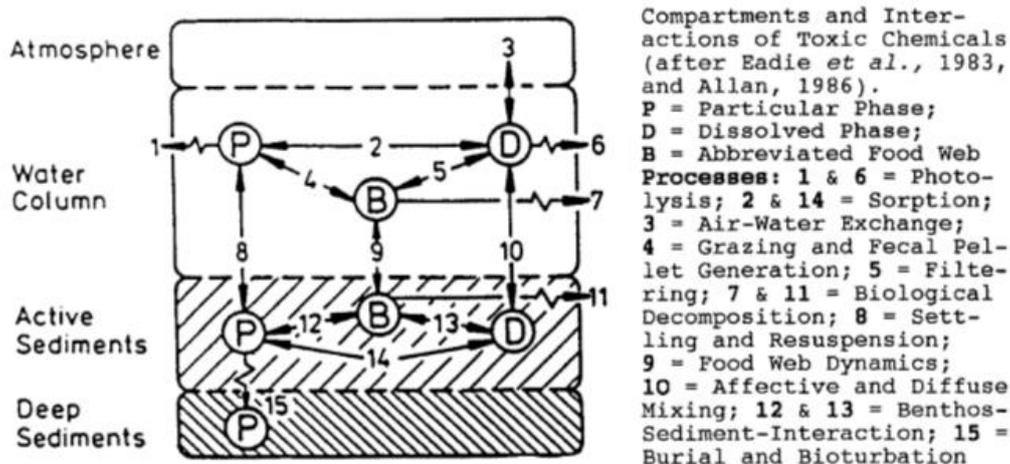


Figure 20 : Interactions des ETM avec leur milieu au sein des différents compartiments de ce milieu (Förstner, 1989, selon Eadie *et al.*, 1983)

4.2. Spéciation des ETM

Ainsi, du fait des conditions du milieu et de ces différents processus susmentionnés, on retrouve les ETM sous différentes formes chimiques (Figure 21.a).

On parle alors de spéciation, c'est-à-dire de répartition entre les différentes formes chimiques dans un environnement donné (Förstner, 1989).

En milieu aqueux, les ions métalliques peuvent être :

- sous forme libre,
- sous forme complexée avec des ligands de types organiques ou minéraux simples ou bien encore avec des ligands de type macromolécules ou colloïdes,
- adsorbés aux particules en suspension organiques ou inorganiques,
- absorbés ou assimilés par organismes vivants (Figure 21.b).

a.

Phase	Espèces	Diamètre (µm)
Dissoute	-Complexes inorganiques -Métal complexé avec de petites molécules organiques -Ions métalliques libres	0-0.8
Colloïdes	-Métaux associés avec de la matière organique -Colloïdes d'oxyde de fer -Métaux complexés avec des fibres organiques	0.8-400
MES et particules	-Métaux liés aux carbonates -Métaux adsorbés sur/ou liés aux hydroxydes et oxyde de Fe et Mn -Métaux adsorbés ou absorbés dans les cristaux des argiles, sables et vase.	<400

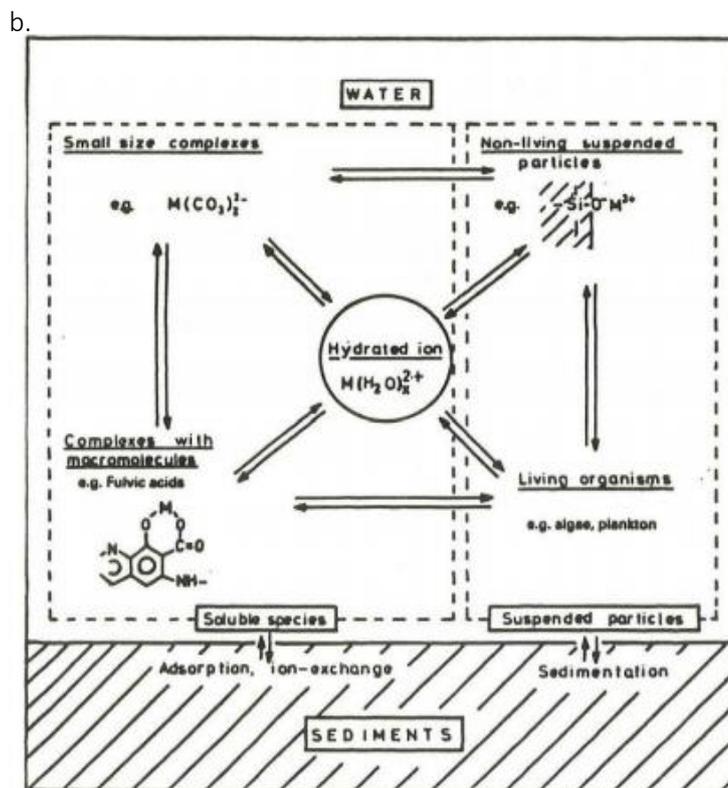


Figure 21 : a. Formes chimiques et taille des espèces métalliques dans les eaux naturelles, selon la phase (Flores-Rodriguez, 1992) ; b. Réactions entre les différentes formes des métaux en milieu aqueux (Buffle, 1986)

Les processus qui gouvernent la spéciation sont complexes et dépendent des propriétés intrinsèques des métaux (état d'oxydation), des propriétés du milieu (pH, potentiel redox, etc.), des types de substrats (surface spécifique, charge...), des autres cations et métaux en présence et alors en compétition pour le substrat.

De ce fait, les autres espèces chimiques en présence influencent la spéciation des ETM selon la stabilité des associations qu'elles forment avec (Flores-Rodriguez, 1992 ; Alloway et Ayres, 1997 ; Sigg *et al.*, 2000 ; Salvarredy Aranguren, 2008).

5. Compartiment sédimentaire et ETM en présence

5.1. Composition des sédiments

Les sédiments sont composés d'eau (jusqu'à 80%), de matériaux inorganiques, organiques, et de composés d'origine anthropique (Power et Chapman, 1992).

La partie inorganique est principalement issue de l'érosion des roches et du lessivage des sols des bassins versants sources mais peut aussi intégrer des particules provenant de retombées atmosphériques, des produits inorganiques résultant de processus biologiques ainsi que des apports d'origine anthropique (Figure 22).

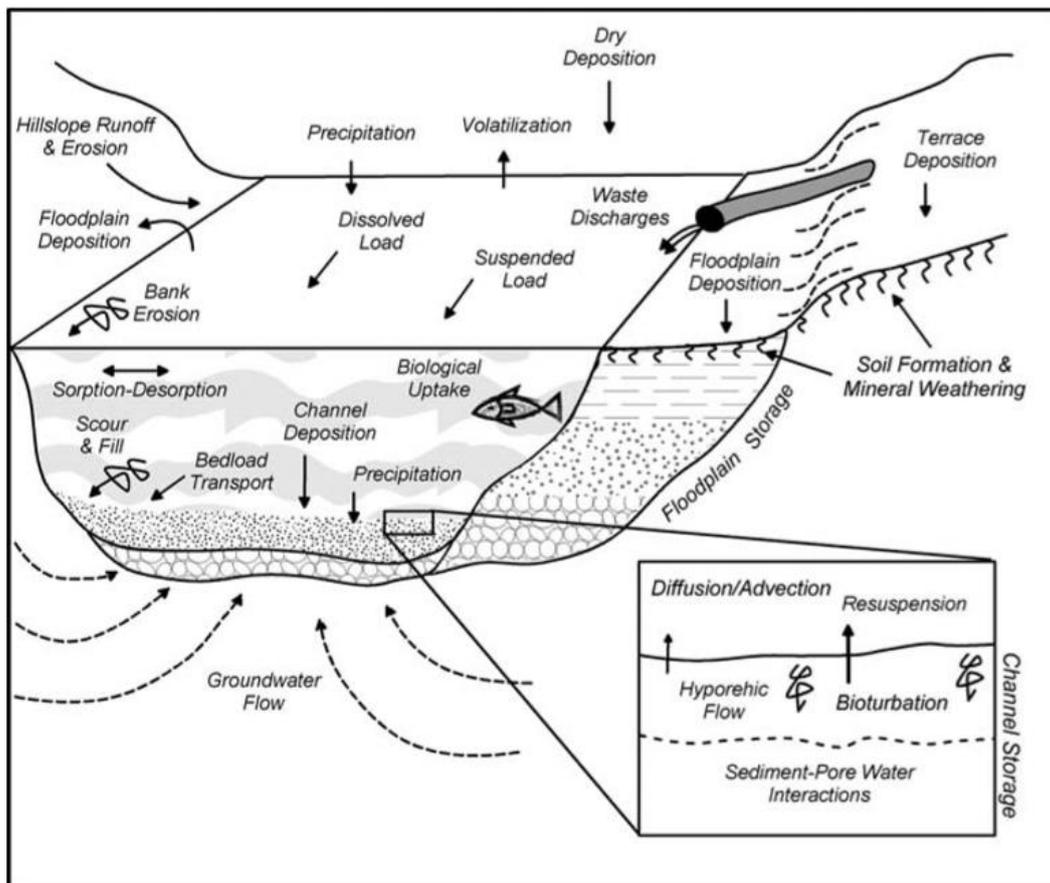


Figure 22 : Modèle conceptuel des interactions eau-sédiment (Miller and Orbock Miller, 2007)

Il est possible de caractériser les sédiments grâce à leur granulométrie. La fraction inférieure à $63 \mu\text{m}$ est appelée fraction fine, elle est composée d'argiles ($<2 \mu\text{m}$), et de limons (Förstner, 1989). Du côté de la fraction grossière, on retrouve les grains de taille supérieure, incluant sables, graviers, etc.

Les fractions limoneuses et sableuses sont constituées de particules cristallines (quartz, feldspath, mica, silice, carbonate de calcium, minéraux ferromagnésiens, etc.). Parmi les minéraux argileux, on retrouve divers aluminosilicates tels que la vermiculite, la smectite, la kaolonite, le chlorite, etc. Les argiles s'associent couramment à des oxydes de Manganèse, des oxydes de fer, de l'Aluminium ainsi qu'à de la matière organique (complexe argilo-humique). Les minéraux argileux ainsi que les particules associées fournissent de nombreux sites favorables à la sorption des contaminants (Förstner, 1989). La matière organique, vivante ou non vivante, définit par la présence de carbone organique, inclut ainsi biomasse (micro-organismes), nécromasse, exsudats végétaux et excréments animales. Les colloïdes organiques, par leur forte charge électromagnétique et leur grande surface spécifique, fournissent eux aussi des conditions favorables à la sorption des contaminants (Singer and Munns, 1991).

5.2. Devenir des ETM dans le compartiment sédimentaire

Les sédiments ont la propriété d'accumuler les contaminants, ainsi les concentrations particulières sont beaucoup plus importantes que celles de la phase dissoute (Gibbs, 1977 ; Meybeck et Herlmer, 1989 ; Miller and Orbock Miller, 2007 ; Crompton, 2015). Par exemple, Gibbs (1977), dans une étude portant sur le Yukon et l'Amazone, montre que les teneurs en Cr, Mn, Fe, Co et Ni peuvent être de l'ordre de 6000 à 10 000 fois plus concentrées dans la phase particulaire que dans la phase dissoute. Ainsi, la quantité de particules et leur concentration particulaire en ETM conditionnent la charge en contaminants de la colonne d'eau (Horowitz, 1991).

Une fois déposés, les sédiments entrent dans un processus de diagénèse précoce. Les réactions de cette diagénèse ont un rôle crucial dans le devenir des ETM. Processus biologiques (minéralisation de la matière organique par les activités bactériennes), biophysiques (bioturbation, bioirrigation), physiques (diffusion, advection), chimiques (précipitation, complexation dissolution, sorption, etc...) conduisent à une modification des paramètres physico-chimiques du fluviolosol (potentiel redox, pH, teneur en MO, etc.) jouant sur la réactivité des espèces chimiques entre elles (figure 23.a), et ainsi sur la mobilité des ETM (Förstner, 1987, Miller and Orbock Miller, 2007).

Ainsi, dans le compartiment sédimentaire, les ETM peuvent être associés avec des carbonates, des oxydes de fer, des oxydes de manganèse, des sulfures, se retrouver complexés avec de la matière organique, être adsorbés (liaison faible) à la surface des particules et des colloïdes, ou encore se retrouver en solution dans l'eau interstitielle (figure 23.b) (Förstner, 1987, Miller and Orbock Miller, 2007).

A noter que la texture sédimentaire, et notamment les proportions de sables et d'argiles influent sur la perméabilité du sédiment, puisque les premiers créent des porosités tandis que les secondes auront tendance à les colmater. Or, les pores permettent la circulation de l'eau (eau interstitielle). Au gré des processus chimiques, biologiques et physiques qui s'y déroulent, l'eau en tant que solvant, transporte cations, anions, carbone organique dissous, et de ce fait, les contaminants (Förstner, 1987, Miller and Orbock Miller, 2007). Ainsi, la texture sédimentaire affecte le potentiel de mobilité des ETM.

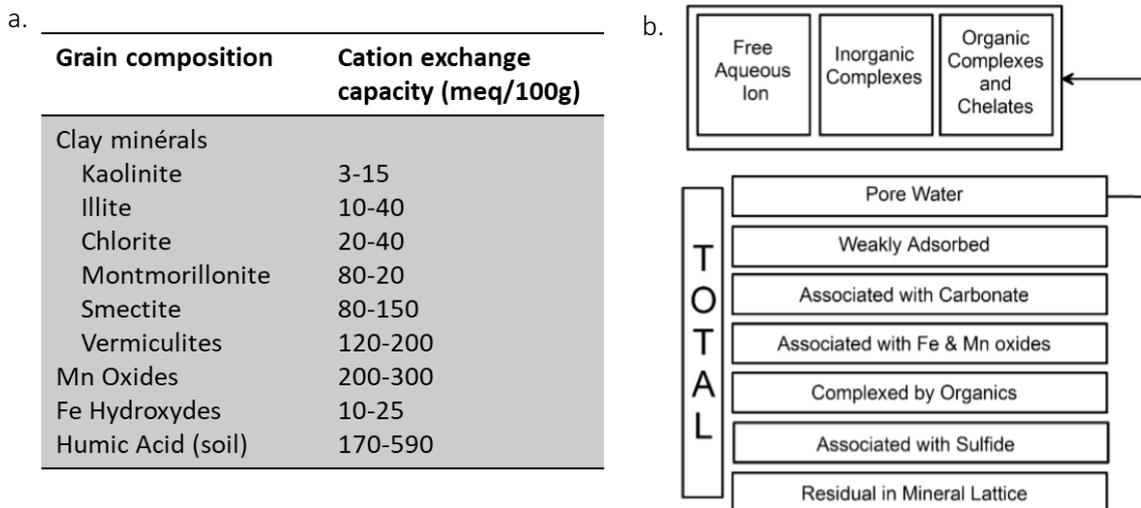


Figure 23 : a. Capacité de différents substrats à échanger des cations (Miller and Orbock Miller, 2007, d'après Horowitz, 1991) et b. Formes chimiques des métaux dans le compartiment sédimentaire (Miller and Orbock Miller, 2007)

6. Les sédiments contaminés : des archives chimiques de l'Anthropocène ?

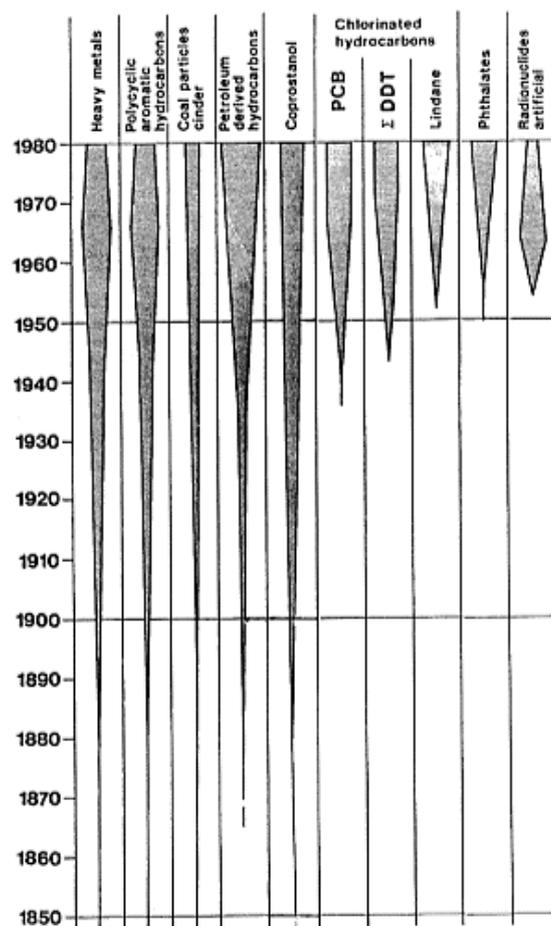
Une mémoire des rivières...

“Sediments are sometimes called the memory of natural waters because they can accumulate pollutants over long periods. Therefore river sediments are used as an indicator of urban influences and industrial pollution, e.g. by heavy metals [...]” (Truckenbrodt and Einax, 1995).

Ainsi les sédiments peuvent renseigner l’historique des flux de polluants. Les archives sédimentaires provenant de dépôts ayant sédimenté durant le 19^{ème} et le 20^{ème} siècle sont des témoins des apports anthropiques, de la révolution industrielle et de l’urbanisation (Muller, 1981).

Les *métaux lourds* apparaissent dans les chroniques sédimentaires des grands fleuves européens et nord-américains dès la fin du 19^{ème} siècle et atteignent leur concentration maximale dans les années 1960-1970 avant de diminuer (figure 24). Les HAP (constituants « naturels » du charbon et du pétrole) suivent les mêmes tendances (Fostner, 1989).

Si les polluants métalliques et ceux issus du charbon, du pétrole et de ses dérivés apparaissent dès la fin du 19^{ème} siècle, d’autres font leur apparition plus tardivement, au milieu du 20^{ème} siècle. On retrouve notamment les radionucléides, fameux clou d’or de l’*Anthropocene Working Group* mais aussi d’autres polluants organiques tels que les PCB, le DDT, les Phtalates. Des contaminants émergents liés aux microplastiques (e.g. Babut et al ; 2019) et aux substances pharmaceutiques (e.g. Budzinski et Togola, 2006 ; Fenet et al., 2006) sont plus récents encore.



... | Figure 24 : Présence de divers polluants dans les chroniques sédimentaires du 19^{ème} et du 20^{ème} siècle (Fostner, 1989, d’après Müller, 1981)

Les archives sédimentaires sont séquentielles. Elles ne couvrent qu'une certaine période, ne peuvent, dans certains cas, ne correspondre qu'à des épisodes de sédimentation, ce en fonction de l'hydrodynamique de la zone d'intérêt (connectivité hydrologique). Elles sont aussi sujettes à des hiatus résultant de phases d'érosion, ce qui implique que certaines séquences aient pu être remobilisées lors de crues et se retrouvent tronquées.

...héritée des activités humaines contemporaines

Si le concept de *legacy sediment*, qui, rappelons-le, désigne les sédiments pour lesquels la localisation, le volume et/ou la présence de contaminants résultent des activités humaines contemporaines (Wohl, 2015), le concept de *legacy* est, quant à lui seul, retrouvé plus précocement accolé aux termes de « pollution » et « contaminant » (James, 2013).

Si les sédiments sont parfois appelés « mémoire » des rivières, cette mémoire n'en demeure pas moins une mémoire « physique », un héritage, qui pose la question de son influence sur les écosystèmes en place, et sur le possible devenir de ces sédiments, parfois amenés à être remobilisés.

7. Le transfert des contaminants au vivant

7.1. Biodisponibilité des formes libres

Tableau 9 : Classification des éléments selon leur toxicité et leur disponibilité dans l'environnement (Förstner and Wittmann, 1983)

Non critiques	Na, K, Mg, Ca, H, o, N, C, P, Fe, S, Cl, Br, F, Li, Rb, Sr, Al, Si
Toxiques mais très insolubles ou très rares	Ti, Hf, Zr, W, Nb, Ta, Re, Ga, La, Os, Rh, Ir, Ru, Ba
Très toxiques et plutôt disponibles	Be, Co, Ni, Cu, Zn, Sn, As, Se, Te, Pd, Ag, Cd, Pt, Au, Hg, Tl, Pb, Sn, Bi

La toxicité des différents éléments se caractérise selon la disponibilité et la toxicité de leur forme dans l'environnement (Tableau 9). Leur capacité à être assimilés par les organismes vivants amène alors à la notion de biodisponibilité.

Ainsi, la biodisponibilité correspond à la capacité d'un élément présent dans l'environnement à être absorbé par un organisme vivant. Or, la spéciation d'un ETM conditionne sa biodisponibilité et donc son potentiel de toxicité dans le milieu. Les teneurs en formes libres (*e.g.* formes ioniques Cu^{2+} , Zn^{2+}) et les complexes labiles (libérant alors des ions lors de la dissolution) sont déterminants pour caractériser la biodisponibilité puisque les formes libres sont facilement assimilables par les organismes vivants (Zitko *et al.*, 1973, Sunda et Gillespie, 1979 ; Vasconcelos et Leal.,2001). Le rôle des formes libres dans la biodisponibilité des ETM est notamment mis en exergue par le FIAM (*Free Ion Activity Model*) de Morel (1983) qui utilise les teneurs en ETM sous forme cationique libre comme outil prédictif de la réponse biologique. Aussi, Zitko et Carson (1976) montrent que la dureté de l'eau (teneur en Ca^{2+} et Mg^{2+} , à relier à la présence en milieu naturel de carbonate de calcium et de Magnésium) joue aussi sur la toxicité de certains ETM. Ils expliquent que l'intégration d'ions métalliques à des complexes a pour conséquence de les rendre moins biodisponibles (*e.g.* carbonate de cuivre). Sur le même schéma explicatif, Galvez and Wood (1997) observent par exemple que le calcium est compétiteur de l'Argent, diminuant sa biodisponibilité. Aussi, hormis les ETM sous forme libre, des formes complexées avec certains ligands se sont révélés être toxiques (*e.g.* cas de l'Aluminium avec les fluorures, Wilkinson and Campbell, 1993). Au cours du temps les modèles s'enrichissent ; c'est le cas du FIAM « étendu » qui prend en compte et les formes libres, et les formes complexées biodisponibles (Brown and Markich, 2000). C'est aussi le cas

du Biotic Ligand Model (BLM) qui intègre des paramètres tels que le pH, la dureté et le carbone organique dissous (Di Toro *et al.*, 2001).

Pour la végétation, le terme dédié est la phytodisponibilité. Dès lors que l'on s'intéresse aux végétaux terrestres, l'attention est portée sur les éléments capables de passer en solution et d'être absorbés par la plante (Zn^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} , etc.). Cette biodisponibilité dans le compartiment sédimentaire est souvent approchée par le RAC (Risk Assessment Code), calculé à partir d'un ratio de la fraction disponible échangeable et carbonatée sur la concentration totale de l'élément (Perin *et al.*, 1985).

7.2. La végétation riparienne des anthroposystèmes est-elle à même de retranscrire un héritage géochimique ?

« Les forêts riveraines de cours d'eau sont le fruit de multiples interactions entre l'ensemble d'écosystèmes auquel elles appartiennent et les socio-systèmes riverains participant à la constitution d'anthroposystèmes originaux » (Dufour, 2007).

Ainsi, par son développement au sein d'écosystèmes anthropisés, la végétation riparienne subit elle aussi de profondes modifications en termes de localisation, de composition, et de dynamique (Modrak, 2013 ; Dufour, 2007 ; Dufour et Piégay, 2006 ; Piégay, 1995).

En outre, la question du transfert au vivant et de la biodisponibilité, a souvent été étudiée au regard des espèces animales ; c'est notamment le cas des travaux susmentionnés de Zitko et Carson (1976), ainsi que ceux de Galvez and Wood (1997) ayant pour modèle la truite, ou bien sur des espèces végétales aquatiques (Vasconcelos et Leal, 2001 ; Weber *et al.*, 1995 ; Sunda *et al.*, 1991), ou encore des communautés bactériennes (Sunda et Gillepsie, 1979).

A la fin des années 1990 et durant les années 2000, les plantes supérieures ont fait l'objet de nombreuses études quant à la capacité de certaines espèces à stocker des polluants, les utilisant ainsi à des fins de phytoremédiation (Golubev *et al.*, 2011 ; Salt *et al.* 1998 ; Chaney *et al.*, 1997). La phytoremédiation est ainsi définie comme « *a cost-effective plant-based approach to remediation takes advantage of the remarkable ability of plants to concentrate elements and compounds from the environment and to metabolize various molecules in their tissues.* » (Salt *et al.*, 1998).

Si dans le cas de la phytoremédiation, la phytoextraction est voulue, la phytodisponibilité et le possible transfert à la végétation des ETM en milieu « naturel » sont des problématiques émergentes en ce qui concerne la végétation riparienne (Xiao *et al.*, 2015 ; Yang *et al.*, 2015 ; Millán *et al.*, 2014).

8. Les signatures chimiques de la végétation peuvent-elles retranscrire l'état du milieu édaphique ?

Les processus contrôlant l'absorption par les végétaux des ETM ainsi que leur redistribution dans les différents organes de la plante sont complexes, espèces-dépendants, et varient selon que l'élément est essentiel au développement de la plante (nutriment, micronutriment), non essentiel ou dans certains cas, carrément toxique (Wójcik *et al.*, 2014 ; Dunn, 2007 ; Clemens, 2006).

Nombre d'études portant sur une grande variété d'espèces ont montré que l'organe qui présentait les concentrations les plus élevées en éléments était la feuille. Suivaient les teneurs racinaires, puis celles de l'écorce et, enfin, le bois (Rincheval *et al.*, 2019 ; Chakroun *et al.*, 2010 ; Dunn, 2007 ; Brune *et al.*, 1994).

Divers travaux ont aussi montré que sur les sites fortement pollués, les teneurs foliaires retranscrivaient bien la contamination du milieu édaphique et présentaient des valeurs anormalement élevées par rapport aux échantillons de contrôle (Chakroun *et al.*, 2010, Yoon *et al.*, 2006). D'autres études ont présenté des résultats plus mitigés avec une absence de corrélation entre les teneurs sédimentaires et végétales ; ce malgré des teneurs végétales importantes qui aurait laissé à penser que le milieu édaphique était lui aussi chargé en polluants (Chopin et Alloway, 2007).

9. La dendrochimie est-elle un outil pertinent de biosurveillance rétrospective ?

La production du bois se fait par accroissement radial du tronc des arbres, au niveau de la périphérie où le xylème (tissu vasculaire) du bois conduit la sève brute constituée d'eau, de molécules organiques et d'ions prélevés par les racines dans le sol. Les tissus xylémiens connaissent une maturation, des processus d'imprégnations diverses et de sénescence qui transforment peu à peu l'aubier en bois de cœur. Ceci conduit à la formation d'un réseau concentrique, distinct et structuré de cernes (par saison dans les régions tempérées).

Les tissus xylémiens de l'aubier échangent avec la sève brute, stockent et déstockent des éléments chimiques. La sève brute contient non seulement des molécules organiques et des oligo-éléments essentiels au développement de l'arbre mais aussi des ETM et d'autres molécules présentes dans le sol. Lors de la sénescence des matériaux vasculaires, ceux-ci finissent par séquestrer leurs constituants. C'est sur ce principe que se base la dendrochimie afin de retracer l'historique de la pollution des sols à travers l'observation d'anomalies chimiques associées à certains cernes (Beaujard *et al.*, 2014 ; Balouet *et al.*, 2009).

L'approche *phytoforensics* est l'objet d'un engouement certain: "*Novel applications and analytical methods have been utilized to gain information about a wide range of contaminants in the biosphere soil, water, and air, with information available on both past (dendrochemistry) and present (phytoscreening). Collectively these sampling approaches provide rapid, cheap, ecologically friendly, and overall "green" tools termed "Phytoforensics".*" (Burken *et al.*, 2011) ; mais aussi le terrain de nombreux débats au cours des dernières décennies. En effet, certains questionnent la légitimité des végétaux à être des témoins fiables ; c'est notamment le cas de l'étude menée par Balouet *et al.* (2009) qui pose la question quant à savoir si la dendrochronologie et la dendrochimie respectent le critère de Daubert ; critère qui, dans le droit américain, questionne la fiabilité des témoins experts ; par exemple quand il s'agit de résoudre des différends environnementaux (dendrochimie légale), notamment sur des questions de contaminations anthropiques.

Même s'ils semblent être des échantillonneurs passifs attractants (« *passive samplers* » selon J.G. Burken *et al.*, 2011), il existe de nombreuses études contradictoires qui, pour certaines tendent à montrer qu'il existe des phénomènes de migration inter-cernes des éléments chimiques au cours du temps, mais aussi une répartition spatiale dépendant du type de bois (aubier versus duramen), avec un pic des teneurs souvent observé au niveau de la limite entre l'aubier et le duramen. La distribution des ETM est ainsi affectée par les processus physiologiques inhérents à l'évolution des tissus ligneux mais aussi à la capacité d'échange cationique des tissus (Hagemeyer, 2000 ; Watmough, 1997; Cutter and Guyette, 1993).

D'autres travaux tendent au contraire à présenter des résultats encourageants : certains changements historiques des teneurs métalliques et/ou composés chimiques ont été documentés avec succès (Algreen *et al.*, 2014 ; Burken *et al.*, 2011 ; Vroblesky *et al.* 1999 ; Schaumlöffel *et al.*, 1998 ; Watmough et Hutchinson, 1999 ; Robitaille, 1981).

Chapitre 3. Pourquoi étudier les casiers Girardon du Rhône ?

Les deux premiers chapitres dressaient un cadre contextuel des problématiques environnementales qui touchent les cours d'eau de l'Anthropocène, c'est-à-dire des milieux aquatiques où l'on observe l'influence prépondérante de l'humain, et son impact sur les processus et les dynamiques qui s'y déroulent. Ce chapitre présente les principales caractéristiques du Rhône et montre qu'il est un exemple révélateur de cette période de transformation environnementale. Ainsi, nous allons voir que si l'on devait définir le début de l'Anthropocène selon ce fleuve, la fin du 19^{ème} siècle, avec la mise en place des casiers Girardon, serait une date pertinente...

1. Le Rhône, un cours d'eau de l'Anthropocène

1.1. Généralités

Le Rhône se déploie sur 812 km (Figure 25). Originaire de Suisse, il prend sa source au glacier de la Furka (2341 m d'altitude) situé dans les Alpes suisses (dans le canton du Valais) et se jette dans la mer Méditerranée. Son bassin versant couvre 98 500 km² dont 90 500 km² sont situés en France. Le Rhône et ses affluents traversent différentes unités géologiques (Jura, Massif central et Alpes) et trois grandes écorégions que sont les Alpes, Hautes terres occidentales et Méditerranée de la plaine occidentale (Olivier *et al.*, 2009).

La majeure partie de son bassin versant est caractérisée par des roches alcalines de sédiments du Jurassique et du Crétacé, des dépôts tertiaires et quaternaires, mais draine également des roches métamorphiques acides du bord ouest de l'ancien rift (Bravard, 2010, Arnaud-Fassetta, 2003; Olivier *et al.*, 2009). Le Rhône et ses affluents traversent un cadre physique hétérogène (Figure 25, Tableau 10) et des zones aux conditions hydroclimatiques variées. Afin de simplifier l'appréhension des influences majeures, Bravard et Clemens (2009) distinguent cinq sous-parties; de l'amont vers l'aval :

- le Rhône alpestre (de sa source au lac Léman). Il s'agit de la « gouttière médullaires » des Alpes italo-suisse (Bravard, 1987). Né à 2341 mètres d'altitude, il se jette 164 kilomètres plus à l'aval dans le Léman, à une altitude de seulement 375 mètres où il forme un delta. La pente moyenne de cette section alpine est de 0,9% (Reynard *et al.*, 2009 ; Haond, 2008). Le fleuve est ici caractérisé par un régime nival et nivo-pluvial.
- le Rhône supérieur (du lac Léman jusqu'à la confluence avec la Saône) s'écoule sur 200 kilomètres en traversant Jura et Préalpes, succession de gorges étroites et larges plaines. Cette section est caractérisée par une pente de 0,1% (Haond, 2008) et des apports aux régimes variés tels que ceux nivo-glacio-pluvial de l'Arve, nivo-pluviaux du Fier et du Guiers et pluvio-nival de l'Ain.
- le Rhône moyen (de la confluence avec la Saône jusqu'à celle avec l'Isère) s'écoule sur 110 kilomètres entre le Massif Central et les Pré-Alpes, alternant entre plaines et sections plus contraintes (Bravard, 1987). Il présente une pente de 0,05% (Haond, 2008). L'Isère, principal affluent de cette section, a un régime nivo-glaciaire.

- le Bas-Rhône (jusqu'au Delta situé à Arles). Toujours encastré entre le Massif Central et les Pré-Alpes, il s'étend sur 160 kilomètres avec une pente moyenne de 0,06%. Il reçoit les apports d'affluents cévenols tels que l'Eyrieux, l'Ardèche et le Gard (en rive droite) et pré-alpins et alpins tels que la Drôme et la Durance (rive gauche).
- le Delta du Rhône, caractérisé par une pente de 0,04% (Haond, 2008) se sépare en deux parties « Le Petit Rhône » à l'Ouest et « Le Grand Rhône » à l'Est avant de rejoindre la Mer Méditerranée.

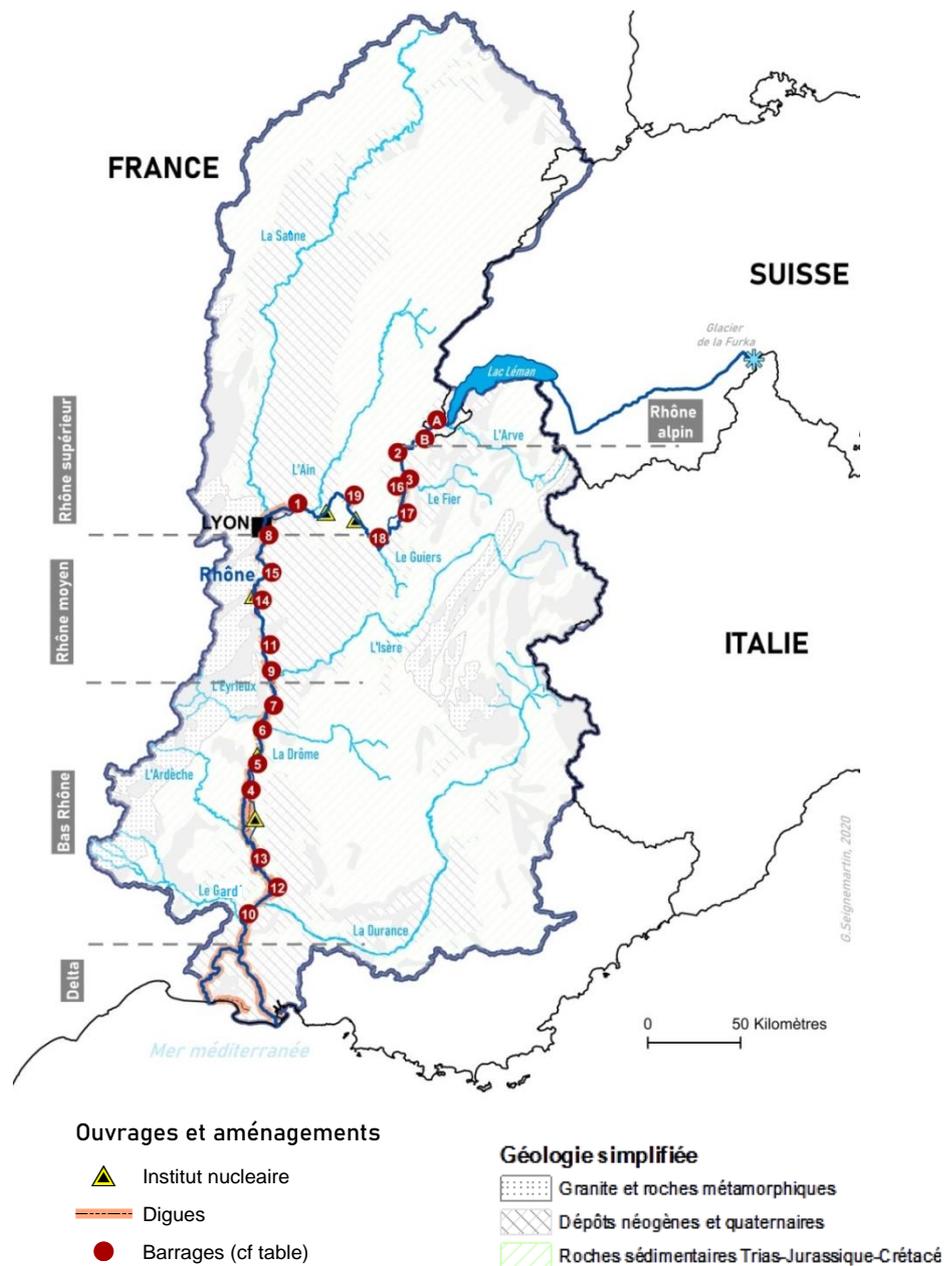


Figure 25 : Carte du bassin versant du Rhône et ses principaux aménagements (en bleu : affluents majeurs ; géologie simplifiée et découpage adapté de Bravard, 2009. Données BD Carthage, BD Charm-50)
La numérotation des barrages correspond aux installations identifiées dans le tableau 14.

Les caractéristiques du Rhône et de ses principaux affluents sont listées en Tableaux 10. Ainsi, l'occupation du sol du bassin versant du Rhône se répartit entre 36,7% de zones forestières, 30,1% de zones arables, et 10,7% de zones de pâture, 10,7% de prairies, 6% de végétation éparse, 4,3% de zones urbanisées et 0,9% de masses d'eau (cf. Tableau 10 ; Olivier *et al.*, 2009). La ville de Lyon est nichée au creux de la Confluence entre la Saône et le Rhône, ce qui explique leurs taux respectifs élevés de part surfacique urbanisée. La densité de population est très élevée au niveau du Rhône amont du fait de la présence de Genève et son péri-urbain. Celle du Rhône (à partir de Lyon) est rehaussée par la densité de population de l'agglomération lyonnaise ainsi que celle des différentes villes de taille moyenne qui bordent son cours jusqu'à la Méditerranée.

L'indice de fragmentation est de 3, correspondant à un état « *strongly affected* » (indiquant la présence de barrages dans le bassin versant du plus grand tributaire) pour l'ensemble du Rhône et ses principaux affluents (cf. Tableau 10, Olivier *et al.*, 2008, selon Dynesius et Nilsson, 1994). Cette fracture spatiale notamment étayée par le recensement de grands barrages (>15m) sur le Rhône (n=6), la Durance (n=9), l'Ain (n=5), et l'Isère (n=2).

Tableau 10 : Caractéristiques du Rhône et de ses principaux affluents (Olivier *et al.*, 2009)

	Upper Rhône	Rhône	Ain	Saône	Isère	Durance
Mean catchment elevation (m)	1655	699	669	373	1463	1137
Catchment area (km ²)	8018	90 538	3713	29 498	11 865	14 322
Mean annual discharge (km ³)	5.77	53.61	3.88	14.92	10.63	0.82
Mean annual precipitation (cm)	162.4	103.1	101.0	95.2	130.6	107.9
Mean air temperature (°C)	4.3	9.2	9.2	9.6	6.5	8.8
Number of ecological regions	2	3	1	1	3	2
Dominant (≥25%) ecological regions	2	48;70	70	70	2	2;48
Land use (% of catchment)						
Urban	3.6	4.3	3.6	4.9	2.9	1.3
Arable	10.6	30.1	16.7	38.0	13.6	20.5
Pasture	5.2	10.7	20.0	20.3	6.2	1.7
Forest	23.6	36.7	53.8	34.4	34.4	38.0
Natural grassland	16.8	10.7	4.0	1.4	19.3	23.9
Sparse vegetation	32.5	6.0	0.1	0.0	22.9	14.1
Wetland	0.1	0.6	0.5	0.1	0.0	0.0
Freshwater bodies	7.6	0.9	1.3	0.9	0.7	0.5
Protected area (% of catchment)	1.4	9.5	1.1	0.4	31.9	12.2
Water stress (1–3)						
1995	1.2	1.1	1.0	1.1	1.0	1.0
2070	1.2	1.1	1.0	1.1	1.0	1.0
Fragmentation (1–3)	3	3	3	3	3	3
Number of large dams (>15 m)	0	6	5	0	2	9
Native fish species	17	35	27	30	21	27
Non-native fish species	5	16	11	11	9	16
Large cities (>100 000)	2	1	0	2	1	0
Human population density (people/km ²)	190	98	61	94	82	32
Annual gross domestic product (\$ per person)	26 721	24 262	23 298	24 410	25 506	22 787

1.2. Hydrogéographie

Caractéristiques générales

A son arrivée en France au niveau de Pougny, le débit moyen annuel du Rhône est de $335 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Juste avant de se diviser au niveau de son Delta, il est de $1690 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Tableau 11). La Saône est le tributaire au débit moyen annuel le plus important ($412 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à Mâcon), suivie de l'Isère ($328 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à Beaumont-Monteux) puis de loin par l'Ain ($120 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à Chazey-sur-Ain).

Tableau 11 : Caractéristiques hydrologiques du Rhône et de ses principaux affluents (issue de Riquier, 2015)

Reach	Gaging station	Period	W.A. (km^2)	Sp.Q ($\text{l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^2$)	\bar{Q} ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	Flood frequencies [†]		
						Q ₂	Q ₁₀	Q ₅₀
Rhône mainstem								
amont du Léman*	Porte Du Scex	1955-2012	5 245	34,7	182	625	855	1 075
aval de l'Arve†	Pougny	1925-2012	10 320	32,5	335	970	1 300	1 600
amont de l'Ain†	Lagnieu	1920-2005	15 400	29,7	457	1 300	1 900	2 300
amont de la Saône†	Perrache	1920-2005	20 300	29,5	598	2 100	3 000	3 800
aval de la Saône†	Ternay	1920-2006	50 560	20,4	1 030	3 100	4 500	5 700
aval de l'Isère†	Valence	1920-2012	66 450	21,1	1 400	3 100	6 000	8 500
amont de l'Ardèche†	Viviers	1920-2012	70 900	20,9	1 480	4 300	6 000	7 500
amont du delta†	Beaucaire	1920-2012	95 590	17,7	1 690	5 800	8 200	10 000
Main tributaries								
Arve*	Genève	1924-2012	1 975	39,5	78	485	655	770
Ain§	Chazey-sur-Ain	1959-2013	3 630	33,1	120	910	1 400	1 900
Saône§	Mâcon	1952-2013	26 060	15,8	412	1 700	2 400	3 000
Isère†	Beaumont-Monteux	1956-2012	11 800	27,8	328	1 200	1 700	2 200
Ardèche**	Saint-Martin-d'Ardèche	1955-2013	2 257	2,8	64	1 700	3 000	4 100
Durance**	Meyrargues	1994-2013	12 500	2,2	28	1 000	2 100	-

Data sources: * OFEV. † CNR. § DREAL. ** SPC Grand delta.

W.A.: Watershed area upstream from the corresponding gaging station. Sp.Q: Specific discharge. \bar{Q} : Average yearly discharge.

† based on annual maximum instantaneous peak streamflow.

Régime de crues du fleuve

Les conditions hydrométéorologiques conditionnent le régime de crue du fleuve. Sur le Rhône, on observe :

- des crues océaniques. Se produisant principalement d'octobre à mars, elles sont dues aux pluies occasionnées par la circulation générale des vents occidentaux et les systèmes dépressionnaires associés. Elles concernent principalement le Rhône alpin, le Haut-Rhône et le bassin versant de la Saône.
- des crues cévenoles. Crues automnales, elles sont causées par la rencontre de masses d'air venant du Sud/Sud-Est, très humide et relativement chaud avec des masses d'air plus froides des Cévennes. Ceci provoque une grande instabilité du fait des différences de températures, on parle alors de forçage orographique.
- des crues méditerranéennes « extensives » qui sont le prolongement vers le Nord des épisodes méridionaux.
- des crues généralisées qui se produisent à la suite d'une série d'événements pluvieux et qui sont donc une combinaison des différentes crues susmentionnées.

Conditions de débits extrêmes

Le Rhône, du fait de la variabilité hydroclimatique qui le caractérise, a connu des épisodes de débits extrêmes (GRAIE, 2016 ; Bravard, 2010 ; Barthélémy et Souchon, 2009 ; Pardé, 1925). Parmi les crues notables, il y a celles de 1840 ($13\,000\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ à Beaucaire), 1856 ($12\,500\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ à Beaucaire, Figure 26), 1993 ($9\,800\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ à Beaucaire), 1994 ($11\,500\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ à Beaucaire), 2002 et 2003 ($>13\,000\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ à Beaucaire). Parmi les étiages sévères, Pardé (1925) recense sur le Bas-Rhône, ceux de 1884, de 1894, de 1906 et de 1921.



Figure 26 : Inondations en 1856 à Lyon, quais de Saône (Source : Domaine public)

1.3. D'une politique de l'exploitation... aux programmes de réhabilitation

Le Rhône a connu de nombreux aménagements depuis la fin du 19^{ème} siècle, tout d'abord en vue de l'exploiter, puis un siècle plus tard, en vue de le réhabiliter (Tableau 12).

Le 17 juillet 1879, le plan Freycinet, lancé par le ministre des travaux publics Charles de Freycinet, entre en vigueur. Il prévoit alors la construction de nombreuses lignes de chemins de fer et le développement des voies navigables afin de d'améliorer le réseau de communication, favoriser l'économie et désenclaver les régions reculées (Barthélémy et Souchon, 2009 ; Combe et Escudié, 1991). Sur le fleuve Rhône, ceci correspond à la phase de correction (mise en place des endiguements Girardon) qui a pour but de conférer au Rhône une meilleure navigabilité (cf. section suivante 1.4.).

D'un point de vue institutionnel, la loi du 27 mai 1921 annonce le programme d'aménagements approuvant les travaux à effectuer entre la frontière suisse et la mer Méditerranée avec un triple objectif d'exploitation de la puissance hydraulique, de favoriser la navigation et gérer la ressource pour l'irrigation. Pour se faire, l'Etat accorde la concession du Rhône à la CNR en 1934 (Compagnie Nationale du Rhône créée à cet effet en 1933) pour une durée de 75 ans (fin en 2023). La construction en série de barrages, seconde phase d'aménagements ci-après, commence avec celui de Génissiat (1948) et s'achève, trente-huit ans, et dix-sept barrages plus tard, avec celui de Sault-Brénaz (1986). Ceci correspond à la seconde grande phase d'aménagement (cf. section suivante 1.4.).

Les années 1990 marquent un tournant dans les actions amorcées, qui acquièrent alors une dimension plus écologique, notamment avec le plan d'action du Rhône (1992) qui tend à « Retrouver un fleuve vif et courant » et le SDAGE (Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux) de 1996 qui s'engage dans la restauration de tronçons court-circuités.

Dans le prolongement du SDAGE de 1996, le Programme Décennal de Restauration Hydraulique et Ecologique du Rhône (1998) a établi trois mesures prioritaires, dont deux ciblent directement les processus physiques :

- une modification raisonnée des régimes réservés dans huit tronçons court-circuités pour les rendre « vifs et courants ».
- une restauration de la connectivité d'anciens bras du fleuve (les *lônes*) afin d'augmenter la diversité et l'hétérogénéité des habitats (Lamouroux *et al.*, 2015, Fruget et Dessaix, 2003).

La troisième mesure est dédiée à la restauration des axes migratoires pour les espèces telles que l'alose, l'anguille ou bien encore les lamproies fluviatile et marine (*e.g.* Zylberblat *et al.*, 2011).

En outre, les crues aux conséquences catastrophiques de 2002 et 2003 ont incité les acteurs (institutionnels et la CNR) à améliorer la gestion du risque d'inondation et à redonner au fleuve davantage d'espace de liberté. Ceci a entraîné la création du 1^{er} Plan Rhône (2007-2013), mêlant objectifs de « prévention des risques liés aux inondations et les pressions du développement des activités en zones inondables », de respect du « cadre de vie de ses habitants : améliorer la qualité des eaux, maintenir la biodiversité, valoriser le patrimoine lié au fleuve, développer un tourisme responsable autour des richesses naturelles, historiques et culturelles de la vallée » et de « développement économique pérenne » (« Le Plan Rhône 2007-2013 - Plan Rhône »).

En juin 2003, le Décret n° 2003-513 approuve le huitième avenant à la convention de concession entre l'Etat et la CNR et vient actualiser les objectifs en matière d'environnement. L'article 1^{er} bis définit que

« Dans l'exercice des missions qui lui sont confiées, le concessionnaire prend en compte les objectifs suivants en matière d'environnement :

- I. - La gestion équilibrée de la ressource en eau et des milieux aquatiques, prévue par le code de l'environnement et les documents spécifiques au bassin du Rhône ;
- II. - La prévention et la correction, par priorité à la source, des atteintes portées à l'environnement liées à la présence ou au fonctionnement de ses ouvrages, en utilisant les meilleures techniques disponibles à un coût économique acceptable ;
- III. - La gestion, dans le cadre d'une politique de développement durable, des espaces, ressources et milieux naturels et des sites et paysages faisant partie du domaine concédé. »

A la suite du Programme Décennal de Restauration Hydraulique et Ecologique du Rhône, le Plan-Rhône (1^{er} : 2007-2013 ; 2nd : 2015-2020) affirme, dans le cadre d'une gestion multifonctionnelle, des ambitions en termes de qualité des eaux, de ressource et de biodiversité. C'est dans ce contexte que s'inscrivent les activités de l'Observatoire des Sédiments du Rhône créé en 2009 (OSR) et l'Observatoire Homme-Milieu initié en 2010 (OHM). L'OSR « a pour mission de produire, rassembler et gérer des données visant à caractériser les stocks et les flux sédimentaires, ainsi que les pollutions associées à ces sédiments » tandis que l'OHM étudie les changements de paradigmes qui modifient les logiques de gestion du fleuve (approche intégrée multifonctionnelle sous le signe d'une logique de développement durable).

Tableau 12 : Dates clefs du contexte normatif ou des programmes d'actions concernant la gestion ou et la restauration sur le Rhône (adapté et complété à partir de Barthélémy et Souchon, 2009)

Dates	Actions sur le Rhône
17.07.1889	Loi 8168 officialisant le Plan Freycinet (développement des chemins de fer et des voies navigables)
27.05.1921	Loi concernant l'aménagement du Rhône de la frontière suisse à la mer. Celui-ci est lié à un triple objectif : puissance hydraulique, navigation, irrigation
1933	Création de la Compagnie nationale du Rhône (CNR), concessionnaire du fleuve, société d'économie mixte
08.04.1946	Loi sur la nationalisation de l'électricité et du gaz : création d'EDF. Partenariat avec la CNR autour du Rhône
1948	Construction du premier barrage de Génissiat
1971	Création de la Fédération Rhône-Alpes de protection de la nature (FRAPNA)
29.04.1984	Loi relative à la pêche en eau douce et à la gestion des ressources piscicoles, imposant une norme quant aux débits réservés Exemption du Rhône et du Rhin
1986	Construction du dernier barrage de Sault-Brenaz
1992	Plan d'action Rhône - agence de l'eau RMC, « Retrouver un fleuve vif et courant », dont la restauration des tronçons court-circuités
1996	SDAGE Rhône - agence de l'eau RMC
1997	Gouvernement de gauche plurielle. Abandon du projet de canal Rhin-Rhône
1998	"Programme Décennal de Restauration Hydraulique et Ecologique du Rhône", extension thématique au premier SDAGE
10.01.2000	Loi relative à la modernisation du service public de l'électricité : fin de la collaboration économique entre EDF et la CNR
2000	Restauration du débit réservé sur le site de Pierre-Bénite
2003	Inondations du Rhône Lancement des concertations organisées par l'État et les régions

2003	La CNR devient une société anonyme d'intérêt général à actionnariat public majoritaire ; actionnaire privé belge (Electrabel)
2004	Restauration du débit réservé sur le site du Haut-Rhône
30.12.2006	Loi sur l'eau éditant de nouvelles règles sur les débits réservés, dont le Rhône n'est plus exempté
2007-2013	Plan Rhône 2007-2013 (Patrimoine et culture, prévention des risques liés aux inondations, qualité des eaux, ressource et biodiversité, énergie, transport fluvial, tourisme)
2015-2020	Plan RHÔNE 2015-2020 (gestion multifonctionnelle des eaux et des milieux, développement économique, innovation territoriale et sociétale)

Barthélémy et Armani (2015) font remarquer l'importance des interactions entre les actions locales et nationales dans la construction des projets de restauration (Figure 27). Ils notent aussi que : *"Consistent patterns emerging across sites included the following: (i) the role of a local public figure able to mobilise stakeholders in supporting the restoration project; (ii) the importance of the organisation of the stakeholder community and its commitment to the project; and (iii) the major role of interactions between local and national levels. Variation across sites also occurred and may be related to unforeseen events such as political changes and natural hazards (e.g. floods and pollution)."*

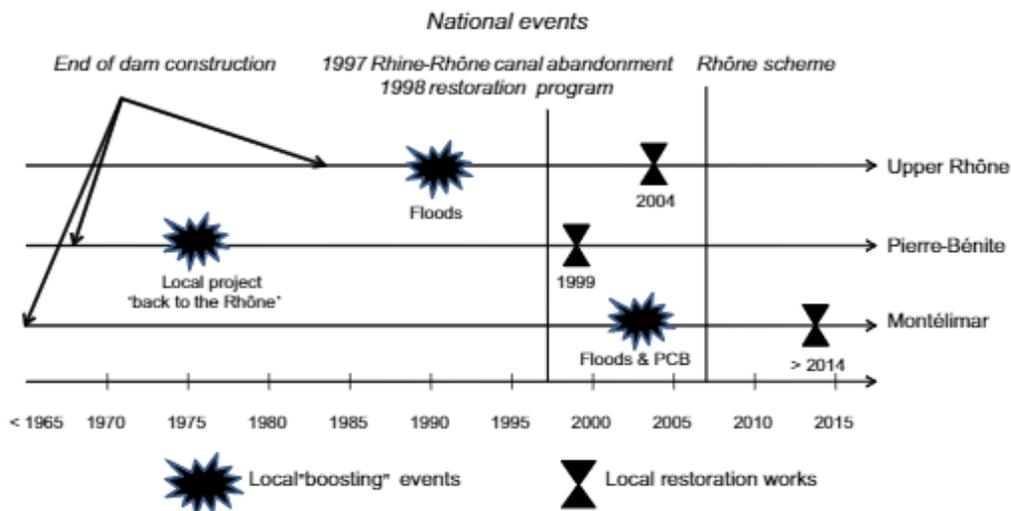


Figure 27 : Chronologie de la restauration sur le Rhône, des projets locaux aux programmes nationaux (Barthélémy et Armani, 2015)

1.4. Les deux grandes phases d'aménagement du Rhône

Au cours des deux derniers siècles, le Rhône a donc été le sujet d'un grand nombre d'aménagements qui ont modifié les paysages et les écosystèmes (Piégay *et al.*, 1997 ; Fruget et Michelot, 1997). Deux phases principales d'aménagements ont été identifiées. La première, initiée à la fin du 19^{ème} siècle vient « corriger » le Rhône tandis que la seconde, datant du milieu du 20^{ème} siècle le dote de barrages à des fins de production hydroélectrique. Nous allons présenter plus en détails chacune de ces phases car les aménagements qu'elles suscitent ont eu un impact important sur l'évolution des marges alluviales du Rhône.

Première phase d'aménagement : la correction du Rhône

Problème initial de navigabilité

Au milieu du 19^{ème} siècle, le Rhône présente un style morpho-fluvial en tresses. Les difficultés de navigation rencontrées sont alors liées à la mobilité du chenal (déplacement du chenal entraînant une mobilité latérale et le déplacement des hauts fonds) mais aussi à l'hétérogénéité de sa profondeur. Celle-ci étant parfois trop faible, notamment au niveau des contrepentes (*cf.* Combe et Escudié, 1991, Figure 28). Dès 1845, le Rhône fait ainsi l'objet de travaux d'ingénierie. En 1878, le rapport de Stanislas Dupuy de Lôme, ingénieur du Génie Maritime, fait le point sur les difficultés encore rencontrées, notamment pour les embarcations à vapeur dans les rapides. C'est alors que Charles de Freycinet, ingénieur et ministre des travaux publics (de 1877 à 1879), établit un programme d'intérêt national concernant la construction et l'aménagement de voies ferroviaires et navigables connu sous le nom de « plan Freycinet ».

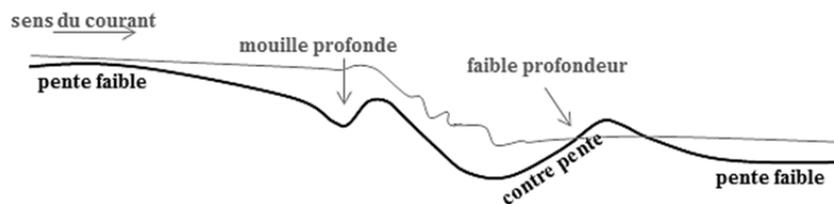


Figure 28 : Schéma des effets de contrepente sur le courant – profil longitudinal (adapté d'après Combe et Escudié, 1991)

Evolution de l'ingénierie des digues

Différents types d'infrastructures ont été réalisés, avec plus ou moins de succès, en vue d'améliorer les conditions de navigation (Tableau 13). L'ensemble des travaux de correction aboutit à une imbrication des différents types d'ouvrage sur le Rhône (Figure 31): on retrouve des digues longitudinales anciennes, des digues submersibles et leur structure fixatrice, des épis noyés, des épis plongeants... au service d'une stabilisation des mouilles et des seuils sur un axe régularisé et une profondeur stabilisée. A noter qu'il existe d'autres constructions de type *digue insubmersible*, mises en place au milieu du 19^{ème} siècle par les communes et les riverains à des fins de lutte contre les inondations (Poinsart et Salvador, 1993). Ainsi, les marges du Rhône sont constituées, par endroit, d'un ensemble complexe de structures : digues longitudinales et casiers Girardon peuvent être accolés à des champs d'épis sur un enchaînement transversal, ou de manière longitudinale.

Tableau 13 : Evolution de l'ingénierie des digues installées sur le Rhône à la fin du 19ème siècle

Ingénieurs/ dates	Principaux aménagements
Kleitz et Tavernier années 1845-1855	<p>Objectif : resserrer le chenal par le biais de digues longitudinales (+ 5 à 8 mètres par rapport au débit moyen).</p> <p>Application : les digues étaient trop rectilignes et trop espacées. Très hautes, elles subissaient rudement l'impact des crues qui finissaient par les abîmer. Ce système fut abandonné en 1855 suite à son manque d'efficacité.</p>
O'brien années 1860- 1870	<p>Objectif : calibrer le Rhône par la mise en place de digues submersibles longitudinales dans les concavités (+2/+3.5m par rapport au débit moyen) et par la construction de barrages déconnectant les bras secondaires (digues de fermeture des bras et digues latérales additionnelles dans ces chenaux secondaires afin de réduire les entrées d'eau).</p> <p>Application : Sur la Figure 29, on remarque que des digues de plus faibles hauteurs préviennent des effets de fouille créant des fosses en courbe au pied des digues. La pente entre la digue et le fond du talweg, est alors plus faible. De plus, ces digues submersibles permettent le passage des crues et leur étalement, ce qui soulage le chenal au niveau des zones inondables où l'enjeu humain est faible.</p> <div data-bbox="1601 414 2116 534" style="text-align: right;"> </div> <p style="text-align: right;">Figure 29 : Effet de la hauteur des digues sur les effets de fouille issu de Combe et Escudé 1991</p>
Jacquet années 1880	<p>Constat initial : les actions antérieures n'ont pas d'effets sur la variabilité de la profondeur (due notamment aux déplacements des hauts fonds lors des crues). Se focalisant sur le fond du chenal, Jacquet travaille notamment sur l'effet des épis noyés et des épis plongeurs, en combinaison avec des digues longitudinales basses (+1/1.5m par rapport au débit moyen) renforcées par des digues latérales.</p> <p>Objectif : obtenir une pente moyenne régulière sur le long du cours d'eau, par l'élimination des fosses au fond du chenal.</p> <p>Application : Concrètement, des épis noyés sont placés de manière à former un angle de 60° à 80° avec la ligne de courant et s'arrêtant à une profondeur où le courant est quasi-nul. Cette technique réduit les effets liés aux fosses et au courant : les mouilles se remplissent et les seuils s'abaissent graduellement. Ainsi le profil en long s'exprimant en une alternance de seuils et de mouilles se régularise et s'aplanit. Sur la Figure 20, entre A et D, est représentée une digue submersible sur laquelle le courant produit un phénomène de fouille en creusant une fosse en tête de digue. Toutefois, l'épi plongeur EF empêche ce phénomène de fouille et régularise le fond tout en jouant un rôle de protection de la digue submersible.</p>
Girardon dès 1883	<p>Constat initial : Girardon et Fargue se rendent compte du lien entre la courbure maximale de la mouille et sa profondeur (Figure 30 a et b). Alors que la courbe varie, la profondeur change aussi. Dans l'idée que le cours d'eau ne devait pas être strictement contraint - l'échec des digues insubmersibles en avaient été un exemple - Girardon s'attaque à la régularisation de tronçons difficiles.</p> <p>Objectif : fixation de la pente moyenne de tronçons du Rhône par celle de l'angle ϕ.</p> <p>Application et développement : En fixant l'angle ϕ (formé par les tangentes des deux côtés de la courbe), il y a stabilisation de la pente moyenne du cours d'eau. Girardon arriva à la conclusion que la pente n'avait pas besoin d'être uniforme mais que la nature du sol et l'expression des crues pouvaient nécessiter que le Rhône conserve une certaine sinuosité.</p> <p>En rassemblant des ouvrages sur la rive concave, ce qui a pour conséquence d'augmenter la profondeur du chenal, et en n'installant que des ouvrages à saillies sans rupture du côté de la rive convexe (souvent des épis noyés qui fixent une marge mobile), il est possible de stabiliser une mouille. En assurant des mouilles successives stables, sont aussi fixées les zones de seuils intercalées. Pour limiter la progression des mouilles, les ouvrages sont bas au sommet de la courbe et s'élèvent en arrivant sur le seuil, ce qui empêche la formation de seuils obliques rapprochés. A contrario, cela favorise la formation de seuil avec pente sans chute brusque et un tirant d'eau maximal même en période d'étiage. Ainsi, des seuils de fonds sont « construits ». Des digues submersibles ($\leq 1m$ par rapport au débit moyen), maintenues par des tenons et des traverses forment les « casiers Girardon ». Ils s'étendent sur la plaine alluviale et jouent aussi le rôle de casiers de rétention lors des crues. Les crues peuvent donc s'étendre dans ces espaces et dans les anciens chenaux « déconnectés » lors des premières séries de travaux.</p> <div data-bbox="1355 885 2139 1093" style="text-align: right;"> </div> <p style="text-align: right;">Figure 30 : a. Courbure maximale et son angle associé ϕ, b. Schéma de la géométrie des ouvrages où la courbure est la plus forte, issu de Combe et</p>

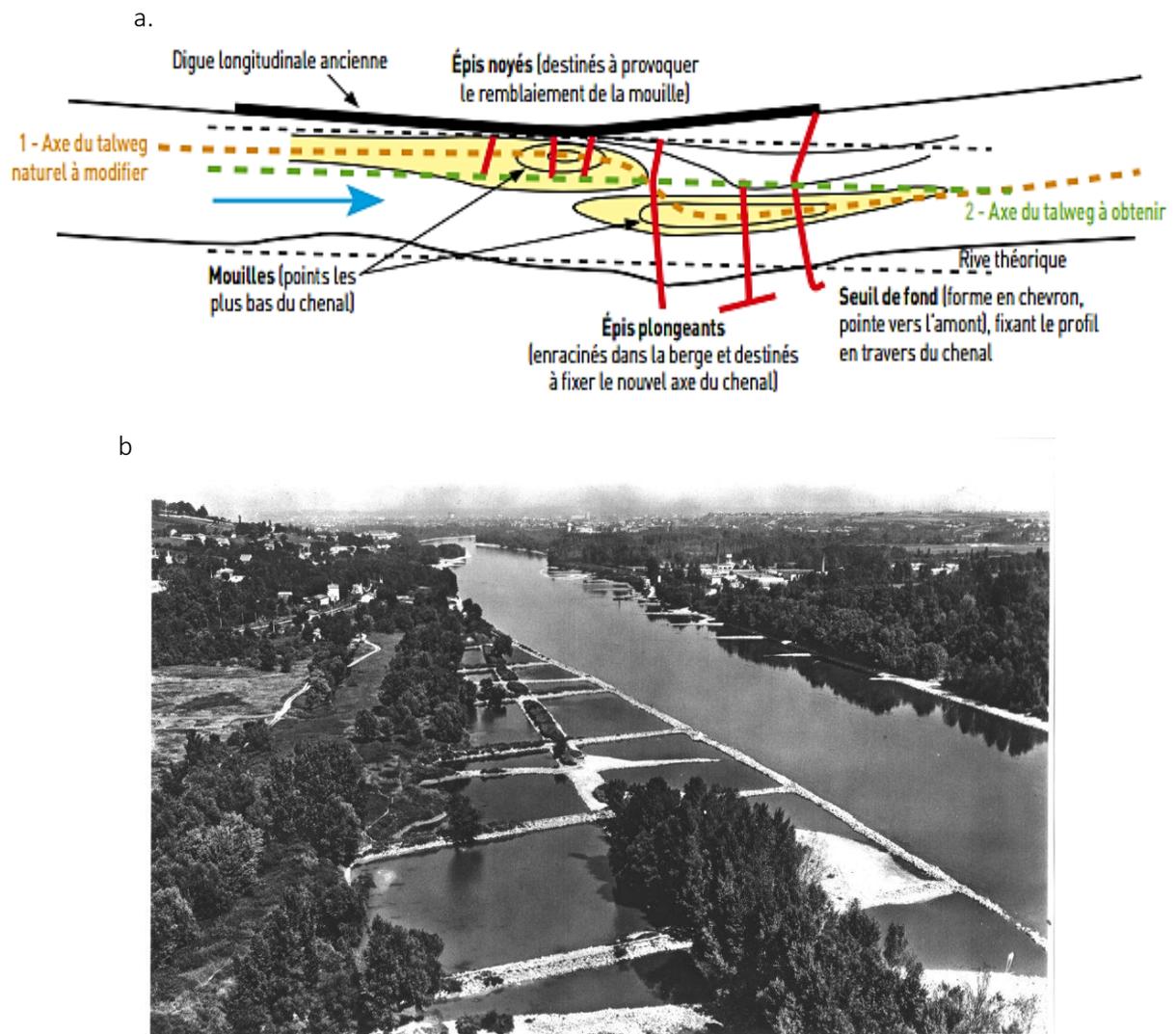


Figure 31 : Agencement des différentes infrastructures sur les marges du fleuve a. Schéma d'agencement (Bravard et Clemens, 2008) et b. Photographie aérienne prise à Irigny en 1957 (source : SMIRIL)

Ainsi les champs de digues sont constitués de « casiers Girardon » (structures constituées de deux tenons – digues transversales – fermées par une digue longitudinale submersible), et de champs d'épis (succession d'épis plongeurs et /ou noyés). Pour plus de simplicité, les appellations « endiguements Girardon » et « champs de digues » pourront se référer aux deux types de structures (*dike fields*), sauf évidemment quand cela sera précisé (casier = structure fermée = *closed field*, champs d'épis = *opened field*).

Seconde phase d'aménagement du fleuve : les installations hydro-électriques

Les premiers aménagements hydroélectriques sur le Rhône datent du début du 20^{ème} siècle. Le tout premier aménagement sur le Rhône est celui de Jonage-Cusset (1894). Barrage en dérivation parallèle, il a nécessité la construction d'un canal de plus de 18 kilomètres de long et de 60 à 105 mètres de large, qui a été mis en place au niveau d'un chenal secondaire du Rhône (Bravard, 2004).

Essor des aménagements hydro-électriques sur le Rhône

En 1934, la Compagnie Nationale du Rhône (CNR) reçoit de l'Etat la concession du Rhône (partie française) pour une durée de 75 ans. Les missions de la CNR sont de produire de l'hydroélectricité, améliorer la navigation, favoriser l'irrigation et les autres usages agricoles. C'est alors que se développent fortement les projets d'aménagements hydro-électriques. La plupart se concrétisent durant la seconde moitié du 20^{ème} siècle. Listés dans l'ordre de construction, les barrages du Rhône et leurs caractéristiques sont présentés en Tableau 14. Le choix du type d'aménagement (dérivation/réservoir) s'est fait en fonction de différents critères liés au contexte géographique, économique, au relief et à l'urbanisation. Ainsi, suite à des analyses économiques et techniques, dans de nombreux cas, la construction d'un barrage sur un canal de dérivation a été préférée. En outre, les barrages réservoirs nécessitent d'avoir un espace à enlever, dans un relief de vallée, permettant la création d'une « cuvette » en amont, ce qui est difficile à concevoir dans une région très habitée.

Tableau 14 : Aménagements classés dans l'ordre chronologique de mise en service (selon Bravard et Clemens, 2008) – la numérotation correspond aux installations identifiées sur la carte de la Figure 18.

Lieux	Date	Type de barrage / Hauteur	Production
1- Cusset	1899	Barrage en dérivation / 12.2m	410 GWh
2- Génissiat	1948	Réservoir / 67m	1700 GWh
3- Seyssel	1952	Réservoir / 8.5m	165 GWh
4- Donzère-Mondragon	1952	Barrage en dérivation / 22.5m	2140 GWh
5- Montélimar	1957	Barrage en dérivation / 16.5m	1600 GWh
6- Bais-le Logis-Neuf	1960	Barrage en dérivation / 12m	1200 GWh
7- Beauchastel	1963	Barrage en dérivation / 11.8m	1200 GWh
8- Pierre-Bénite	1966	Barrage en dérivation / 8m	535 GWh
9- Bourg-lès-Valence	1968	Barrage en dérivation / 11.5m	1100 GWh
10- Valabrègues	1970	Barrage en dérivation / 13.5m	1300 GWh
11- Saint-Vallier	1971	Barrage en dérivation / 11.5m	700 GWh
12- Avignon	1973	Barrage en dérivation / 10m	935 GWh
13- Caderousse	1975	Barrage en dérivation / 8.6m	840 GWh
14- Péage de Roussillon	1977	Barrage en dérivation / 12.2m	850 GWh
15- Vaugris	1980	Barrage au fil de l'eau / 6.7m	335 GWh
16- Chautagne	1981	Barrage en dérivation / 15m	454 GWh
17- Belley	1981	Barrage en dérivation / 17m	449 GWh
18- Brégnier-Cordon	1984	Barrage en dérivation / 13.7m	324 GWh
19- Sault-Brénaz	1986	Barrage en dérivation / 9.7m	245 GWh

*Palier d'Arles n'est pas listé car il est essentiellement utilisé pour la navigation

Au-delà des infrastructures massives, l'activité de production hydro-électrique a nécessité un aménagement du linéaire avec environ 35.3 kilomètres d'endiguements de retenues et 30.3 kilomètres d'endiguements de canaux au niveau du Haut-Rhône, 180.5 kilomètres d'endiguements de retenues et 149.6 kilomètres d'endiguements de canaux sur le Rhône moyen et 215.8 kilomètres d'endiguements de retenues et 179.9 kilomètres d'endiguements de canaux pour le Bas-Rhône (Tratapel, 2004).

1.5. Impacts cumulés et changements hydrogéomorphologiques du Rhône

Le Rhône dans tous ses états

Les deux phases d'aménagements et leurs impacts sur le fleuve tendent à une représentation du fleuve sous trois états tels que proposés par Fruget (1992) et modifiés par Modrak (2013) (Figure 32) : le Rhône naturel (avant 1870), le fleuve corrigé (après la première phase d'aménagement) et le fleuve aménagé (après la seconde phase d'aménagement).

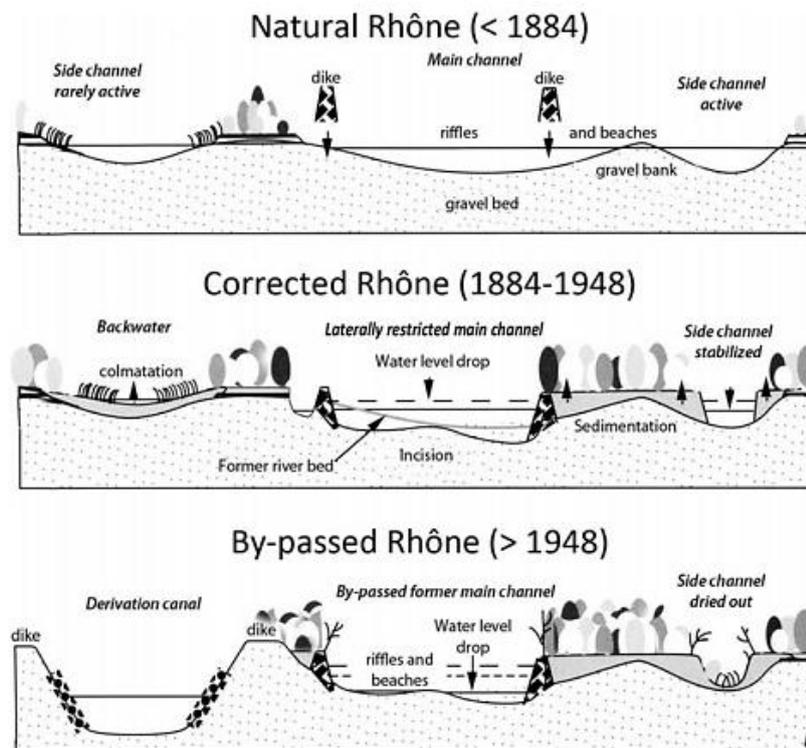


Figure 32 : Changement du profil transversal du Rhône suite aux différentes phases d'aménagement (Modrak 2013, selon Fruget, 1992)

Il est intéressant de noter que c'est au sortir des années 1980, c'est-à-dire avant la mise en place des grands programmes de restauration, que les études sur l'impact des aménagements se multiplient (Roux *et al.*, 1989, Bravard *et al.*, 1986 ; Bravard *et al.*, 1983). Et, parce que les effets sont souvent cumulatifs et les relations complexes, il est difficile de distinguer les liens de causalité entre types d'aménagement et changements observés (Roux *et al.*, 1989, Tricard et Bravard, 1991). Le schéma bilan proposé par Roux *et al.* (1989), présente de multiples facteurs, incluant les pressions sur le bassin versant (Figure 33). Riquier (2015), qui a adapté ce schéma, fait remarquer qu'il peut être généralisé à la plupart des tronçons court-circuités du Rhône à l'exception de la partie « chenaux d'anastomoses », seulement occasionnelle sur le Rhône.

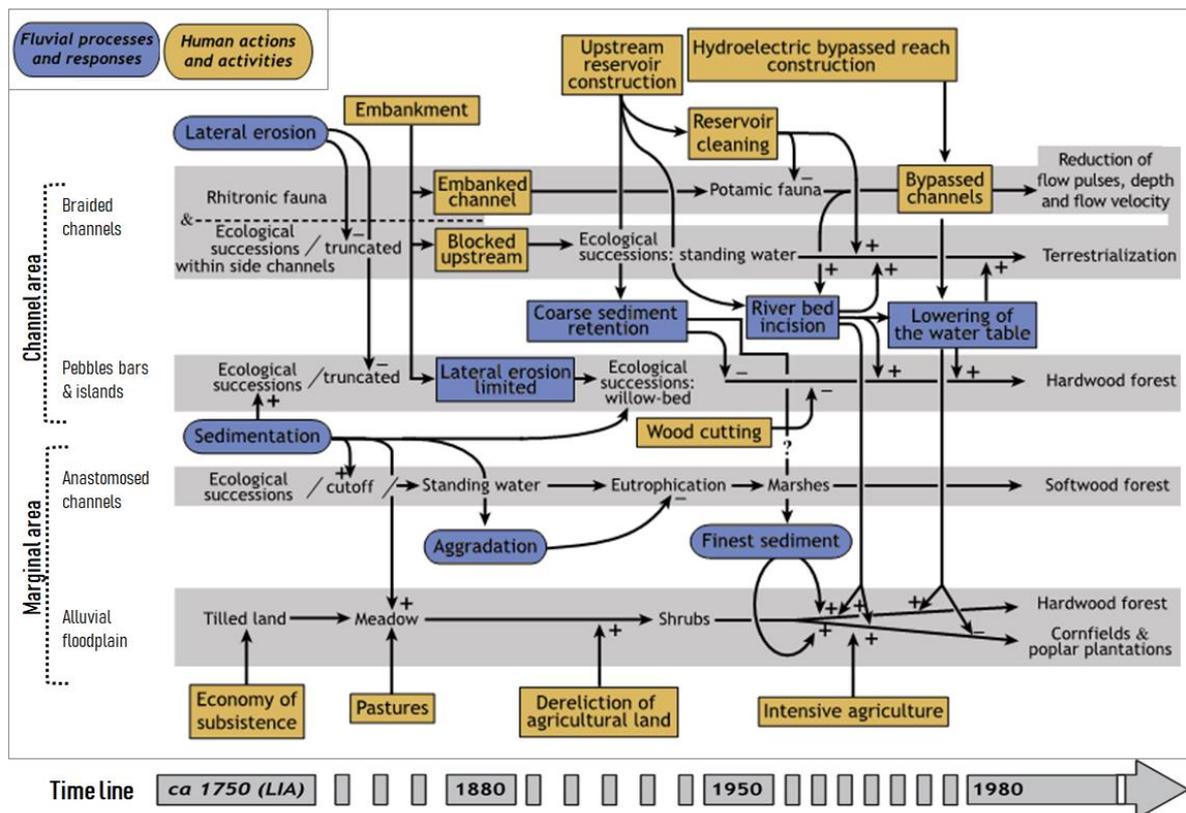


Figure 33 : Bilan « pré-restauration » des changements hydrogéomorphologiques et paysagers sur le Rhône (adapté par Riquier, 2015, d'après Roux *et al.*, 1989)

Le Rhône « naturel » (avant les aménagements)

La phase « naturelle » est associée à des activités humaines basées sur une économie de subsistance, des pratiques agricoles peu marquées (e.g. pâture). Les processus d'érosion latérale et de sédimentation se déroulent dans un contexte permettant les successions écologiques dans un régime de perturbations naturelles. Ainsi, avant les deux grandes phases d'aménagements, le Rhône présentait une « large variété de patrons géomorphologiques reflet de leur historique Pléistocène et Holocène » (Roux *et al.*, 1989). On y retrouvait notamment des formes tressées, localement anastomosées, des méandres, des sections contraintes et plus rectilignes, etc. (Arnaud-Fassetta, 2003 ; Roux *et al.*, 1989, Bravard *et al.*, 1986).

Impacts consécutifs à la correction

Dès 1880, les travaux de correction ont profondément modifié le cours d'eau, corsetant le chenal principal en y concentrant les écoulements, et déconnectant les bras secondaires. Concernant les processus sédimentaires, les endiguements ont empêché la mobilité du chenal et l'érosion latérale. Leur présence a aussi affecté les processus de sédimentation qui ne surviennent dorénavant que lorsque les débits sont assez élevés pour qu'il y ait un effet de « débordement » au-dessus des digues. Les sédiments fins s'accumulent alors derrière ces infrastructures qui réduisent leur reprise potentielle. Les processus érosifs ne peuvent alors opérer qu'occasionnellement, lorsque les digues sont fortement submergées et au point de permettre la circulation des flux et le remaniement des dépôts sédimentaires. La modification des processus a ainsi provoqué l'augmentation des dépôts de sédiments fins sur les marges (Roux *et al.*, 1989, Bravard *et al.*, 1986).

Avec la fermeture des bras secondaires par des ouvrages transversaux, la concentration des eaux vers le chenal principal et les processus de comblement par la sédimentation, la plupart des « îles » ont été progressivement « raccordées » aux rives du fleuve. Suite à la simplification de la géométrie du chenal principal, les vitesses de courant ont augmenté et leurs distributions transversales ont été modifiées. Les bancs de graviers plus centraux et exposés ont disparu en raison de l'érosion occasionnée par l'augmentation de ces vitesses (Roux *et al.*, 1989).

La mise en place de digues « fermant » des bras secondaires a bouleversé leur dynamique et notamment leur régime de perturbations naturelles et les processus de rajeunissement associés. Ainsi, les successions écologiques se déroulent et tendent vers un « vieillissement » des systèmes. Pour les bras secondaires, ceci implique un comblement progressif par les sédiments fins, créant, selon le degré de connectivité et la cinétique d'atterrissement, des environnements épisodiquement « semi-lotiques » lors des périodes de débits élevés et lenticules lorsque que les débits sont faibles. Alors que connectés, ces bras peuvent servir d'annexes fluviales (frayères, nurseries), l'hétérogénéité diminue tandis que la connectivité devient trop faible pour entretenir ces formes et que les bras s'atterrissent (Depret *et al.*, 2017 ; Riquier, 2015 ; Roux *et al.*, 1989).

Les casiers ne sont plus seulement des infrastructures du Rhône mais deviennent aussi des espaces alluviaux à part entière : en bordure de chenal, protégés par une digue longitudinale, ils peuvent jouer le rôle d'annexes fluviales protégées de grands courants (frayères, nurseries) et plausiblement offrir une alternative face à la perte des bras secondaires (Thorel *et al.* 2020 ; Räßple, 2018 ; Franquet, 1999). Mais aussi parce qu'ils sont protégés par une digue longitudinale, ces espaces sont également propices au piégeage des sédiments fins (Räßple, 2018 ; Gaydou, 2013). Les casiers qui demeurent aquatiques se font rares, la plupart s'atterrissent, tandis que certains, hydrologiquement connectés présentent des profils intermédiaires (semi-aquatiques). Sur les surfaces atterries, on observe l'installation d'une végétation qui participe à la stabilisation des dépôts (Räßple, 2018 ; Modrak, 2013).

Impacts des aménagements hydroélectriques

Sur les secteurs dérivés (2^{ème} moitié du 20^{ème} siècle), la réduction des débits dans les « Vieux-Rhône » (en faveur de l'approvisionnement du canal d'amenée) a entraîné un changement des conditions, y imposant un état d'« étiage » quasi-permanent, uniquement interrompu lors de crues, lorsque la capacité maximale des usines hydroélectriques est dépassée, créant alors des conditions où les perturbations sont rares mais drastiques. Ainsi, la dérivation amplifie le phénomène de déconnection des marges : bras secondaires et casiers Girardon continuent de s'atterrir (Räßple, 2018), perdant de leur intérêt en tant qu'annexes fluviales. Ces surfaces atterries sont alors sujettes à une forte végétalisation (Räßple, 2018 ; Gruel, 2014 ; Modrak, 2013).

En outre, les sections court-circuitées s'incisent également (Parrot, 2015 ; Piégay *et al.*, 1997 ; Roux *et al.*, 1989), accentuant l'écart entre les marges qui s'engraissent en sédiments fins et le lit qui s'enfoncé. L'incision provoque un abaissement de la nappe associée, ce qui amplifie la déconnection latérale des annexes fluviales qui se retrouvent de plus en plus « perchées » par rapport à la nappe. Dans le canal d'amenée où le gros du débit s'écoule, les berges endiguées n'offrent pas d'opportunités de mobilité latérale et donc, peu de diversité en termes de formes alluviales et d'habitats. Quant aux barrages sans dérivation, principalement Génissiat et plus modestement Seyssel et Vaugris (sans oublier les ouvrages suisses), ils piègent la charge grossière et occasionnent des opérations de relargage de fines accumulées dans la retenue appelées « chasses ». Ces opérations sont controversées en raison des risques potentiels de pollution, de colmatage, d'asphyxie de la faune, (etc.) qu'elles occasionnent.

Impacts cumulés sur les sédiments

Le constat est général : les flux de sédiments grossiers ont diminué. La diminution des apports externes résulte en outre de la déprise rurale et des travaux de stabilisation RTM des bassins versants, diminuant ainsi les apports solides grossiers (Bravard, 1994 ; Peiry *et al.*, 1994).

La diminution des apports internes se manifeste :

- suite aux aménagements des marges (digues) qui ont eu un impact sur le comportement des sédiments tels que l'immobilisation par le stockage. Ceci peut être interprété aussi comme une soustraction de surface soumise à la dynamique fluviale (Bravard, 1994 ; Poinart, 1992),
- à la suite des extractions importantes dans les gravières durant le 20ème siècle qui vont aussi dans le sens d'une réduction de la quantité de sédiments disponibles pour le transport solide (Poinart, 1992),
- en aval des barrages réservoirs (par exemple celui de Génissiat) qui retiennent la charge solide du cours d'eau en amont de l'installation (Bravard et Clemens, 2008).

En conclusion, les apports qui constituent la charge alluvionnaire sont en diminution. Le transport solide du Rhône s'inscrit dans une dynamique de déstockage des héritages glaciaires et fluvio-glaciaires (en amont de Lyon) et fluviales pléistocènes et holocènes (en aval de Lyon) (Vassas et Citterio, 2013).

Impacts cumulés et changements hydrogéomorphologiques

De façon cumulative, les digues et les barrages ont engendré des impacts de premiers ordres en jouant sur les débits liquides et solides, entraînant des changements de formes fluviales ainsi que des modifications de la composition du substrat. Ces changements se sont répercutés sur la composition des communautés végétales (*e.g.* Klingeman *et al.*, 1998 ; Bravard, 1987), ce qui correspond à un impact de second ordre ; mais aussi sur les communauté faunistiques (*e.g.* macrobenthos, piscicoles, aviaires ; *cf.* Fruget et Dessaix, 2003 ; Fruget, 1992), ce qui correspond cette fois-ci, à un impact de troisième ordre (Roux *et al.*, 1989).

Le Tableau 15 propose un recensement non exhaustif des différents impacts consécutifs aux phases d'aménagements.

Tableau 15 : Impacts cumulés et changements hydrogéomorphologiques

	Impact sur les flux liquides	Impact sur les sédiments	Changements hydrogéomorphologiques
Phase 1 – Correction (fin 19^{ème} siècle)	<ul style="list-style-type: none"> - Redirection (bras secondaires) /concentration (rétraction du chenal) des flux dans un chenal principal au tirant alors augmenté - Augmentation de la vitesse et modification des patrons des courants dans le chenal - Diminution de la connectivité hydrologique des marges du Rhône et diminution de l'érosion latérale 	<ul style="list-style-type: none"> -Disparition des processus d'érosion latérale -Piégeage des sédiments fins dans les casiers et derrière les digues longitudinales 	<ul style="list-style-type: none"> -Rétraction du chenal -Création de nouveaux espaces fluviaux, les « casiers » -Atterrissement progressif des annexes fluviales les plus déconnectées (bras secondaires, casiers) et végétalisation -Formation de levées et de bourrelets de digues - Rattachement des îles aux rives
Phase 2- effet des dérivations (milieu 20^{ème} siècle)	<ul style="list-style-type: none"> - Diminution du débit dans les secteurs court-circuités - Détournement des flux vers un canal d'amenée - Diminution de la connectivité hydrologique des marges des Rhône et diminution de l'érosion latérale 	<ul style="list-style-type: none"> -Diminution de la capacité de transport et de la capacité érosive -Stockage des sédiments fins 	<ul style="list-style-type: none"> -Rétraction du chenal -Atterrissement marqué des annexes fluviales (bras secondaires, casiers) et forte végétalisation -Réduction des formes fluviales -Incision dans le chenal principal -Abaissement de la nappe alluviale
Autres activités et altérations	<ul style="list-style-type: none"> - Barrage réservoirs sur le Rhône (20^{ème} siècle) et ses affluents : modification des débits, écrêtage des crues. 	<ul style="list-style-type: none"> - Diminution des apports externes en matériaux grossiers (dès la seconde moitié du 19^{ème} siècle : travaux RTM de stabilisation des versants de montagne + seconde moitié du 20^{ème} siècle : activité extractive importante + au 20^{ème} siècle : barrages réservoirs sur le Rhône et ses affluents) + Contrôle des apports sédimentaires des affluents au niveau des confluences afin de ne pas perturber la navigation sur le fleuve 	<ul style="list-style-type: none"> - Participe à l'aggravation des impacts hydrogéomorphologiques susmentionnés.

Globalement, le Rhône tend à un appauvrissement de ses formes, se dirigeant vers un style fluvial rectiligne et peu dynamique où subsistent quelques rares reliquats vieillissant d'une diversité passée (Tena *et al.*, 2020 ; Figure 34). Les sections caractérisées par le transport d'une charge graveleuse sont devenues bien rares. Le fleuve transporte essentiellement aujourd'hui du sable sur un lit pavé figé.

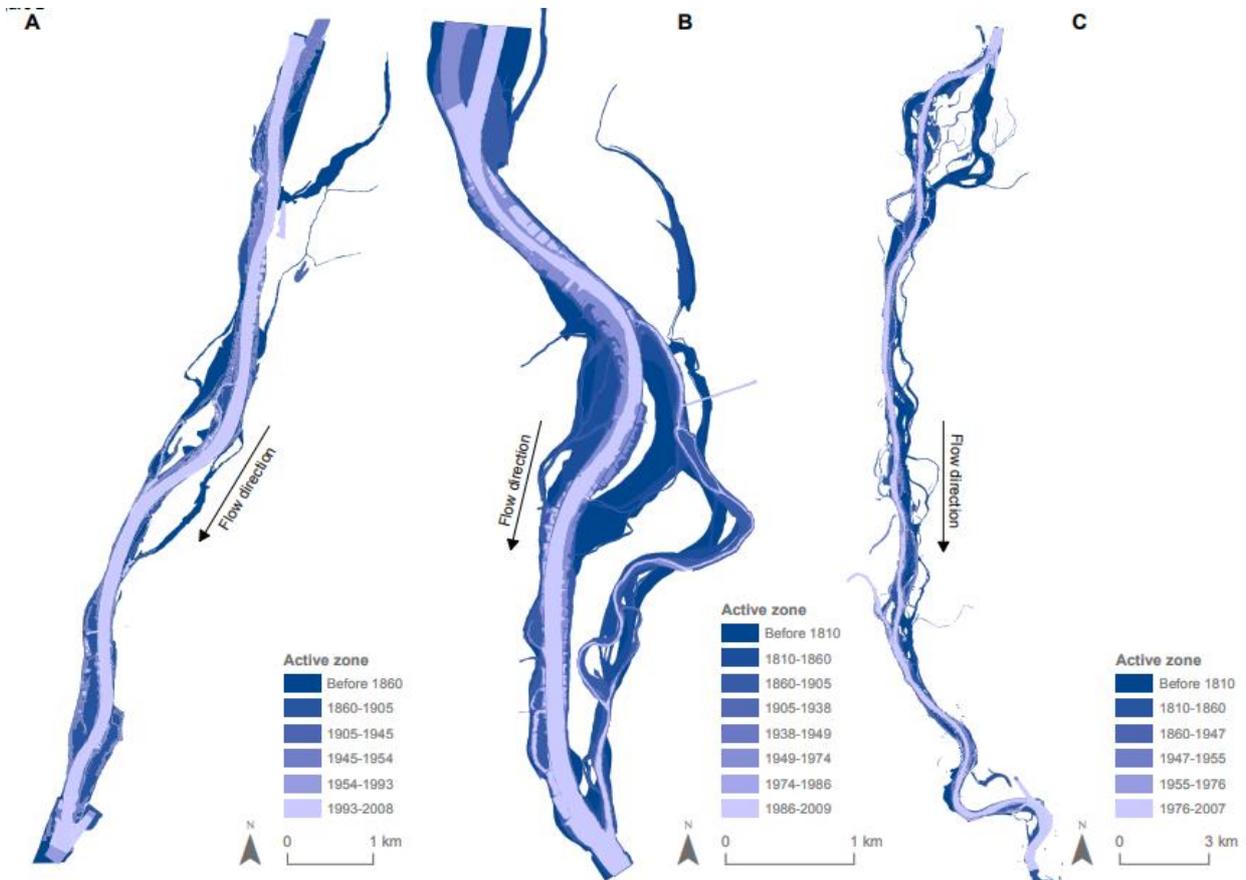


Figure 34 : Evolution planimétrique de trois secteurs court-circuités : Pierre-Bénite (A), Péage-de-Roussillon (B), Donzère-Mondragon (C). NB : les couleurs indiquent les dates de terrestrialisation (Tena *et al.*, 2019)

1.6. Restauration de processus physiques et autres mesures de revalorisation environnementale

Actions de réhabilitation partielle des processus physiques

Les actions sur les processus physiques entreprises sur le Rhône s'inscrivent dans une démarche de restauration partielle des processus et consistent à (Figure 35) :

- 1- Augmenter les débits des régimes réservés dans les tronçons court-circuités afin de leur redonner un caractère "vif et courant".
- 2- Reconnecter certains bras secondaires afin de diversifier les habitats.
- 3- Démanteler certains ouvrages de digues pour restituer de la mobilité latérale et remettre à disposition du fleuve les stocks sédimentaires piégés.

Ces actions visent à accroître la diversité des milieux et des dynamiques fonctionnelles afin améliorer le fonctionnement écologique de ces secteurs (Lamouroux *et al.*, 2015, Piégay *et al.*, 1997, SDAGE de 1996).

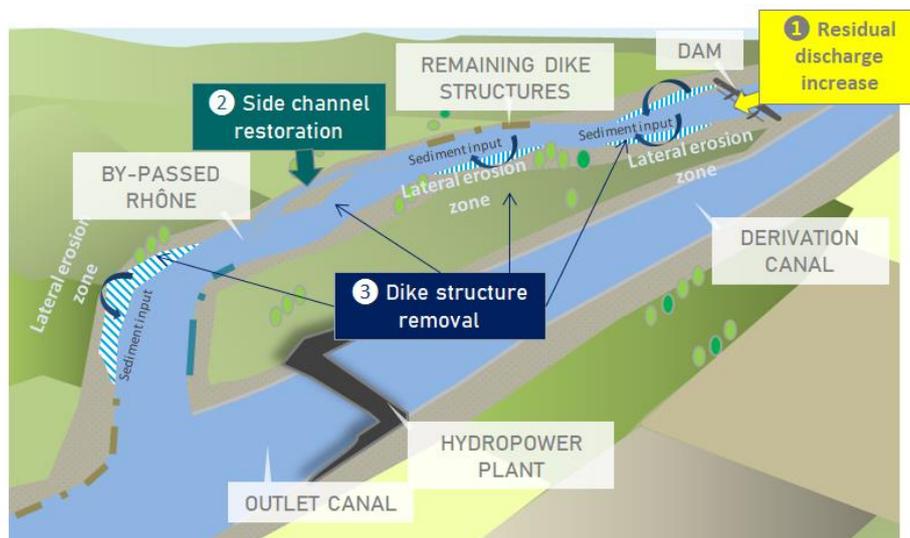


Figure 35 : Actions entreprises pour la restauration partielle des processus physiques sur les Rhône court-circuités

Autres mesures de gestion et de protection environnementales

Il est aussi possible d'illustrer la multiplicité des mesures environnementales entreprises sur le Rhône (Fruget et Dessaix, 2003) en l'abordant à travers la diversité des cibles telles que :

- la protection des espèces sensibles (notion d'espèces parapluies). Exemple : le castor européen, protégé nationalement depuis 1968, revenu naturellement sur le Rhône dans les années 1960 mais aussi réintroduit sur de nombreux sites entre les années 60 et 2000 ;
- la protection des habitats (réserves naturelles, ZNIEFF, etc.). Exemple : réserve naturelle nationale de l'île de la Platière (RNN79) classée en 1986 ;
- la restauration des connexions biologiques (trames vertes et bleues, etc.). Exemple : mise en place de « passes à poissons » sur le Rhône et ses affluents en faveur des espèces migratrices (Zylberblat *et al.*, 2011) ;
- le contrôle des activités humaines. Exemple : interdiction de chasse du héron cendré.

2. Les casiers Girardon, des infrastructures originales

Concluant l'étude bibliographique, cette sous-partie, a pour objectif de compiler les connaissances existantes sur les casiers Girardon du Rhône, originaux et spécifiques à ce fleuve, et de les comparer à d'autres types de structures hydrauliques bien plus couramment rencontrées sur les rivières européennes et nord-américaines.

2.1. Les casiers Girardon et leurs spécificités

L'originalité des aménagements de correction du Rhône

Tricard et Bravard (1991), dans une approche comparative, examinent les infrastructures installées sur le Danube, le Rhône et le Rhin (Figure 36). Ils identifient différentes structures telles que des épis externes, des épis noyés, ou encore des seuils de fond mais seul le Rhône présente la particularité de comporter des structures fermées composées de tenons transversaux reliés par une digue longitudinale submersible.

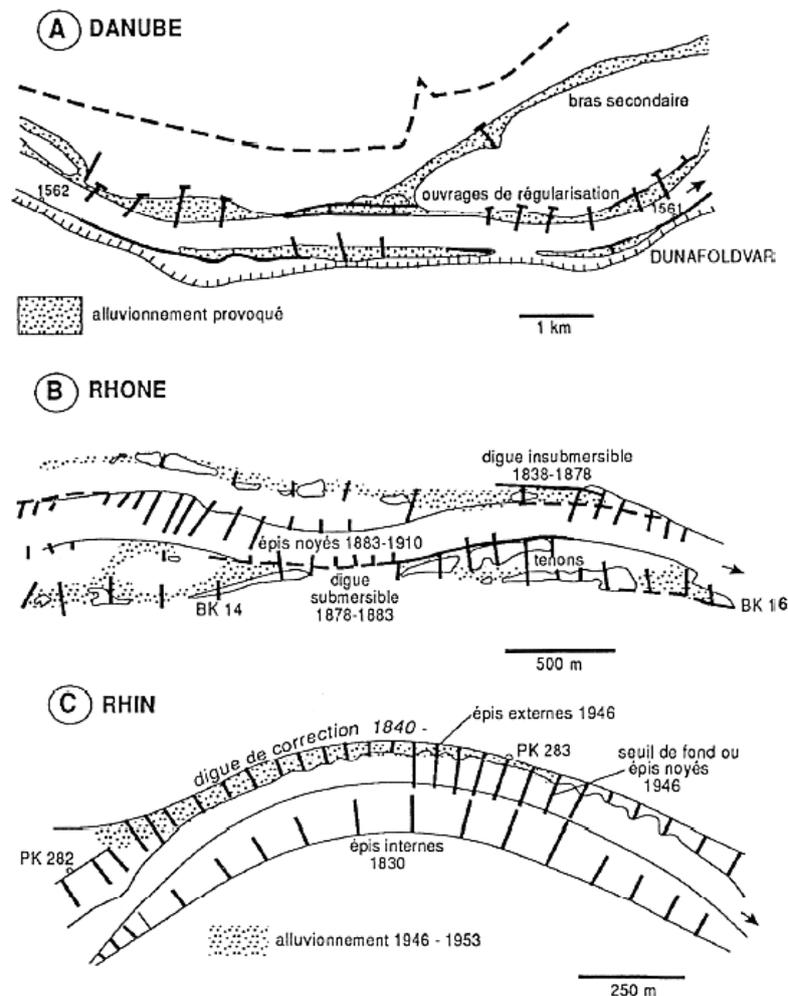


Figure 36 : Ouvrages de correction réalisés sur le Danube, le Rhône et le Rhin (Tricard, Bravard, 1991)

Géométrie des casiers Girardon

Räpple (2018) a travaillé sur quatre secteurs court-circuités : deux secteurs amont et deux secteurs aval du Rhône moyen. Elle remarque que les caractéristiques individuelles des casiers du Rhône varient en fonction de caractéristiques stationnelles. Usuellement de forme rectangulaire ou carré, certains, pour être adaptés aux conditions locales, arborent des formes triangulaires ou irrégulières. C'est notamment le cas d'ouvrages placés aux niveaux d'anciens bras latéraux. La taille des casiers varie de 0,01 à 9,79 ha avec une moyenne de 0,9 ha ($SD = \pm 1,17$ ha) et des emprises spatiales significativement plus grandes dans les deux tronçons d'étude à l'aval (Figure 37.a).

Les ratios longueur/largeur des casiers varient entre 0,06 et 4,68 (moyenne = 0,64, $SD = \pm 0,59$), avec des casiers ayant un ratio plus faible dans les secteurs aval (Figure 37.b). C'est-à-dire que les emprises spatiales sont carrées dans les deux secteurs amont, tandis qu'elles sont plus allongées, plus rectangulaires à l'aval. Leur élévation relative au-dessus du niveau de l'eau (par rapport à un débit de $100\text{m}^3/\text{s}$) varie de 0,48 à 7,57 m avec une moyenne de 3,58 m ($SD = \pm 1,44$ m). Non seulement les tronçons à l'amont sont caractérisés par des hauteurs relatives plus faibles qu'à l'aval mais chaque secteur présente des distributions significativement différentes (Figure 37.c). La hauteur relative des digues, comprise entre 0,1 m et 6,7 m, a une moyenne de 3,3 m ($SD \pm 1.4$ m) au-dessus de la ligne d'eau (pour un débit de $100\text{m}^3/\text{s}$) sur l'ensemble des secteurs (Figure 37.d), avec des tendances similaires à celle de la hauteur relative des casiers : les secteurs ont des distributions significativement différentes et les deux secteurs aval ont des hauteurs relatives de digues beaucoup plus élevées que les deux secteurs amont (Räpple, 2018).

Sédimentation des casiers Girardon

Remplissage et atterrissement des casiers

Une forte sédimentation fine est constatée au niveau des marges alluviales, ce qui se traduit par un comblement généralisé des casiers et l'installation de boisement (Räpple, 2018 ; Modrak, 2013 ; Gaydou, 2013). Après les aménagements Girardon, le Rhône circule dans le chenal principal et perd beaucoup de sa connectivité avec la plaine alluviale (déconnexion des bras secondaires). Les casiers Girardon accumulent les sédiments piégés lors de leur transit. Suite aux aménagements de la CNR, le Rhône court-circuité voit son débit chuter fortement. Les casiers se retrouvent, dans la plupart des cas, surélevés par rapport au niveau du Rhône. Ils piègent les sédiments lors des crues.

Räpple (2018) sonde des épaisseurs sédimentaires comprises entre 24 et 471 cm ($276\text{ cm} \pm 125\text{ cm}$ en moyenne) pour les surfaces ayant été atterries avant la dérivation et des épaisseurs de 10 cm à 463 cm (moyenne = $210\text{ cm} \pm 113\text{ cm}$) pour les dépôts post-dérivation (Figure 37.a). Pour les dépôts pré-dérivation, les épaisseurs sédimentaires observées sont équivalentes pour les quatre secteurs. En revanche, une différence amont-aval est observable en ce qui concerne les épaisseurs des dépôts post-dérivation : les épaisseurs des deux secteurs à l'aval sont beaucoup plus grandes que dans les secteurs amont (Räpple, 2018). D'un point de vue surfacique, les casiers s'atterrissent plus fortement durant la période pré-dérivation dans le secteur aval que dans le secteur amont (Figure 37.b). Räpple l'explique par le fait que DZM (Donzère-Mondragon) est un secteur où les casiers sont plus perchés, les hauteurs relatives de digues, plus élevées. Dans les deux cas, du fait de l'abaissement de la ligne d'eau, la dérivation marque la généralisation de l'atterrissement des casiers.

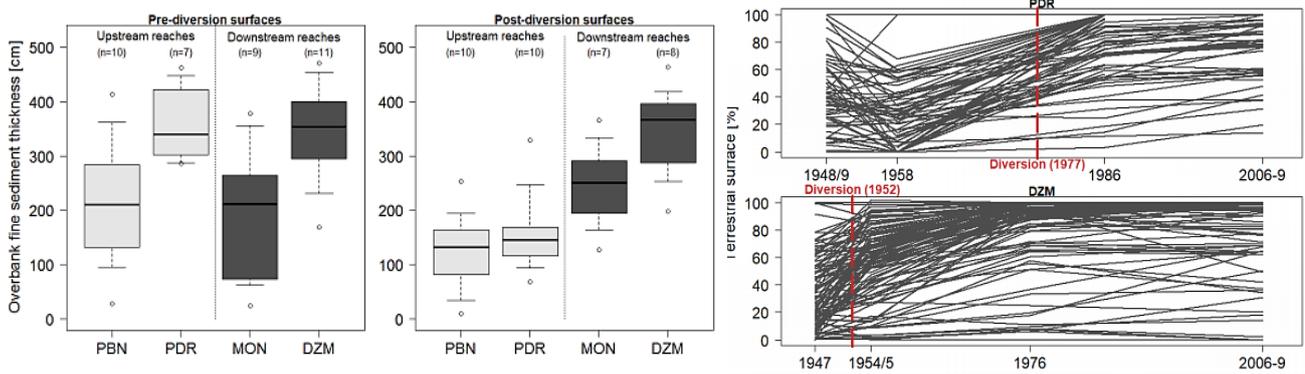


Figure 37 : a. Epaisseurs de sédiments dans les casiers Girardon au niveau des dépôts atterris avant et après dérivation dans les secteurs de PBN, PDR, MON et DZM ; b. Evolution des pourcentages de surface atterries à PDR et DZM au cours du 20^{ème} siècle (Räpple, 2018)

Lithofaciès et structures sédimentaires intra-casier

En 2013, l'équipe du BRGM a caractérisé le remplissage sédimentaire d'un casier Girardon situé en rive gauche sur le secteur de Péage-de-Roussillon (BRGM, 2013). Les dépôts intra-casiers se composent essentiellement de sédiments fins constitués de sables et de limons (Figure 38). Ils reposent sur un socle de sédiments plus grossiers (graviers, galets), correspondant à l'ancien lit du Rhône avant la mise en place des aménagements (Figure 39).

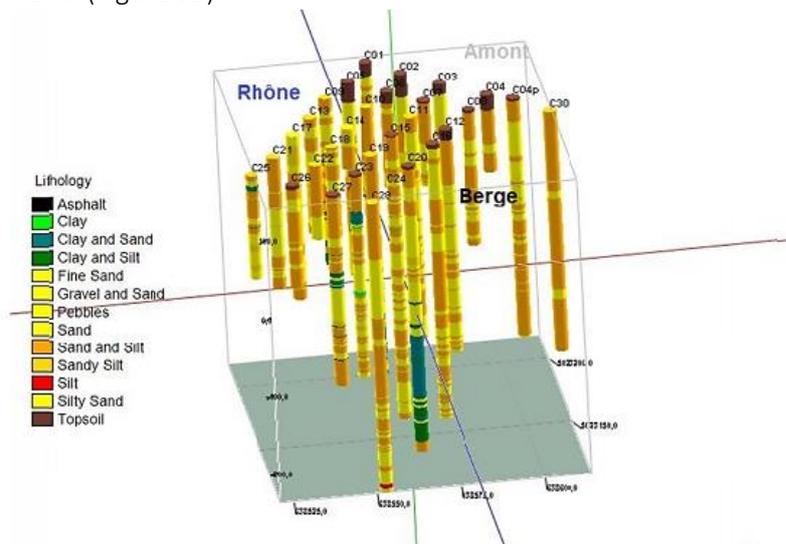


Figure 38 : Synthèse des lithofaciès rencontrés sur les 30 carottages au sein d'un casier de l'île des graviers, PK 55.05 (secteur de Péage-de-Roussillon) (Source : BRGM, 2013)

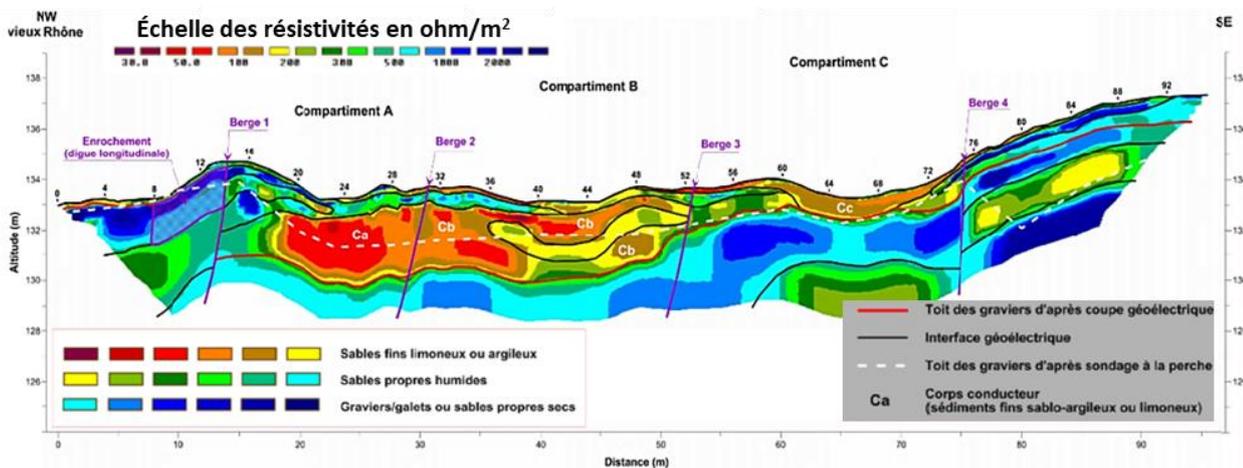


Figure 39 : Interprétation des structures sédimentaires au sein d'un casier de l'île des graviers, PK 55.05 (secteur de Péage-de-Roussillon) à partir d'image de subsurface au radar pédologique et des descriptions des lithofaciès (Source : BRGM, 2013)

Pollutions en métaux et PCBi des sédiments intra-casier

Dans ce même rapport (BRGM, 2013), les sédiments provenant de deux carottes ont montré un signal chimique continu de la fin des années 1990 à nos jours avec des teneurs moyennes proches du fond géochimique estimé (Figure 40.d). En revanche, la fenêtre temporelle des années 1970 et 1980 est marquée par des pics de pollutions (Figure 40.a et 40.b). Les concentrations atteignent un maximum de 831 mg/kg pour le cuivre, 59,7 mg/kg pour le Mercure, 959 mg/kg pour le zinc, 398 mg/kg pour le nickel, 210 mg/kg pour le chrome, 59,7 mg/kg pour le plomb, 959 mg/kg pour le cadmium, 48,2 mg/kg pour l'arsenic. Ces valeurs dépassent largement les seuils S1 (Figure 40.c). Les teneurs en PCB sont corrélées aux teneurs en zinc ($R=0,62$) et en cuivre ($R=0,72$) (Figure 40.e).

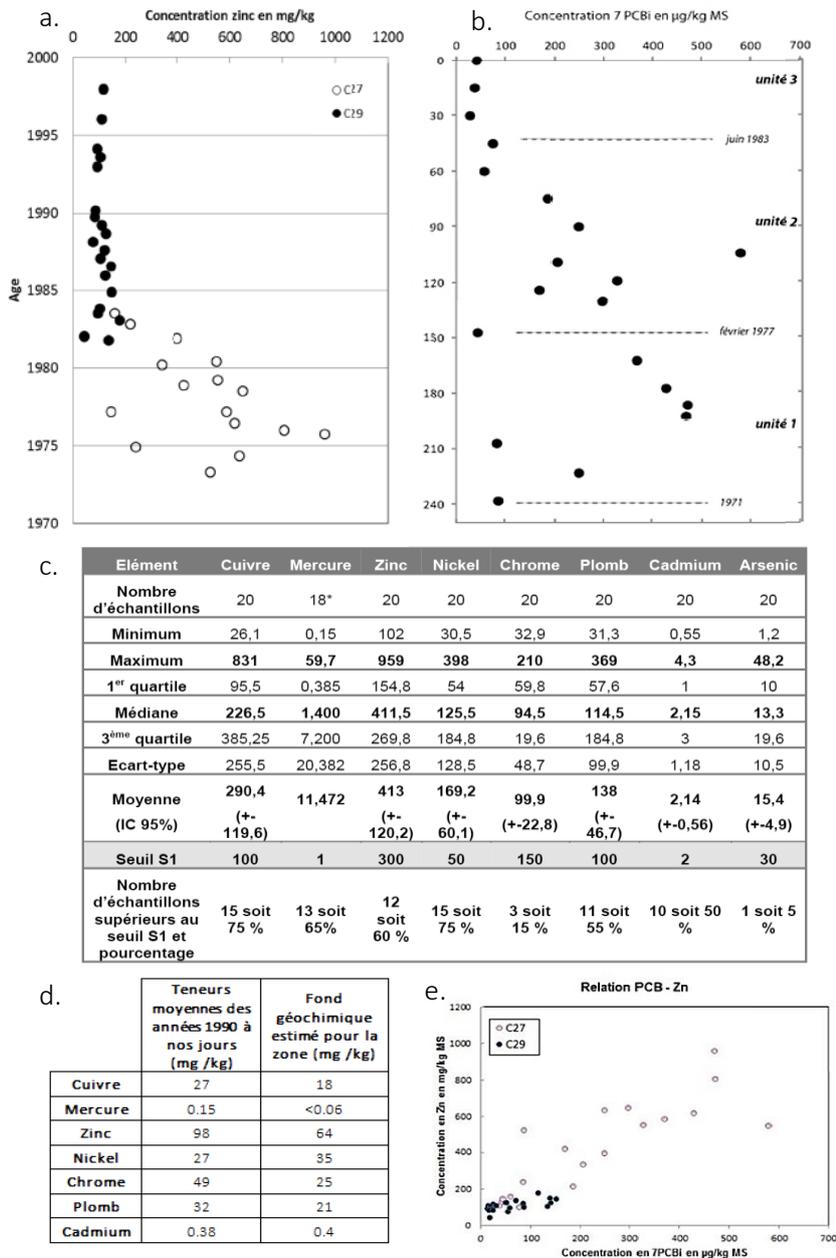


Figure 40 : a. Concentration en zinc en fonction de l'âge des dépôts dans les carottes C27 et C29 ; b. Concentration en 7PCBi en fonction de l'âge des dépôts dans la carotte C27 ; c. Concentration en ETM dans la carotte C27 ; d. Concentration en ETM depuis les années 90 sur C27 et C29 et fond géochimique estimé ; e. Relation des teneurs en zinc - teneurs en 7PCBi (Source : BRGM, 2013)

Caractérisation de la végétation riparienne des casiers

Environ 130 ans après l'installation des ouvrages de correction, l'occupation des sols au sein des casiers correspond en moyenne pour 56.2% à des surfaces arborées, 27.9% des surfaces ouvertes (herbacées et minérales), 11.7% des surfaces aquatiques, 3.5% des surfaces agricoles et 0.8% des infrastructures diverses (Räpple, 2018).

Au niveau de ces secteurs court-circuités du Rhône, les perturbations fluviales sont, de ce fait, limitées, ce qui favorise un vieillissement dans les processus de successions végétales. La densité des individus témoigne de perturbations rares et espacées dans le temps : les surfaces arborées ont augmenté avec le temps et la diversité spécifique aussi. Il y a notamment l'apparition d'essences à bois dur, typiques des successions secondaires (*e.g. Fraxinus angustifolia, Ulmus minor, Acer campestre* etc.) qui se développent au milieu d'une ripisylve initialement composée d'essences à bois tendre (*e.g. Populus alba, Populus nigra, Salix alba*) (Figure 41.a et 41.b). C'est ainsi que les fameuses peupleraies du Rhône évoluent vers des forêts de succession secondaire. La strate arborée souffre notamment d'un manque de régénération car les conditions abiotiques sont défavorables aux espèces des stades de successions intermédiaires ou pionniers. De plus, la présence importante d'*Acer negundo*, ou encore de *Fallopia japonica* (strate herbacée/arbustive) illustre un dysfonctionnement du système qui profite aux espèces invasives. La végétation riparienne tend alors à une banalisation de sa composition spécifique (Räpple, 2018 ; Gruel, 2014 ; Modrak, 2013).

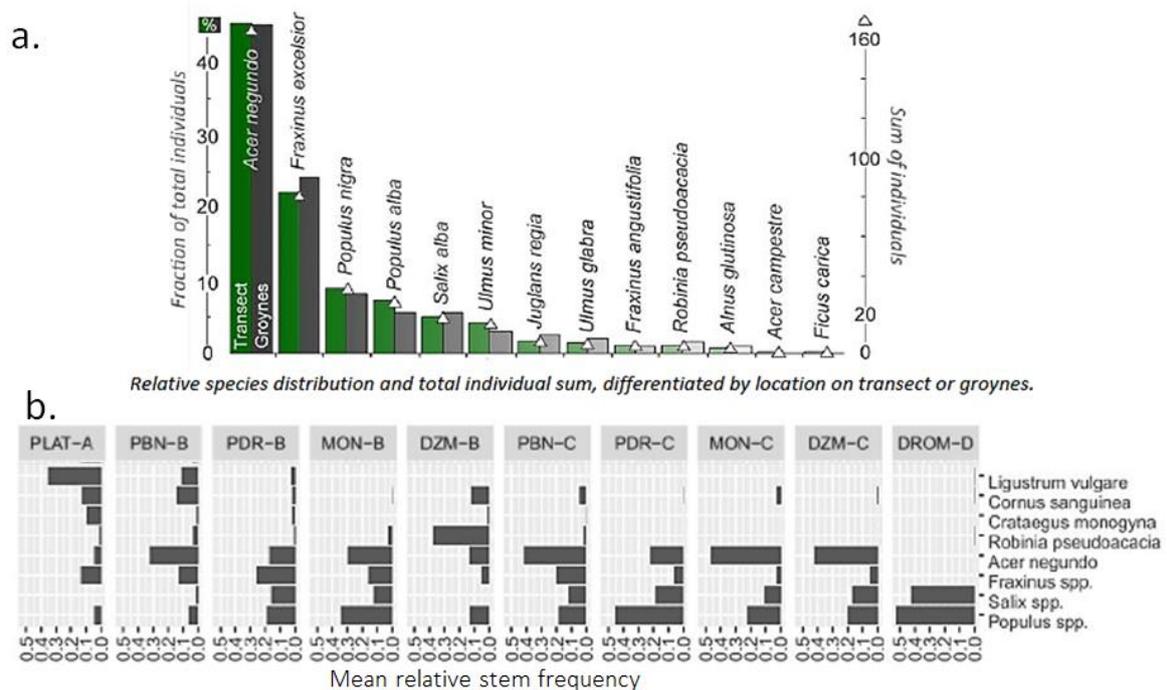


Figure 41 : a. Pourcentage de chaque essence sur un train de casier de Péage-de-Roussillon b. Comparaison intersites des fréquences de chaque essence (Modrak, 2013) ; PLAT –A étant une forêt mature, PBN (Pierre-Bénite), PDR (Péage-de-Roussillon), MON (Montélimar), DZM (Donzère-Mondragon) et DROM-D, un échantillonnage sur un autre cours d'eau, la Drôme. Les suffixes « B » correspondent aux surfaces émergées durant la période pré-dérivation et « C » à la période post-dérivation (Räpple, 2018).

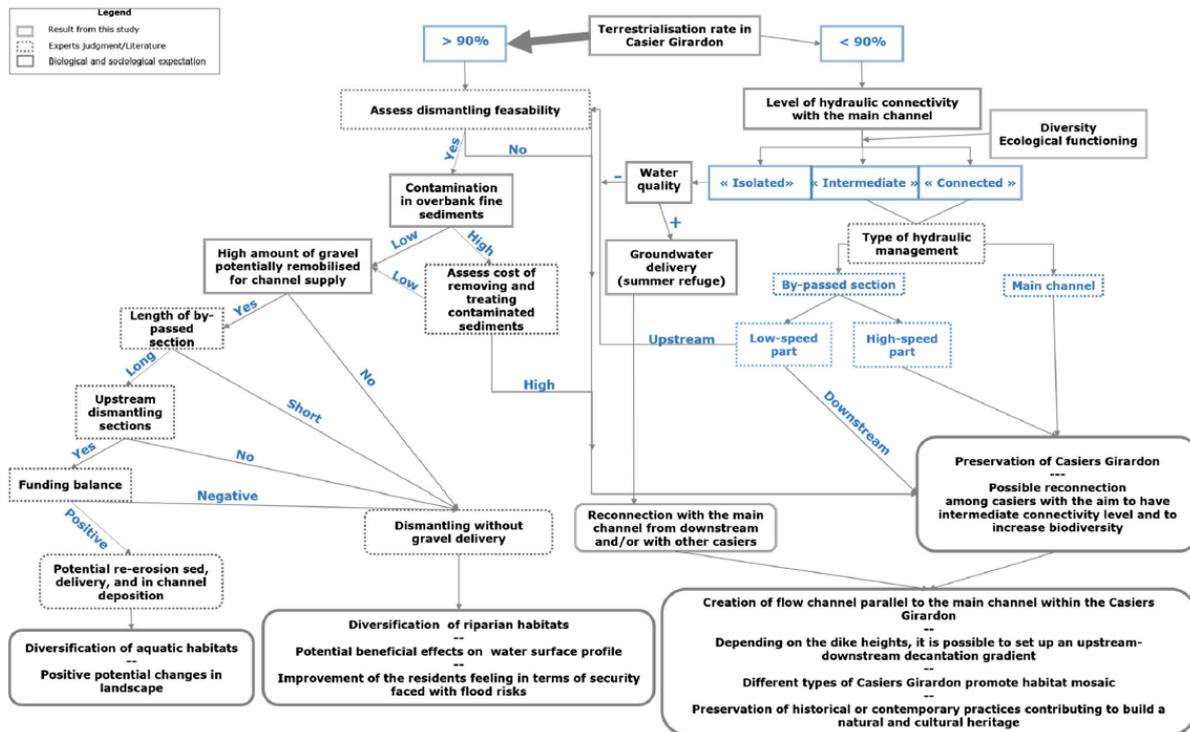


Figure 42 : Modèle conceptuel interdisciplinaire développé pour identifier les interventions (rectangles aux bords arrondis) à envisager dans les casiers Girardon en fonction de leurs caractères (rectangles noirs) et des potentialités (textes et rectangles bleus) ; (Thorel *et al.*, 2018)

Les casiers sont dans la ligne de mire des projets de réhabilitation du Rhône. La question étant de savoir s'ils représentent de nouveaux milieux fonctionnels et écologiquement intéressants ou si leurs manques de potentialités en font, de ce point de vue-là, de bons candidats au démantèlement en tant que réservoirs potentiels de charges alluviales. Thorel *et al.* (2018) ont proposé un schéma conceptuel (Figure 42) reposant sur diverses caractéristiques telles que leur pourcentage d'atterrissement, la qualité chimique de leur eau, des sédiments, la diversité écologique, etc... et définissent deux directions :

- la préservation, soit telle quelle pour les casiers qui présentent un fort intérêt écologique, soit associée à une action de reconnexion au chenal pour favoriser une dynamique écologique (renouvellement des eaux stagnantes, augmentation du régime de perturbations naturelles, etc).
- leur démantèlement. Pour les casiers dotés d'un stock de sédiments grossiers, l'objectif est l'érosion et la remise à disposition du Rhône de la charge solide piégée. Pour ceux qui n'ont pas un stock conséquent de sédiments grossiers, le démantèlement des ouvrages permet d'augmenter la connectivité des marges alluviales et donc de favoriser la diversification des habitats.

2.2. Les épis, des infrastructures de correction fréquentes et très étudiées

Historique et occurrences

Les épis sont des structures hydrauliques qui permettent de dévier le courant du bord du chenal en direction de son centre. Dans la littérature anglaise, les épis au sens large regroupent les *stream barbs*, les *spurs ou groynes*. Sur la rivière Waal (Pays-Bas), l'utilisation des épis remonte au 18^{ème} siècle. Mis en place par les propriétaires terriens pour se protéger des crues et retenir les sédiments, ils furent construits sans stratégie globale, entraînant une constriction désordonnée qui provoqua des inondations. Pour éviter les catastrophes, un comité fut créé afin d'édicter des préconisations concernant l'espacement et l'orientation des épis (Wijbenga *et al.* 1994).

Au 19^{ème} et 20^{ème} siècle, l'utilisation des épis se répand afin de prévenir l'érosion des berges, de réduire la largeur du chenal, et de fixer le lit afin de favoriser la navigation. Ils permettent d'améliorer la navigabilité du chenal en augmentant le tirant d'eau au centre du chenal. Ainsi de nombreux cours d'eau voient leur chenal principal corseté (Tableau 16, Figure 43).

Tableau 16 : Quelques exemples d'utilisation d'épis à travers le monde

Rivière	Références (exemples)
Danube – Europe	Baranya <i>et al.</i> , 2008 ; Tritthart <i>et al.</i> , 2009 ; Savic <i>et al.</i> , 2013
Elbe - République Tchèque, Allemagne	Sukhodolov, 2002 ; Schwartz et Kozerski, 2003
Mississippi - Etats-Unis	Hudson <i>et al.</i> 2008
Oder – Europe	Buczyńska <i>et al.</i> , 2018
Rhin – Europe	Ten Brinke <i>et al.</i> , 2004
Racoon River - Etats-Unis	Papanicolaou and Fox, 2008
Warta - Pologne	Przedwojski, 1995a

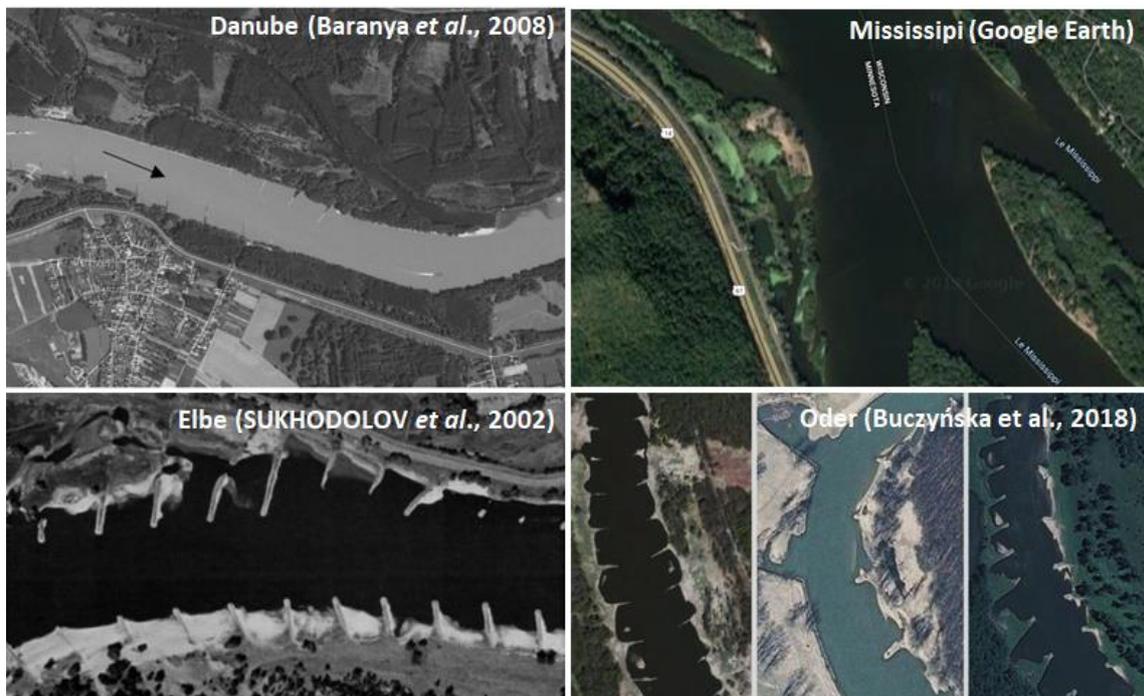


Figure 43 : Vues aériennes de champs d'épis

Les différents types d'épis

Les épis imperméables sont classés selon trois critères :

- Leur submersibilité/insubmersibilité (épis noyés /plongnants).
- Leur action sur le courant : l'angle formé peut être droit (Figure 44). S'il est obtus (sens du courant) alors on dit qu'il est « attirant », si il est aigu, on dit qu'il est déviant.

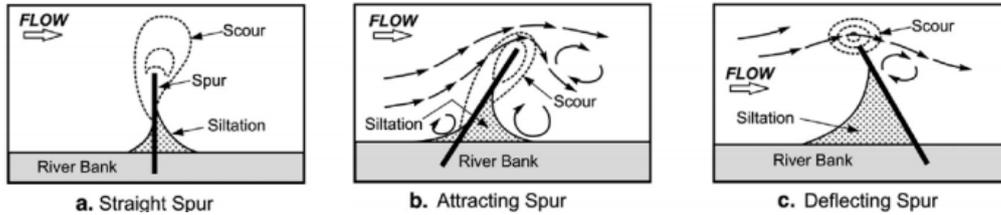


Figure 44 : Action sur le courant en fonction de l'angle de l'épis avec la berge (Barkdoll *et al.*, 2007)

- Leur configuration : ils peuvent être droits, en forme de « T », de « L », en forme de crosse de hockey ou être en deux parties, « wing » (Figure 45).

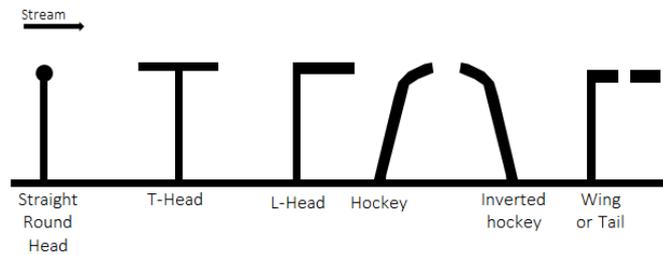
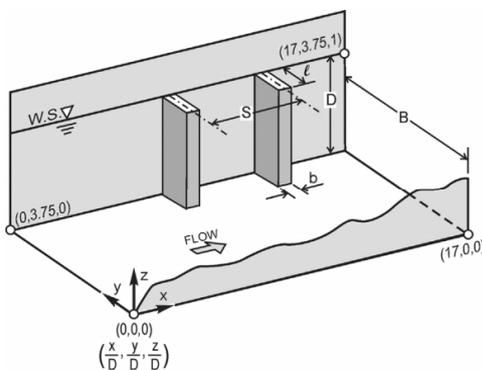


Figure 45 : Configuration en plan des épis (adapté de Blazejewski *et al.*, 1995)

Autres paramètres géométriques des épis

Différents paramètres géométriques (Figure 46) ont fait l'objet d'étude (simulations expérimentales par *Particle-Image-Velocimetry Measurements*, simulations numériques) car ils peuvent avoir un impact important sur les patrons de circulation de l'eau tels que l'espacement inter-épis (S), la longueur (l) et la largeur (b) des épis, la profondeur du chenal (D), leur configuration (Figure 24) et l'angle qu'ils forment avec la rive (Figure 26). La vitesse du courant, le rapport hauteur de la ligne d'eau par rapport à la géométrie du chenal et de l'épi sont également pris en compte.



D = depth of main channel (spur height in submerged case)
 h = channel depth
 h/D = relative submergence
 l = embayment width, groyne length
 S = space between mid-plane of each groyne
 b = groyne width
 B = width of channel

Figure 46 : Paramètres géométriques des champs d'épis (McCoy, 2006)

Facteurs de contrôles et processus hydro-sédimentaires jouant sur la relation champs d'épis-chenal

Dans le cadre d'une étude sur le Rhin, Yossef (2005) propose une approche multi-échelle afin d'appréhender la relation épis-chenal (Figure 47).

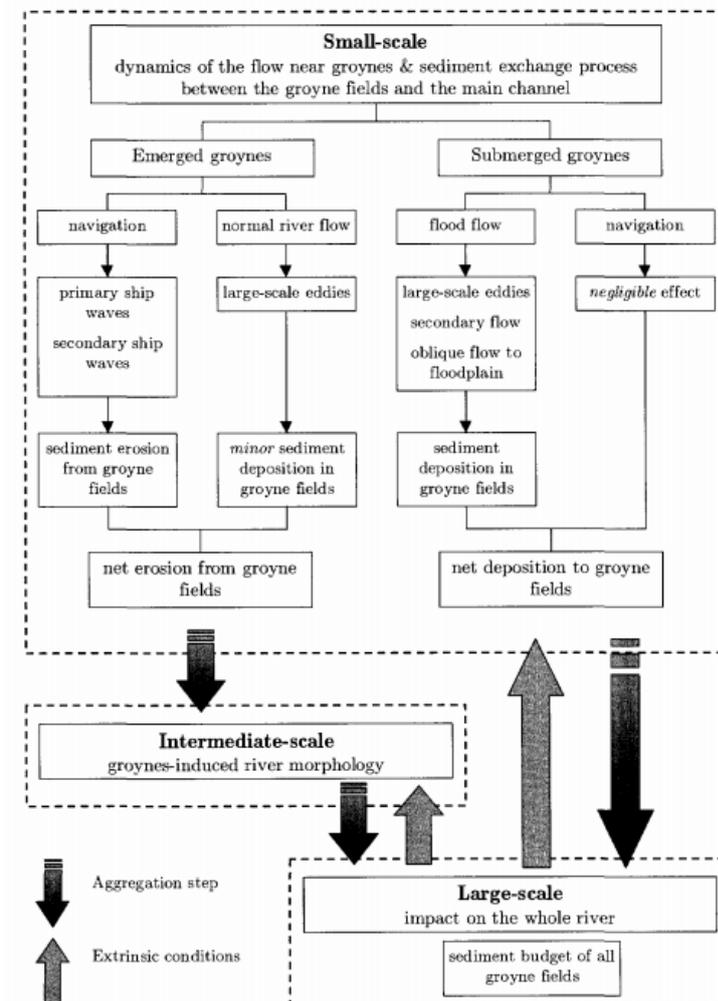


Figure 47 : Canevas multi-échelles des contrôles et processus jouant sur la relation champs d'épis-chenal (Yossef, 2005)

Les dynamiques hydro-sédimentaires et la relation chenal-épis sont conditionnées par différents paramètres. Les bilans nets de sédimentation/érosion au sein des structures sont dépendants des paramètres modelant les courants tels que le débit ou la navigation, dont l'influence dépend de la submersibilité des épis (noyés ou émergés). En condition normale de débit dans le cas d'épis émergés, les mouvements d'eau autour des épis prennent la forme de grands tourbillons aux patrons de circulation propices à des processus de déposition sédimentaire. Au niveau d'épis noyés, c'est lors des crues que les processus de déposition sont favorisés : elles provoquent de grands tourbillons et des recirculations secondaires favorables à la déposition. Dans le cas des épis submergés, l'effet du passage des bateaux est négligeable tandis que dans le cas des épis émergés, il provoque une première et seconde vague qui créent des recirculations et occasionnent des processus érosifs. A plus grande échelle, la présence d'épis joue sur la morphologie de la rivière et le budget sédimentaire, en créant une modification de la dynamique de déposition et d'érosion (Yossef, 2005).

Patrons de recirculation des courants dans les champs d'épis

Divers paramètres influent sur les patrons de recirculation des courants (McCoy, 2006 ; Elawady *et al.*, 2002 ; Elawady *et al.*, 2001a ; Elawady *et al.*, 2001b ; Copeland, 1983) tels que la longueur et l'espacement des épis (Figure 48, « 2D –According to the length/space ratio»), l'action sur le courant (Figure 48, « 2D –According to angle ») ou encore la séquence et la profondeur (Figure 48, « 3D – According to the sequence »). Au-delà des facteurs de contrôle des écoulements (débit, navigation), les paramètres géométriques et les séquences des configurations elles-mêmes entrent en jeu dans la formation des tourbillons.

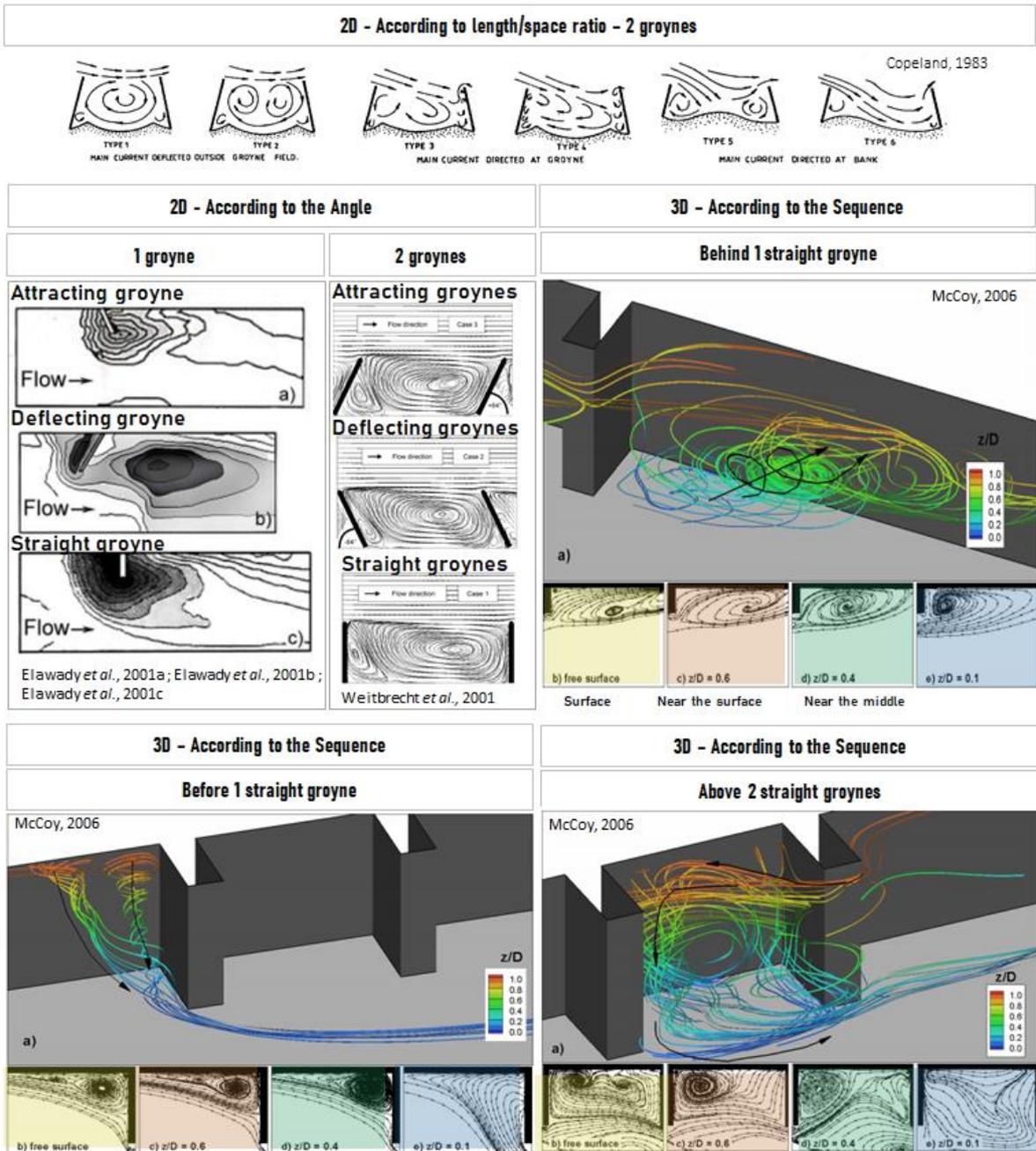


Figure 48 : Patrons de recirculation des courants selon divers paramètres (les couleurs des schémas 3D font correspondre les patrons 2D aux profondeurs des tourbillons en 3D ; les sources sont notifiées directement sur la figure)

Forme des dépôts sédimentaires dans les champs d'épis

Dans le cas où les conditions hydro-sédimentaires s'y prêtent, des dépôts sédimentaires sont observables au sein des champs d'épis (Figure 49). Sukhodolov (2002) a combiné des données d'expérience en chenal expérimental et des mesures de terrain sur l'Elbe (Allemagne) et confronté observations in situ et modélisation expérimentale. Ainsi il définit des formes récurrentes de dépôt sédimentaire au sein des structures inter-épis. Sa classification présente sept catégories (Figure 35) :

- Le type "*low deposition*" correspond à un dépôt longitudinal, très fin, accolé à la rive,
- Les dépôts "*downstream and upstream triangle-shaped*", de forme triangulaire, sont classés selon la position du triangle entre les épis
- Les dépôts "*downstream and upstream wave-shaped*", en forme de vague, sont classés selon la position de la forme
- Le type "*uniform partial deposit*" correspond à une accrétion régulière latérale et incomplète
- Le type "*uniform complete deposition*" correspond à une accrétion régulière latérale et complète.

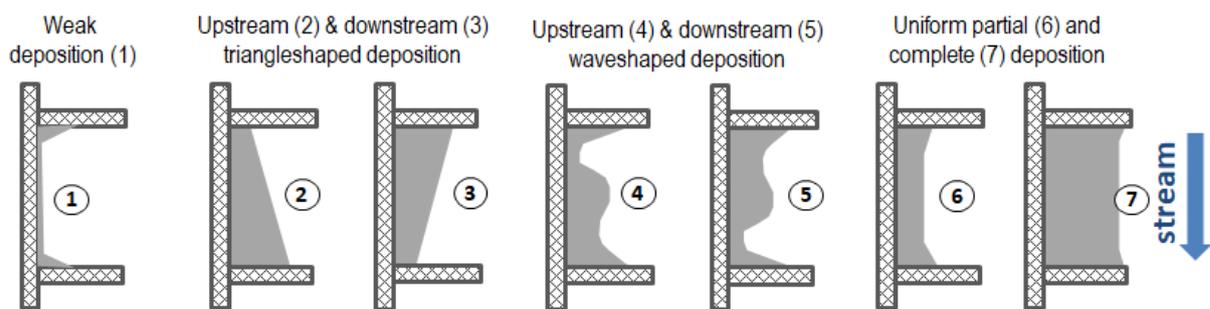


Figure 49 : Classification des patrons sédimentaires dans les champs d'épis (adapté de Sukhodolov *et al.*, 2002).

Le travail sur le modèle conceptuel et la confrontation au jeu de données in situ et expérimental les ont amenés à la conclusion que de nombreux paramètres affectent les patrons de recirculation des courants et donc, la forme des dépôts sédimentaires tels que :

- la largeur, la profondeur, la vitesse des courants et la sinuosité du canal, des effets dus au vent et à la navigation,
- la granulométrie du sédiment en transit, le taux de transport, le matériau du lit,
- la cohésion de la berge,
- la géométrie des champs d'épis, l'angle d'orientation et l'enchaînement des structures.

PARTIE 2 : CADRE MÉTHODOLOGIQUE ET PRÉSENTATION DES SITES D'ÉTUDE

Chapitre 4. Matériel et méthode

Chapitre 5. Caractérisation des sites d'étude

Chapitre 4. Matériel et méthode

L'évaluation de l'impact des pressions anthropiques sur l'évolution du Rhône, de par la multiplicité des pressions, appelle à une démarche interdisciplinaire. De ce fait, nous proposons de combiner des approches géohistoriques, géophysiques et chimiques, dans un cadre comparatif diachronique impliquant quatre secteurs doublement aménagés (Figure 50).

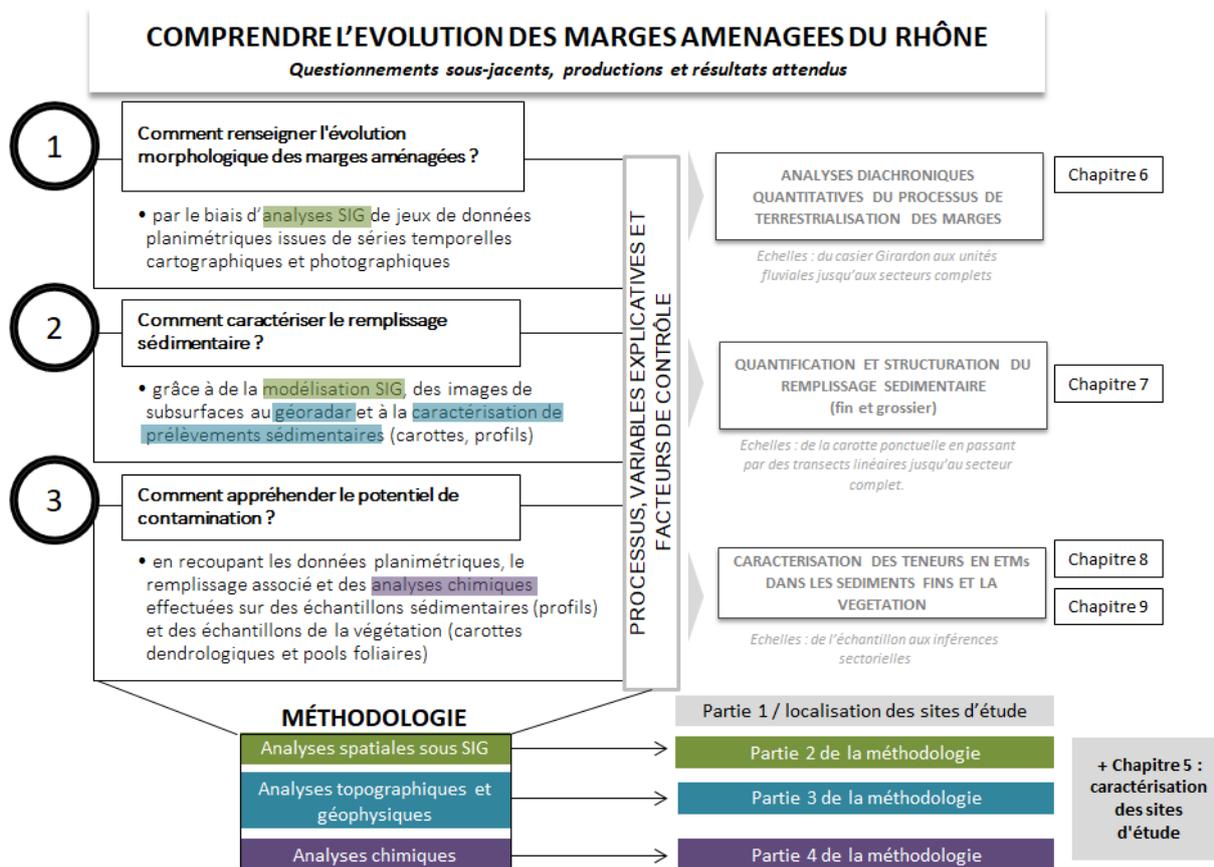


Figure 50 : Objectifs et méthodologie dédiée

Sous SIG, l'analyse planimétrique conduite permet de dater les processus d'atterrissement et de rétraction du lit du Rhône tandis que les profils topographiques extraits des données MNT Lidar servent à mieux comprendre les motifs de déposition au sein des endiguements. Les images de subsurfaces obtenues grâce au géoradar, quant à elles, aident à caractériser les structures de remplissage sédimentaire des champs de digues. Les sondages à la perche et les profils sédimentaires verticaux participent à renseigner l'histoire hydro-sédimentaire du Rhône (stock sédimentaire, chimie élémentaire). Les analyses chimiques des profils sédimentaires verticaux ont un double objectif : i. appréhender le risque de pollution et ii. Renseigner la chronologie des processus de déposition sédimentaires. En effet, une fois le signal de pollution bien informé chronologiquement, il offre des indications en termes de datation relative des dépôts sédimentaires (à interpréter en étant avertis des possibles remobilisations et hiatus et l'éventuel lessivage des horizons pollués).

En croisant ces résultats sur plusieurs secteurs, les variables de contrôle potentielles sont étudiées dans le contexte d'une analyse spatio-temporelle multi-scalaire. Dans le cadre d'une approche plus exploratoire, les analyses chimiques effectuées sur la végétation riparienne ont pour but de déterminer si le compartiment organique est à même d'enregistrer les tendances chimiques du milieu édaphique.

1. Localisation des quatre sites d'étude

Les deux premiers secteurs étudiés sont situés au niveau du Rhône moyen ; Pierre-Bénite (PBN) et Péage-de-Roussillon (PDR), tandis que deux autres sont localisés dans le Bas-Rhône ; Montélimar (MON) et Donzère-Mondragon (DZM) (Figure 51).

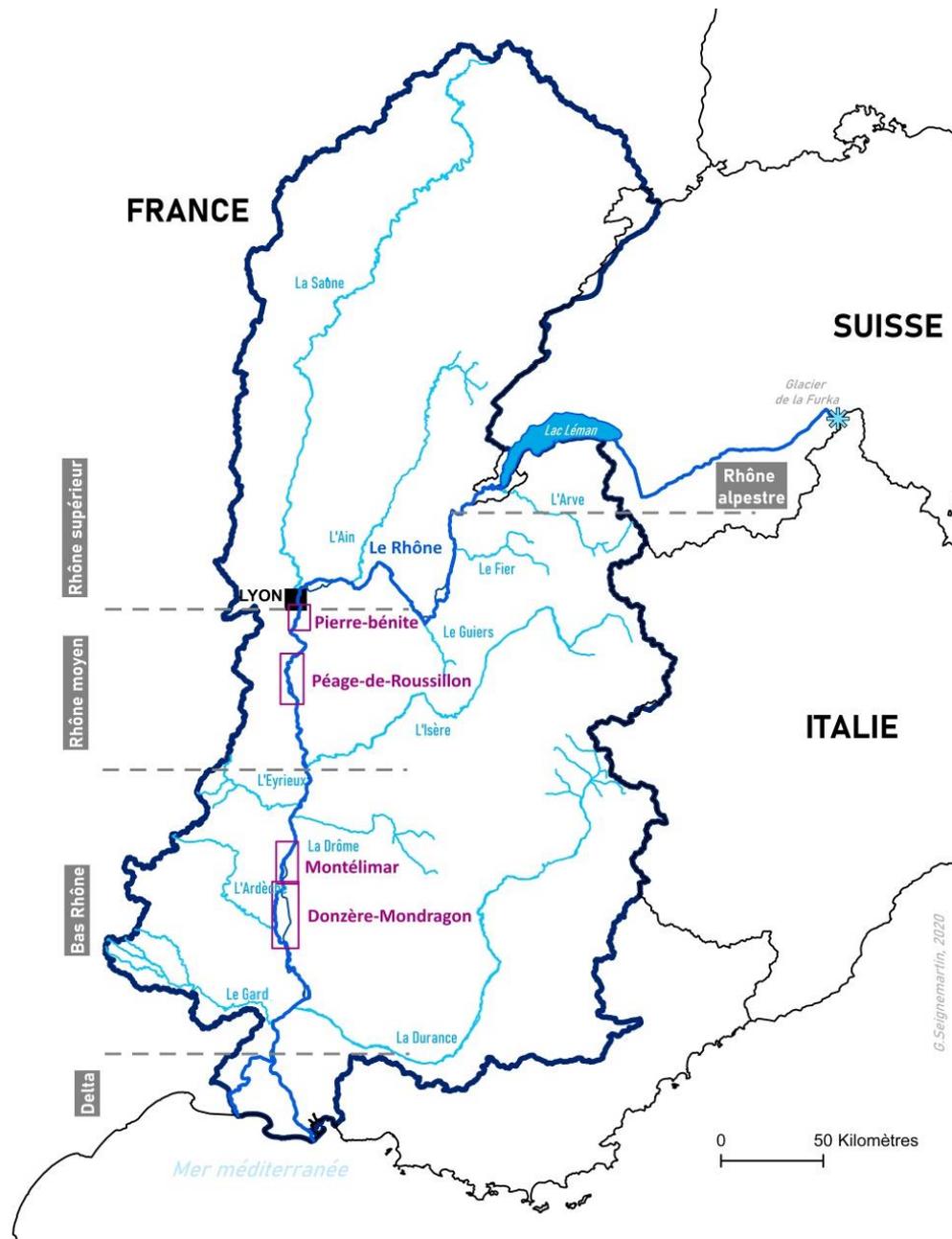


Figure 51 : Carte de localisation des sites d'étude au sein du bassin versant du Rhône

2. Méthodologie sous SIG : approche géohistorique et caractérisation topographique et topologique des marges aménagées

L'utilisation de photographies aériennes pour caractériser les changements géomorphologiques aux niveaux des espaces alluviaux est une approche couramment utilisée depuis les années 1990 et 2000 (Gilvear et Bryant, 2003 ; *e.g.* Winterbottom, 2000 ; Bryant et Gilvear, 1999). Sur le Rhône, de nombreuses études s'appuient sur les archives cartographiques et photographiques disponibles dans l'objectif de suivre l'évolution des *lônes* (Riquier, 2015) et de la plaine alluviale (Tena *et al.*, 2020 ; Rapple, 2018 ; Seignemartin *et al.*, 2018).

1.1. Données sources

1.1.1. Cartes anciennes

Les cartes anciennes (Tableau 17) apportent différentes informations :

- L'Atlas de 1860 permet de dresser l'état de référence d'un Rhône très peu aménagé. On l'utilise pour tracer les limites du chenal en eau avant aménagements (Figure 52).
- Les cartes de 1897 et de 1910 permettent de localiser les endiguements et de mieux comprendre leur géométrie (Figure 52).

Tableau 17 : cartes anciennes utilisées

Set	Source	Reaches	Information	georeferencing
Topographical map of the course of the Rhône River dating from 1857-1876 "1860 Atlas"	Administration des Ponts et Chaussées	Available for the 4 reaches	-Base flow -B&W	P. Gaydou (UMR- CNRS 5600)
Bathymetric map from the Compagnie Nationale du Rhône from 1897	CNR	Available for the 4 reaches	Low flow / baseflow	J. Ambert; L. Mathieu; E. Parrot (UMR-CNRS 5600)
Branciard cartographic map from 1910	x	Available for the 4 reaches	(Unknown discharge) - B&W	P. Gaydou (UMR- CNRS 5600)

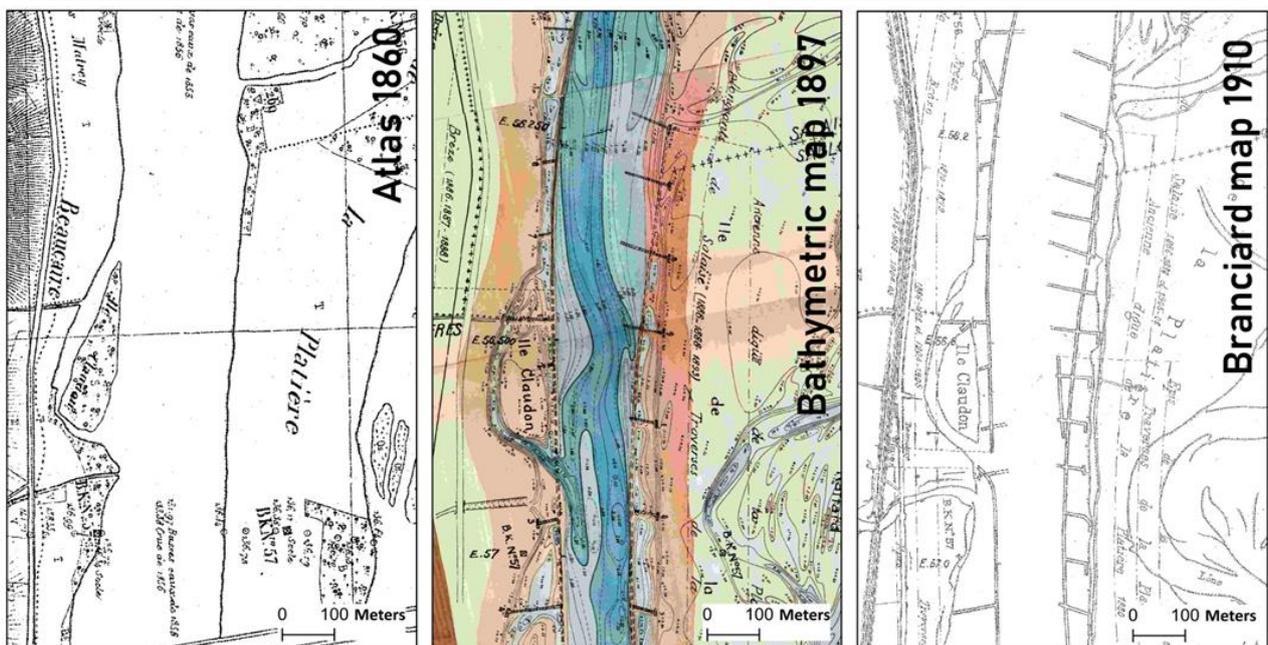


Figure 52 : cartes anciennes de 1860, 1897 et 1910 – aperçus échantillonnés à PDR

1.1.2. Images aériennes

Les séries photographiques ont été sélectionnées afin de couvrir autant que possible l'évolution des marges entre les différentes phases d'aménagement, ciblant :

- une série datant de la première moitié du 20^{ème} siècle. Elle constitue un état post-correction (1^{ère} série de photographies disponibles),
- une série juste avant la mise en dérivation du secteur afin de servir de référence pré-dérivation,
- une série peu après la mise en dérivation du secteur afin de servir de référence post-dérivation,
- une série récente permettant d'avoir un état bilan, cumul de plus d'un siècle d'aménagements.

Les ressources cartographiques et photographiques ont ainsi été choisies afin de renseigner au mieux l'évolution de chaque secteur. La logique de sélection est présentée, à titre d'exemple, pour le secteur de Péage-de-Roussillon dans le Tableau 19.

Tableau 18 : Séries temporelles d'images aériennes utilisées

Year	Source	Reach	Date	Scale (example)	Photo type	Color type	Daily total Q (m3/s)	Mission ID
1945	IGN	PBN	30/09/1945	1/26727	Argentic	B&W	596	C94PHQ3871_1945
1954	IGN	PBN	26/05/1954	1/23414	Argentic	B&W	558	C3032-0061_1954
1973	IGN	PBN	01/01/1973	1/8415	Argentic	B&W	364	C3032-0311_1973
1993	IGN	PBN	16/08/1993	1/19245	Argentic	Colour	464	C93SAA0982_1993
2008	IGN	PBN	02/05/2008	70 cm	Numeric	Colour	1070	CP08000032_FD69
1938	IGN	PDR	17/08/1938	1/24172	Argentic	B&W	877	C3410-0221_1938
1949	IGN	PDR	01/10/1949	1/16673	Argentic	B&W	342	C3031-0551_1949
1974	IGN	PDR	26/07/1974	1/18577	Argentic	B&W	510	C3033-0201_1974
1979	IGN	PDR	20/06/1979	1/17515	Argentic	B&W	1140	C2934-0041_1979
1982	IGN	PDR	09/07/1982	1/14202	Argentic	B&W	810	C3329-0031_1982
1986	IGN	PDR	25/06/1986	1/20718	Argentic	Colour	882	C2928-0012_1986
1991	IGN	PDR	16/07/1991	1/17665	Argentic	Colour	731	C91SAA2002_1991
2002	IGN	PDR	20/05/2002	1/25306	Argentic	Colour	1200	CP02000012_2002
2009	IGN	PDR	04/06/2009	66 cm	Numeric	Colour	634	CP09000262_FD38F80
1946	IGN	MON	08/10/1946	1/21987	Argentic	B&W	670	C3036-0051_1946
1961	IGN	MON	29/06/1961	1/27307	Argentic	B&W	1620	C2938-0023_1961
1978	IGN	MON	31/05/1978	1/29502	Argentic	B&W	2210	C3038-0021_1978
2007	IGN	MON	26/07/2007	80 cm	Numeric	Colour	1410	CP07000142_FD0007
1947	IGN	DZM	03/09/1947	1/27046	Argentic	B&W	760	C2939_0041_1947
1954	IGN	DZM	13/05/1954	1/26441	Argentic	B&W	1020	C2940_0101_1954
1955	IGN	DZM	15/03/1955	1/29774	Argentic	B&W	1110	C2939_0031_1955
1976	IGN	DZM	19/06/1976	1/21181	Argentic	B&W	490	C2939-0011_1976
1994	IGN	DZM	29/04/1994	1/32898	Argentic	B&W	2220	C94SAA0401_1994
2002	IGN	DZM	19/05/2002	1/26158	Argentic	Colour	1030	PO2000012_2002
2009	IGN	DZM	28/05/2006	73 cm	Numeric	Colour	1280	CP06000072_fd0026

Tableau 19 : Logique de sélection des différentes séries temporelles pour caractériser l'évolution du tronçon de PDR

Date	Documents	Caractéristiques & utilité
1860	Carte des Ponts et Chaussées de 1860	Référence de l'état du tronçon avant les aménagements Girardon → <i>Etat de référence d'un Rhône très peu aménagé.</i>
1905	Plan Branciard	Plan technique levé juste après les aménagements Girardon → <i>Visualisation des structures d'endiguement.</i>
1938 et 1949	Photographies aériennes	Premières prises de vue réelles du secteur, se délestent alors des inconvénients de l'abstraction cartographique des cadastres et cartes anciennes. → <i>Aperçu de l'état du cours d'eau quelques décennies (à t+50ans) après la construction des aménagements Girardon.</i>
1974	Photographies aériennes	Référence de l'état du tronçon post-Girardon, pré-dérivation : mise en place des installations hydro-électriques de Saint-Pierre-de-Bœuf en 1977. → <i>Par comparaison avec 1938, aperçu de l'évolution de la dynamique de terrestrialisation des marges alluviales (à t + 80 ans) après la construction des aménagements Girardon.</i>
1979	Photographies aériennes	Témoignage de la mise en place de la dérivation
1982-1986	Photographies aériennes	Référence de l'état du tronçon post-Girardon, post-dérivation : premiers aperçus de l'état du cours d'eau après les aménagements de dérivation. → <i>Aperçu de la réponse rapide du cours d'eau après la dérivation.</i>
1991	Photographies aériennes	Référence de l'état du tronçon post-Girardon, post-dérivation plusieurs années après la dérivation → <i>Aperçu de la réponse à moyen terme du cours d'eau après la dérivation.</i>
2009	Orthophotographies	Etat actuel du fleuve aménagé. → <i>Aperçu de la réponse à t + 30 ans du cours d'eau après la dérivation.</i>

1.2. Méthodologie

L'étude de l'évolution planimétrique a été réalisée sous SIG. Plusieurs couches géomatiques ont été créées selon des procédés de géoréférencement, de photo-interprétation et de digitalisation détaillés dans les sous-parties de cette section (Figure 53). L'observation des séries diachroniques donne la possibilité de caractériser qualitativement l'évolution paysagère des secteurs au gré des phases d'aménagement ; tandis que leur vectorisation permet une approche quantitative. Le tout permet alors d'aboutir à une représentation vectorielle de la limite bande active/lit majeur à différentes dates au cours de la période contemporaine.

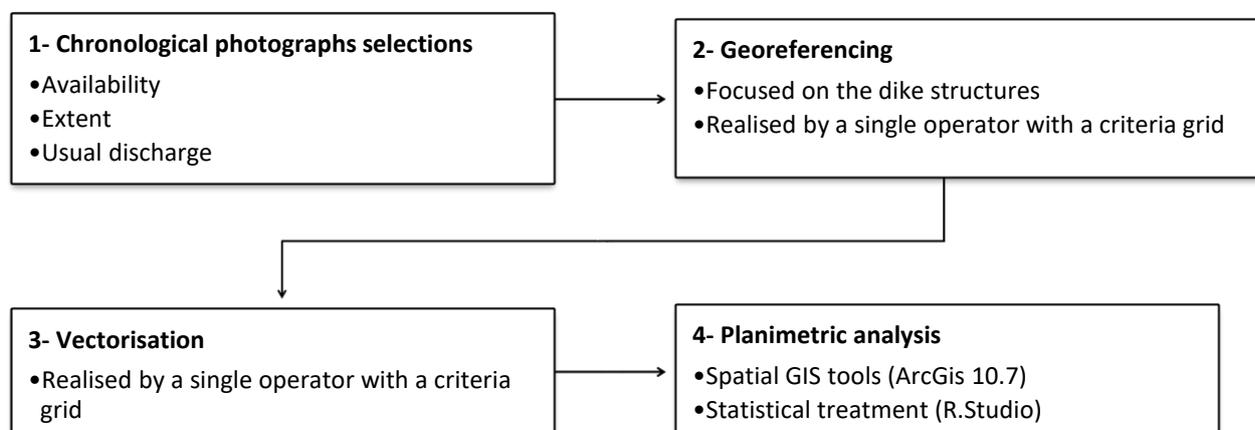


Figure 53 : Process SIG de création des données vectorielles

1- Sélection des séries temporelles et géoreferencement

L'étude diachronique est réalisée à partir de photographies aériennes (Tableau 18). La date des campagnes, la qualité et l'emprise des séries de photographies aériennes disponibles varient sur l'ensemble du fleuve. Aussi, les périodes de mise en dérivation sont différentes selon les tronçons, ce qui implique d'adapter les séries chronologiques à chaque secteur. Le recensement des archives disponibles sur la base de données en ligne de l'IGN (« Remonter le temps ») permet de favoriser le choix des séries photographiques de manière à minimiser les intervalles de temps entre chaque série. Les images aériennes nous renseignent sur la nature de l'occupation du sol, qui est alors soumise à photo-interprétation. Leurs caractéristiques sont recensées en Tableau 18 : échelle, technique d'acquisition, gradient de couleur, etc. Le processus de géoréférencement des clichés aériens utilise des orthophotographies récentes comme référence spatiale. Les séries sont alors géoréférencées selon un processus spécifique permettant d'optimiser la précision de l'étendue des structures de la digue. Des polygones de 2 kilomètres de long subdivisent l'étendue spatiale des secteurs. Les photos sont géoréférencées avec précision au sein de ces formes (10 à 20 points de contrôle au sol) tout au long des trains d'endiguements du Rhône. Les digues visibles servent de points d'amer tandis que les infrastructures les plus proches (ponts, bâtiments) sont utilisées dans le cas où aucun autre point de contrôle n'est disponible. L'erreur quadratique moyenne (RMSE) est utilisée pour évaluer la qualité de l'ajustement du modèle de transformation utilisé lors de la rectification. Conformément aux études antérieures (Tena *et al.*, 2020 ; Riquier, 2015), nous avons utilisé le modèle de transformation polynomiale du second ordre. Il s'est révélé efficace au regard des RMSE obtenues (*cf.* Table 35 chapitre 6), celles-ci étant comparables à celles observées dans la littérature (*cf.* Arnaud *et al.*, 2015 : les RMSE variaient entre 1,1 à 4,5 m sur 1946 séries photographiques).

2- Vectorisation des couches de données

Sur chaque série de photos, la limite du chenal est vectorisée par un même opérateur, avec un pas de clic régulier. Pour améliorer le contraste entre les pixels du chenal et ceux des marges sur les séries en noir et blanc, nous utilisons le traitement « minimum-maximum » d'ArcGis. La série de photographies à $t + 1$ donne des informations sur la stabilité du dépôt et évite les erreurs d'interprétation en raison de la variabilité de la qualité des photographies. Dans le cas où une surface minérale « incertaine » (qualité de l'image) n'existe pas à la date ultérieure, elle n'est pas considérée comme atterrie et est évincée de la vectorisation. Ainsi, les formes planimétriques correspondent aux dépôts « durablement » en place. Un fichier de formes est ainsi créé sur l'ensemble du secteur, pour chaque date. Le jeu d'outils de superposition d'ArcToolBox (Arcgis) est utilisé pour les découpes planimétriques. Les jeux de données sont développés (indicateurs géométriques, etc...) sur l'emprise spatiale (Figure 54) correspondant à chaque structure d'endiguements. Pour plus de précision sur le développement des protocoles employés, il est possible de se référer au rapport n°1 de l'axe 2 de l'Observatoire des Sédiments du Rhône - OSR4 (Seignemartin, 2018).

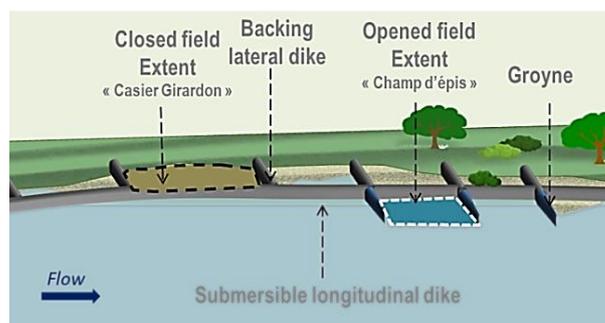


Figure 54 : Emprises spatiales des structures d'endiguements

1.3. Données produites

Les données vectorielles obtenues rendent possible une approche quantitative de l'évolution planimétrique des marges aménagées (Tableau 20).

Tableau 20 : Données vectorielles produites sur l'ensemble des secteurs

Données produites	Informations				Données dérivées
Vecteurs des emprises des structures d'endiguement	Basés sur les cartes anciennes et les photographies (Auteur : B. Räßple)	Basés sur les cartes anciennes et les photographies (Auteur : B. Räßple)	Basés sur les cartes anciennes et les photographies (Auteur : B. Räßple)	Basés sur les cartes anciennes et les photographies (Auteur : B. Räßple)	Statistique descriptive de la géométrie des endiguements
Vecteurs des limites de berge	PBN	PDR	MON	DZM	Données quantitatives du processus de terrestrialisation
	1945	1938 1949 1974	1946 1961 1978 2007	1947 1954 1955 1976	
Vecteurs des dépôts sédimentaires intra-structures d'endiguement	1973 1993 2008	1979 1982 1986 1991 2002 2009		2002 2009	

1.4. Caractérisation topographique et topologique des marges aménagées

Sur la base des études de Copeland (1983), de Sukhodolov (2002) et des travaux de thèse de Räßple (2018), nous avons constitué une liste de paramètres afin de caractériser au mieux les champs de digues. Le jeu de données contient des variables quantitatives et qualitatives informatives sur les structures d'endiguements, notamment des indicateurs géométriques, topographiques et topologiques.

Nous avons également défini des variables représentant la relation « structure d'endiguement-chenal » telles que la distance des systèmes à la bande active, leur positionnement en concavité ou en convexité, leur élévation relative par rapport à la ligne d'eau (au niveau des basses eaux de 1945, en débit réservé en 2010), l'élévation relative de leur digue submersible par rapport à la ligne d'eau (pour les casiers), leur fréquence de submersion, *proxy* de la connectivité hydrologique (Tableau 21). A noter que ces paramètres sont interdépendants d'autres paramètres (géométrie du chenal, débit solide et liquide, évolution des pentes des lignes d'eau).

1.4.1. Données sources et méthodologie

Les packages de base d'*Arcgis* (version 10.4 à 10.8) sont utilisés pour les opérations planimétriques de base et les outils de « *Spatial Analyst* » fournissent les résumés de statistique zonale.

- Géométrie des endiguements

Les indicateurs de la géométrie des endiguements sont produits grâce aux outils de base de la *Fluvial Corridor Toolbox* : superficie, distance minimum (sommet proximal) et moyenne (depuis le centroïde) au chenal, ratio largeur/longueur.

- Géométrie du chenal

La sinuosité du chenal a été extraite grâce à la *FluvialCorridorToolbox* (sous QGis), avec l'outil *Planform metrics* permettant de déduire la sinuosité du chenal à partir des points d'inflexions et de la *center line* du chenal.

- élévation des endiguements

L'élévation des marges alluviales est renseignée par un modèle d'élévation numérique aéroporté LIDAR (DEM) produit en 2010 par l'IGN (Institut National de l'Information Géographique et Forestière) sur tout l'ensemble du linéaire rhodanien. Doté d'une résolution spatiale de 2 mètres, il a une précision verticale de 0.2 mètre. La densité d'impulsions est de 1 à 2 points par mètre carré pour laquelle une impulsion correspond à un disque de 0.4 mètre de diamètre (IGN, 2010).

- Fréquence de submersion des marges alluviales

La connectivité latérale est estimée par l'"*overflow-driven lateral connectivity*", modèle SIG créé par Džubáková (Džubáková *et al.*, 2014). Il est conçu à partir des données Lidar (DEM) et des chroniques de débits journaliers moyens de chaque secteur (de 1986 à 2010). Les limites de cette modélisation (par exemple, l'incertitude due à la végétation) sont précisées dans Džubáková *et al.* (2014). En outre, la fréquence de submersion moyenne d'un compartiment est calculée à partir de la fréquence moyenne de submersion des pixels contenus dans son emprise spatiale.

- Évolution des lignes d'eau et élévation relative des endiguements par rapport à la ligne d'eau

Afin de visualiser les changements de ligne d'eau, nous disposons d'une ligne d'eau de 1945 (SOGREAH) et d'une ligne d'eau datant de 2010 (Levé bathymétrique ultrasonique avec une précision de 20 cm, BDT Rhône). Dans un cas comme dans l'autre, ces relevés ont été effectués lors de faibles débits : en effet, le relevé de 1945 a été réalisé en période d'étiage tandis que celui de 2010 correspond à un débit résiduel dans le vieux Rhône. Nous utilisons également ces données pour calculer l'élévation relative des structures de la digue par rapport à la ligne d'eau. Nous appelons alors l'élévation relative moyenne (RE) la distance verticale moyenne entre la structure de la digue et la ligne d'eau (WL).

- Évolution de la ligne du Talweg

Pour la caractérisation du talweg, un jeu de données très complet a été constitué par Parrot (2015). Pour chaque tronçon, l'altitude du talweg est compilée et renseignée pour trois périodes avec une densité minimale d'un point par kilomètre : une première valeur correspond à un état avant correction (fin du 19^{ème} siècle), une deuxième valeur représente l'état post-corrrection/pré-dérivation (milieu du 20^{ème} siècle) et une dernière valeur correspond à l'état actuel (post-corrrection et post-dérivation).

1.4.2. Données produites

Les variables de caractérisation des champs de digues (Tableau 21) sont calculées sur l’emprise total de l’entité spatiale étudiée (emprise de l’endiguement, de la digue, itinéraire, etc.), puis l’estimateur (moyenne, valeur maximale ou minimale) est déterminé grâce aux outils de statistique zonale.

Tableau 21 : Variables de caractérisation des structures d’endiguement et de leur relation au chenal

Variable	Description
“Before derivation” available variables (1950s situation)	
1945 Mean Relative vertical Distance of the dike compartment (1945 MRD)	Mean Relative Distance is the relative elevation of the dike structure extent compared to the elevation of the 1945 water line at low water (m).
1945 Mean Relative vertical Distance of the longitudinal dike itself (for closed dike fields)	Mean elevation of the dike itself compared to the elevation of the 1945 water line at low water.
“After derivation” available variables (2000s situation)	
2010 Mean relative elevation of the dike compartment (2010 MRE)	Mean elevation of the dike structure extent compared to the elevation of the 2010 water line at residual discharge (m)
Mean and minimum 2010 relative elevation of the longitudinal dike itself (for closed dike fields)	Mean elevation of the dike compared to the elevation of the 2010 water line at residual discharge (m)
Submersion frequency	Calculate with Džubáková’s GIS model (Džubáková <i>et al.</i> , 2014). Average value calculated on the dike structure extent. Submersion frequency is modelled according to the parameters from the DEM and the flow dataset (over the 1986-2010 time window).
Minimum distance to the current channel	Minimum distance from dike to current channel (m)
“pre to post diversion” evolution variables	
Waterline evolution 1950s-2000s	Corresponds to 2000s water line elevation (residual discharge) less 1945 water line elevation at low water (m): $\Delta W_{Lelevation}$
Talweg evolution 1900s-2000s	Corresponds to 2000s talweg elevation less 1900s talweg elevation.
Fixed variable (no change between the two dates)	
Area	Dike field area (m ²)
Width	Dike field width as a minor axis (m)
Length	Dike field width as a major axis (m)
Sinuosity	Curvilinear length/ Straight distance Channel sinuosity calculated from the inflection points of the current Rhône median axis.
Width/length Ratio	Ratio of the dikes structure width on its length
Reach	Name of the reach. Modalities: PBN, PDR, MON, DZM
Structure type	Type of the structure - Modalities : opened or closed dike fields
Orientation	River bank orientation. Modalities: concave, convex

3. Analyses topographiques et géophysiques

3.1. Extraction de transects topographique à l'aide du MNT LIDAR

Sur le secteur de PDR, les transects topographiques sont extraits du DEM Lidar à l'aide de l'outil d'analyse tridimensionnelle (*3D analyst*) disponible dans la boîte à outils ArcGis (version 10.7). Ils sont échantillonnés selon le motif planimétrique, afin de couvrir la variabilité 2D correspondant aux différents contextes temporels et hydro-sédimentaires (Figure 55).

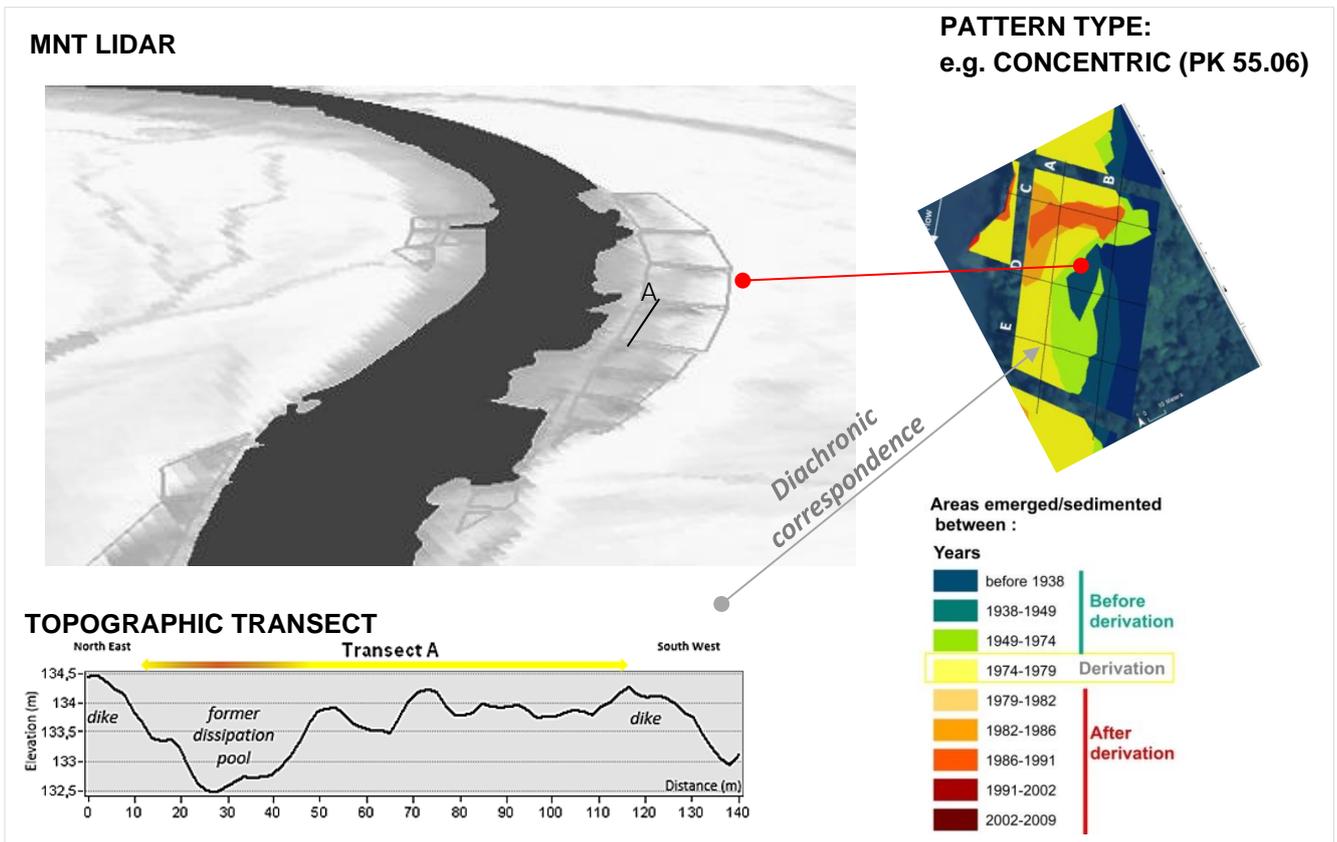


Figure 55 : Principe d'échantillonnage pour les correspondances topographiques des patrons 2D

Même s'il n'y a pas de situation « type » mais de nombreuses situations qui reflètent la variabilité des conditions locales, la lecture et l'interprétation des transects a pour but d'explorer l'organisation spatiale des dépôts sédimentaires. C'est pourquoi les transects ont été échantillonnés sur le secteur de PDR, tronçon qui a la chronologie planimétrique la plus détaillée, pour chaque type de patrons et de manière à renseigner les différentes périodes d'atterrissement (Tableau 22).

Tableau 22 : Localisation des transects échantillonnés

Pattern	PK of the transect samples
Lateral	52.97
Concentric	55.06 ; 54.8 ; 55.05
After dam strip	52.9 ; 53.04
Complex	57.19

3.2. Technique Géoradar

3.2.1. Principe de fonctionnement du Géoradar

La caractérisation de la structure du sol par géoradar (*Ground Penetrating Radar*) est une méthode géophysique non invasive. Le GPR fournit des images à haute résolution de structures souterraines peu profondes et est souvent employé lors d'études sédimentologiques (Davis *et al.*, 1989 ; Beres et Haeni, 1991 ; Gawthorpe *et al.*, 1993). Le GPR est basé sur un principe de réflexion du signal (dans la lignée des techniques de réflexion sismique et de sonar) mais pour sa part, il utilise un rayonnement électromagnétique. En effet, des impulsions discrètes d'énergie électromagnétique haute fréquence (MHz) sont générées et transmises dans le sol. Elles sont partiellement réémises lorsqu'elles traversent l'interface de couches de sol aux propriétés diélectriques différentes. La technique GPR permet d'évaluer la structure des sédiments jusqu'à une profondeur de 10 à 20 m. Cette limite n'a pas d'impact sur notre étude car les structures sédimentaires qui nous intéressent sont situées au-dessus du toit de gravier lui-même situé à moins de 10 m de profondeur. Aussi, la fréquence d'émission affecte la résolution verticale de l'image GPR, qui varie de 10 cm à 1 m (Jol, 1995). Acquis dans le cadre du programme OSR4, l'équipe de l'ENTPE (ENTPE, UMR 5023 LEHNA) a utilisé une structure GSSI SIR 3000 (*Geophysical Survey Structure Inc.*, Salem, USA), avec une antenne blindée à une fréquence centrale de 200 MHz en mode monostatique.

3.2.2. Interprétation du signal

La compilation et la juxtaposition des signaux enregistrés lors du déplacement de l'antenne radar permettent d'obtenir un profil 2D appelé radargramme (Figure 56). Sur ce profil 2D vertical, les réflecteurs correspondent aux lignes de réflexion du signal associées au changement de structure et/ou de texture dans le sol. Le radargramme rend ainsi compte, sur une « coupe » verticale, des principales structures sédimentaires et donne une idée de la nature du dépôt (Vauclin, 2020b ; Regli *et al.*, 2002 ; Beres *et al.*, 1999).

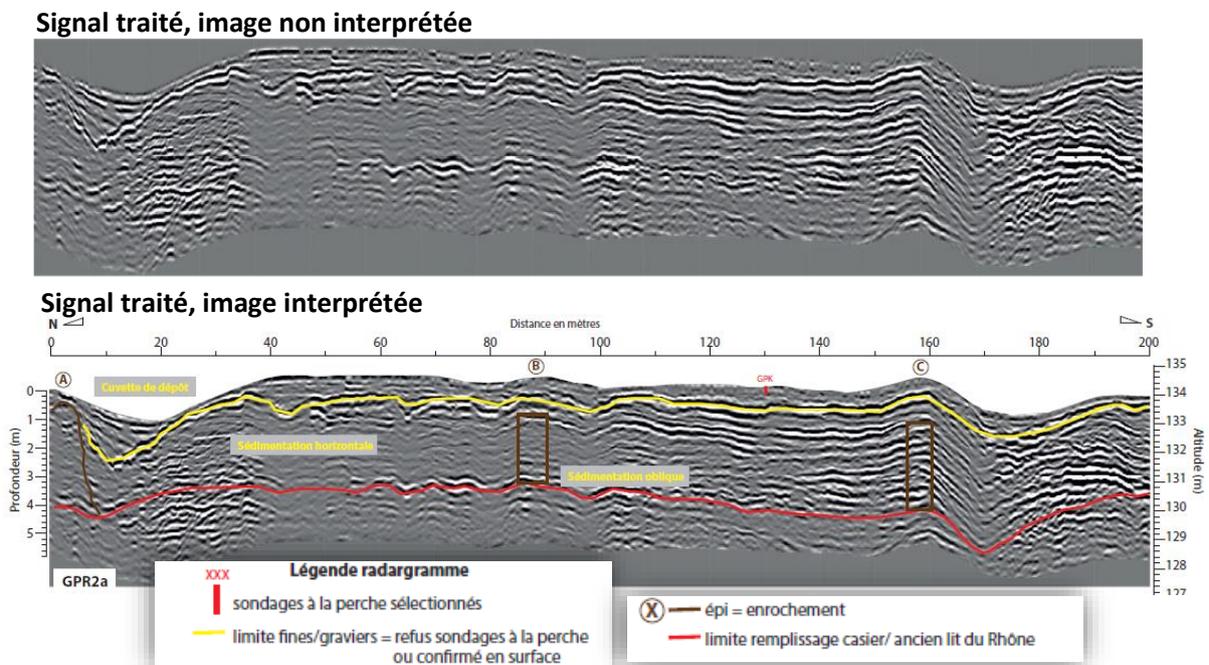


Figure 56 : Traitement et interprétation du signal GPR (par T. Winiarski, pour l'OSR4, 2018)

La relation entre structures sédimentaires, la texture, la présence et la densité de réflecteurs des radargrammes a été approfondie au sein de l'étude de Vauclin *et al.* (2020b). Des transects GPR ont été couplés à des carottes sédimentaires afin de valider la complémentarité des approches et de caractériser la dynamique sédimentaire de la plaine alluviale (principalement en dehors des infrastructures Girardon). C'est une méthode qui a montré son efficacité dans le cadre de l'OSR 4 et 5, études pour lesquelles d'autres transects ont été effectués, notamment en dehors des structures Girardon et ont permis de mieux comprendre l'organisation sédimentaire des dépôts en plaine alluviale (Vauclin *et al.*, 2020b).

3.2.3. Localisation des transects GPR

Sur le secteur de Péage-de-Roussillon, les transects GPR de cette étude ont été choisis afin de rendre compte des structures successives d'endigagements et du fonctionnement global d'un train de casiers (Figure 57, GPR A) ou d'un champ d'épis (Figure 57, GPR B). Le transect A mesure 540 mètres de long et traverse six casiers placés en concavité tandis que le transect B long de 740 mètres traverse neuf épis situés en convexité. L'acquisition de la donnée GPR et son traitement ont été réalisés dans le cadre de l'Observatoire des Sédiments du Rhône par T. Winiarski.

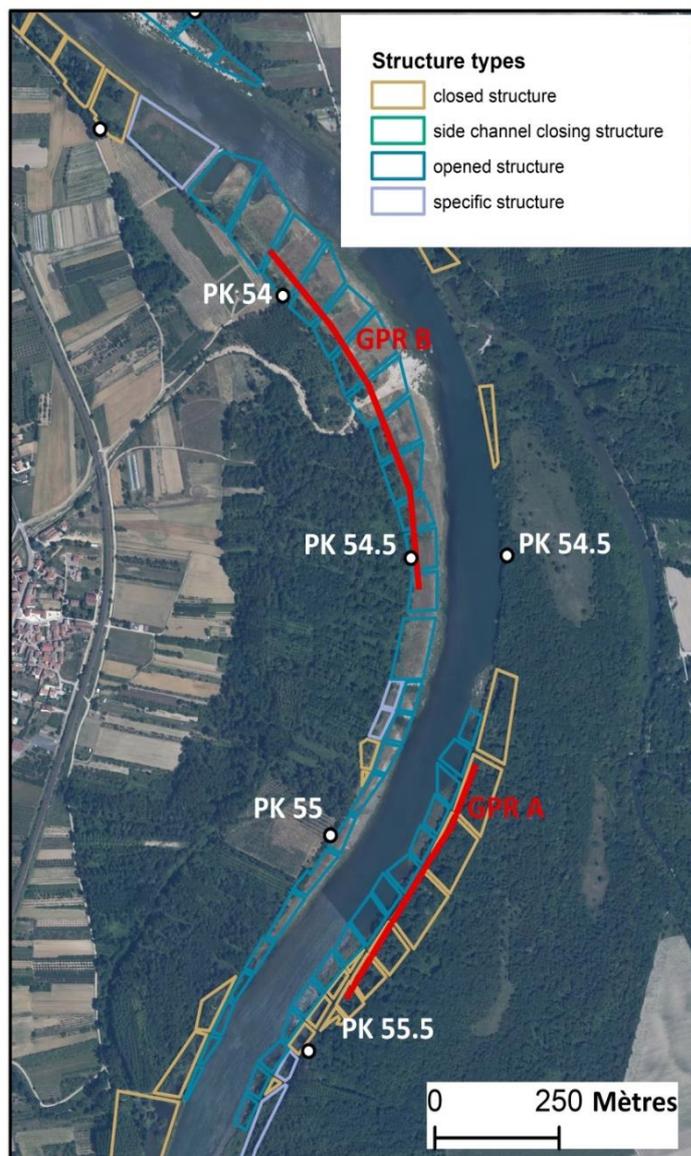


Figure 57 : Localisation des transects GPR à Péage-de-Roussillon (PK = Point kilométrique)

3.2.4. Calages des radargrammes par les sondages à la perche

La technique de sondage à la perche consiste à enfoncer manuellement un train de tiges en acier dans le sol jusqu'à atteindre le toit des alluvions grossières, mesurant ainsi l'épaisseur des sédiments fins subjacents.

Il s'agit au total de plus 330 sondages à la perche réalisés dans le cadre de l'OSR sur ce site dans le cadre des différents projets (Réserve Naturelle de la Platière, CNR, RhônEco, OHM VR, OSR3). Pour permettre la comparaison, les sondages ponctuels sont représentés sur les radargrammes (*cf.* figures 123 et 125 en chapitre 7). Les niveaux du toit de galets obtenus par ces sondages sont ainsi confrontés aux radargrammes et permettent ainsi de discuter les interprétations des réflecteurs.

3.2.5. Calcul des volumes de sédiments

Dans le cadre de l'OSR 3 (2014), M. Bertrand a produit :

- un raster du toit de galets à partir d'une interpolation (méthode de *kriigeage*) des 333 sondages à la perche réalisés sur le terrain,
- un raster assimilable à un fond de vallée « minimal » à partir de l'altitude minimale des profils bathymétriques,
- un raster assimilable à un fond de vallée « moyen » à partir de l'altitude moyenne des profils bathymétriques.

A partir de ces couches rasters (disponibles entre le PK 52 à PK 58), du MNT LIDAR et de l'emprise vectorielle des endiguements Girardon, il est possible d'obtenir des estimations des volumes de sédiments fins et grossiers stockés dans les endiguements Girardon.

En effet, en soustrayant le raster du toit de galets au MNT LIDAR, on obtient une estimation des épaisseurs de sédiments fins. En soustrayant le raster « fond de vallée » au raster du toit de galets, on obtient des épaisseurs théoriques de sédiments grossiers. Etant donné qu'il y a un fond de vallée minimal et un fond de vallée moyen, on aboutit dès lors à une hypothèse haute et une hypothèse basse des volumes de sédiments grossiers. En les confrontant à l'emprise surfacique des endiguements Girardon, on en déduit des volumes sédimentaires correspondants.

4. Analyses chimiques

4.1. Analyses chimiques sur matrice sédimentaire

4.1.1. Principes et préconisations pour les analyses au XRF

Avec l'amélioration des performances des analyseurs de fluorescence X portables de terrain (FPXRF), de nombreux domaines techniques et scientifiques tels que la géologie, l'industrie minière ou encore l'archéologie ont saisi les avantages de cette technologie peu onéreuse et non destructive (cf. Lemière, 2018 ; e.g. Papadopoulou, 2004 ; Potts, 1995). Elle est aussi utilisée dans de nombreuses études environnementales pour la prospection et la cartographie des zones potentiellement contaminées par les Eléments Trace Métallique (ETM) (e.g. Radu et Diamond, 2009 ; Hürkamp *et al.*, 2009 ; Argyraki *et al.*, 1997).

Le principe de la fluorescence X repose sur l'excitation puis l'émission de photons à partir des couches électroniques profondes. L'énergie de liaison des électrons étant unique pour chaque élément, le spectre d'énergie des rayons X émis est caractéristique de l'atome en question.

Aussi, si la technologie XRF présente bien des avantages, ses performances sont connues pour être grandement affectées par l'hétérogénéité des matrices. Il y a donc cet « effet matrice » relatif à toutes les techniques à fluorescence X : la composition globale de l'échantillon et ses paramètres physico-chimiques affectent les estimations individuelles par élément (Rousseau, 2006 ; Birks et Harris, 1962). De plus, des taux d'humidité, des granulométries et des teneurs en MO variés impactent la précision et la répétabilité des mesures (Lemière, 2018 ; Lemière *et al.*, 2014 ; RECORD, 2008 ; Kalnicky et Singhvi, 2001 ; Laperche, 2005 ; Ge *et al.*, 2004)

En outre, les particules fines (<63 μm) ont des caractéristiques qui leur confèrent une grande capacité d'adsorption (plus grande surface disponible). Aussi, c'est dans la fraction des argiles et des limons que l'on trouve le plus de substances réactives (matière organique, oxydes et hydroxyde de fer et de Manganèse), ainsi que les minéraux les plus réactifs. En revanche, les minéraux contenus dans les particules de la fraction sableuse (quartz, feldspath, silicates primaires) sont principalement non réactifs (Miller et Orbock Miller, 2007). Ainsi, la fraction fine aura tendance à être celle qui retient les ETM (Miller *et al.*, 2007 ; Förstner et Wittman, 1979 ; Figure 58). Qui plus est, les grains (à partir des sables) induisent des porosités dans les matrices, ce qui modifie la densité de l'échantillon et affecte le signal XRF (Documentation Ametek, Spectro). De ce fait, le tamisage est une solution souvent préconisée afin de réduire les biais dus aux variations granulométriques ; elle permet ainsi de maximiser le signal chimique (RECORDS, 2008).

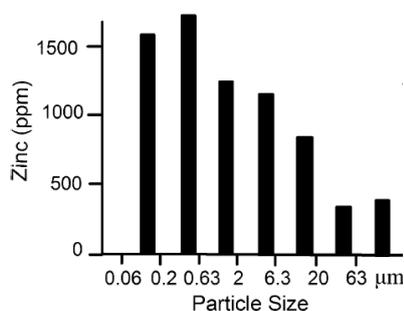


Figure 58 : Concentration en nickel et en zinc en fonction de la classe granulométrique dans des sédiments du bas Rhin (modifié par Miller *et al.*, 2007, à partir de Förstner et Wittman, 1981)

Ces facteurs, connus pour fortement varier en milieu alluvial, n'encouragent pas à faire des analyses in-situ sur sédiment brut. Dans notre étude, les changements observés dans les modalités de sédimentation suggèrent une potentielle hétérogénéité granulométrique (Räpple, 2018). Outre cela, la variabilité de la mosaïque paysagère spécifique aux champs de digues (espaces aquatiques, semi-aquatiques, terrestres) renforce l'idée d'une hétérogénéité des teneurs en eau dans les sédiments, déjà reconnue comme forte dans le cas d'espaces alluviaux classiques (Hürkamp *et al.*, 2009). Néanmoins, certaines études ont montré qu'en standardisant les matrices grâce à une préparation en laboratoire, il était possible d'obtenir des analyses précises autorisant une approche quantitative (Radu et Diamond, 2009 ; Higuera *et al.*, 2012, Parsons *et al.*, 2013).

Inspiré de la bibliographie susmentionnée, le protocole retenu implique le séchage et le tamisage des sédiments, ce qui atténue les biais de performance d'analyse liés à la variabilité du taux d'humidité et de la granulométrie des échantillons.

De ce fait, afin de conduire une approche à large échelle sur le continuum rhodanien, nous avons donc opté pour des analyses ex situ par spectromètre XRF dans le but de pouvoir étudier de grands échantillons, avec un protocole optimisé afin de permettre une approche quantitative. Pour consolider notre jeu de données, des analyses de contrôle ont été effectuées par ICP-MS et AES et SAAF, techniques spectrométriques classiques en chimie analytique.

4.1.2. Analyse au FP-XRF des échantillons de sédiments

Sites et modalités de prélèvements

Les sites de prélèvements ont été définis au préalable selon un échantillonnage spatial aléatoire (*Sampling toolset* d'ArcGis) stratifié basé sur la chronologie des atterrissements « pré » et « post » dérivation. L'échantillonnage des sédiments a été réalisé de la surface au toit des graviers grâce à une tarière pédologique manuelle (en échantillonnant par section de 20 cm) de manière à obtenir des profils verticaux de sédiments (Figure 59).

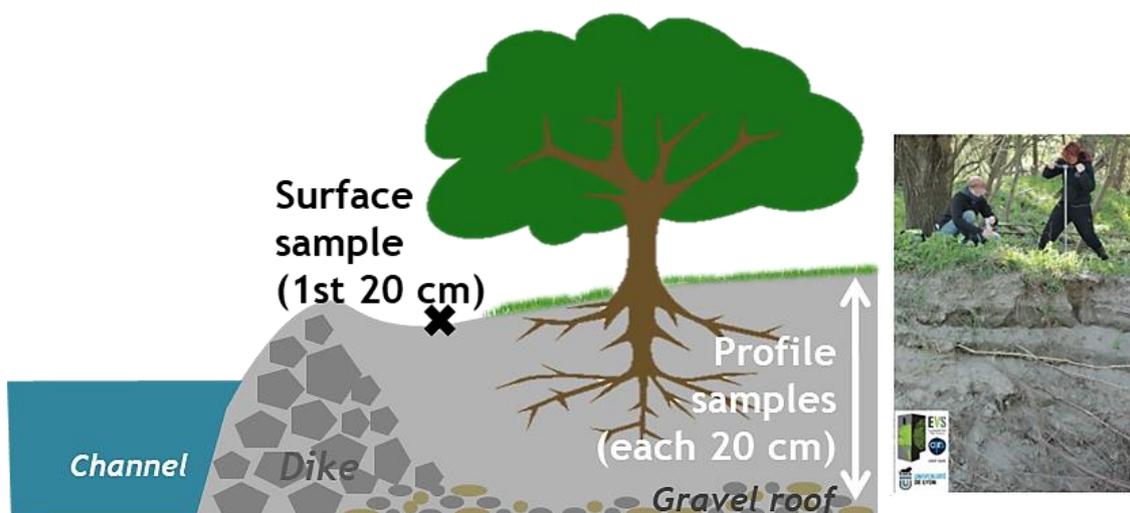


Figure 59 : Modalités de prélèvements à la tarière pédologique des échantillons sédimentaires

Leurs positions réelles ont été enregistrées par GPS. Il s'agit au total de 62 profils verticaux correspondant à 770 échantillons analysés (Tableau 23).

Tableau 23 : Nombre d'échantillons par secteur

Secteur	Nombre d'échantillons	Nombre de profils
Pierre-Bénite	142	15
Péage-de-Roussillon	202	17
Montélimar	165	13
Donzère-Mondragon	261	17

Préparation des échantillons

Chaque échantillon (250 à 500 g) est homogénéisé et séché à basse température (40 ° C) dans un four à air pulsé. Un échantillon composite de 50 g est constitué et tamisé à 63 µm. La fraction fine est ensuite récupérée et conditionnée au sec.

Modalités d'analyses au FP-XRF

Le FP-XRF SPECTRO est réglé avec un mode dédié à l'analyse environnementale (enviro-H) dont les performances ont été décrites dans la littérature dédiée SPECTRO et seront commentées dans la partie « analyse de contrôle ». Les échantillons traités sont placés dans des coupelles XRF calibrées (32 mm) fermées par un film mince en polypropylène (4 µm, Champlex). Chaque screening est effectué à l'aide d'un mode dédié à l'analyse environnementale (*enviro-H*) d'une durée d'une minute (30 secondes pour le criblage d'éléments lourds, 30 secondes pour les éléments légers). Chaque résultat d'analyse XRF (concentration) est une moyenne réalisée sur un triplicat.

4.2. Analyses de contrôle par ICP et SAAF

Choix de la batterie d'échantillons de contrôle

Le choix des échantillons a été fait afin de tenir compte de possibles variations dues à des effets de matrices. Néanmoins, cette étude, ayant été combinée à celles de l'OSR4 et de Tena *et al.* (2020), certaines analyses pour des raisons logistiques ont été effectuées sur des jeux de données mixtes de sédiments de surfaces provenant des casiers et de la plaine alluviale (*cf.* Tableau 24). La batterie d'échantillons pour les analyses de contrôle a été sélectionnée selon une méthode graphique : nous avons réalisé une Analyse en Composantes Principales (ACP) permettant de visualiser le jeu de données, soit 14 éléments estimés par XRF (en mode « *screening* »). Cette méthode a permis de choisir un ensemble d'échantillons couvrant le gradient de teneurs en ETM.

Tableau 24 : Jeux de données et analyses associées

Analyses XRF	Analyses ICP	Analyses SAAF
<ul style="list-style-type: none"> ➤ 770 échantillons profils (toutes profondeurs confondues) inter-secteurs intra-casiers : PBN, PDR, MON, DZM (chapitre 8) ➤ 32 échantillons de surface provenant de PDR (chapitre 9) <p>+ 821 échantillons de surface / jeu de données OSR 4 en plaine alluviale (OSR4, Tena <i>et al.</i>,2020)</p>	32 échantillons de surface intra-casiers provenant de PDR (chapitre 9)	32 échantillons de surface / jeu de données mixte : plaine alluviale et intra-casiers (sous-échantillonnage du chapitre 9 + jeu de données OSR4 en plaine Tena <i>et al.</i> ,2020)

Techniques de spectrométrie utilisées

Les échantillons de sédiments sont au préalable minéralisés (procédure d'extraction à l'eau régale) afin de faire passer en solution les éléments constitutifs et permettre ainsi leur analyse selon les différentes techniques de spectrométrie dédiées (protocole de minéralisation en Annexe 3). Les solutions obtenues à la suite des attaques acides ont été analysées selon différentes techniques de spectrométrie :

- Technique ICP-AES (Spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif) complétée par ICP-MS (Spectrométrie de Masse à Plasma à Couplage Inductif). La première (ICP- AES) repose sur un système de détection optique des spectres d'émissions atomiques générées par les atomes excités par le plasma. La lecture de leur signal permet alors d'estimer la teneur des éléments. Elle est généralement utilisée pour la quantification des éléments majeurs. La seconde (ICP-MS) repose sur la séparation des ions générés par un plasma de gaz rare (gaz ionisé) en fonction de leur rapport [masse/charge]. Les ions sont séparés selon leur masse et comptabilisés, ce qui permet alors d'estimer la teneur de ces éléments. D'une précision de l'ordre du *ppb* (ng/g), elle est généralement utilisée pour la quantification des éléments traces.
- Technique SAAF : Spectrophotométrie d'Absorption Atomique Flamme. Par SAAF, une lampe à cathode creuse fournit de l'énergie lumineuse aux atomes qui l'absorbent selon une longueur d'onde spécifique à chaque élément. La quantité de lumière alors absorbée est mesurée par un détecteur qui produit un signal électronique correspondant à l'intensité lumineuse. L'absorbance mesurée permet alors d'estimer la teneur de ces éléments.

Les analyses ICP-MS et à EAS ont été réalisées au laboratoire SPIN à l'Ecole des Mines de Saint-Etienne sous la direction de J. Moutte, dans le cadre du projet *OHM-VR Seignemartin 2016*. Les analyses SAAF ont été réalisées au LEHNA à l'ENTPE sous la direction de T. Winiarski en 2017, dans le cadre du projet OSR4 (ENTPE, UMR 5023 LEHNA).

Comparaison des résultats XRF-ICP-SAAF

Les analyses ICP et SAAF fournissent ainsi un jeu de données qui peut être comparé à celui résultant des analyses XRF. Les coefficients de corrélation entre les mesures ICP et XRF ont été calculés pour l'ensemble des éléments détectés. Les corrélations sont bonnes pour 6 éléments : le zinc (Zn), Le plomb (Pb), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le Strontium (Sr), le fer (Fe). En ce qui concerne les analyses par SAAF, les contrôles ont été réalisés pour Zn, Pb, Ni et Cu et là encore il y a une bonne corrélation entre les mesures (Tableau 25 et Figure 60). Les concentrations mesurées présentent une large étendue (Figure 60). Cette batterie de contrôle recouvre donc bien la gamme de valeurs du jeu de données global. L'effet « seuil » (inférieur) du fait de la limite de détection n'est pas apparent car les 6 éléments étudiés sont présents dans le milieu, bien au-delà de leur seuil de détection. Ce qui, en revanche n'est pas le cas du mercure, jamais « détecté » par XRF.

Les comparaisons ICP/XRF montrent (*cf.* Tableau 27) :

- de bonnes corrélations entre les deux jeux de données XRF et ICP pour Zn, Pb, Ni, Cu, Fe et Sr.
- que le zinc et le plomb sont globalement très bien estimés, avec un biais plutôt faible. Les teneurs en zinc sont plus fortement sous-estimées (moyenne de l'écart des valeurs sous-estimées : -16,91) que surestimées par le XRF (moyenne de l'écart des valeurs surestimées : 7,59).
- que le nickel, le cuivre, le strontium et le fer sont globalement surestimés par le XRF (100% des valeurs surestimées).
- de mauvaises corrélations pour les autres éléments *détectés par XRF* (analyse réalisée sur le jeu de données étendu en mode « *screening* »).

Les comparaisons SAAF/XRF témoignent :

- de bonnes corrélations entre les deux jeux de données XRF et ICP pour Zn, Pb, Ni et Cu.
- d'une tendance générale à la surestimation des valeurs par XRF (entre 93 et 100% des valeurs surestimées).

Les différentes tendances entre SAAF et ICP peuvent être rattachées :

- aux performances des appareils d'analyse au regard du type d'échantillons.
- au fait que les 2 jeux de 30 échantillons soient différents (impact de la granulométrie à l'intérieur de la fraction fine, teneur en MO, etc...).
- à des biais d'expérimentation : les minéralisations nécessaires avant analyses par SAAF et ICP peuvent être plus ou moins performantes.

La transformation des jeux de données XRF à partir des équations produites (cf. Figure 60) lors de la comparaison ICP/XRF permet une estimation des teneurs au regard des biais de surestimation/sous-estimation de l'appareil. Nous avons choisi le jeu d'équations ICP-XRF car l'analyse couvre plus d'éléments et les échantillons considérés proviennent tous d'endiguements Girardon. Les teneurs des 6 éléments (Zn, Pb, Ni, Cu, Sr, Fe), une fois corrigées, servent pour la suite de l'étude.

En outre, le rapport de performance de la société Spectro (@Spectro 2012) mentionne des seuils de détection dans une matrice 100% SiO₂ de 2 µg/g pour le zinc et le strontium, de 3 mg/kg pour le cuivre, le nickel et le plomb, de 10 mg/kg pour le fer. Notre jeu de données présente des teneurs bien plus élevées, ce qui rejoint nos conclusions préalables par rapport à un effet de seuil de détection pour ces éléments. A noter que le mercure (Hg) et l'arsenic (As), pourtant décrits comme détectables pour des concentrations de 2 et 1 mg/kg respectivement. Le Mercure n'est jamais détecté tandis que l'arsenic est très mal estimé (As : R² = 0,1845 pour la comparaison XRF/ICP).

Tableau 25. Corrélation entre XRF-ICP (n= 32) et XRF-SAAF (n=33)

		ICP	SAAF
Zn	XRF	r = 0.9718041 p-value < 2.2e-16 R ² = 0.9444032	r = 0.9833096 p-value < 2.2e-16 R ² = 0.9668978
Pb	XRF	r = 0.9606815 p-value < 2.2e-16 R ² = 0.922909	r = 0.9823026 p-value < 2.2e-16 R ² = 0.9649184
Ni	XRF	r = 0.8856176 p-value = 1.728e-10 R ² = 0.7843186	r = 0.7610149 p-value = 1.646e-06 R ² = 0.5791437
Cu	XRF	0.9653987 p-value < 2.2e-16 R ² = 0.9319946	R = 0.9884883 p-value < 2.2e-16 R ² = 0.9771092
Sr	XRF	r = 0.9389672 p-value = 4.953e-14 R ² = 0.8816594	
Fe	XRF	r = 0.9739895 p-value < 2.2e-16 R ² = 0.9486555	

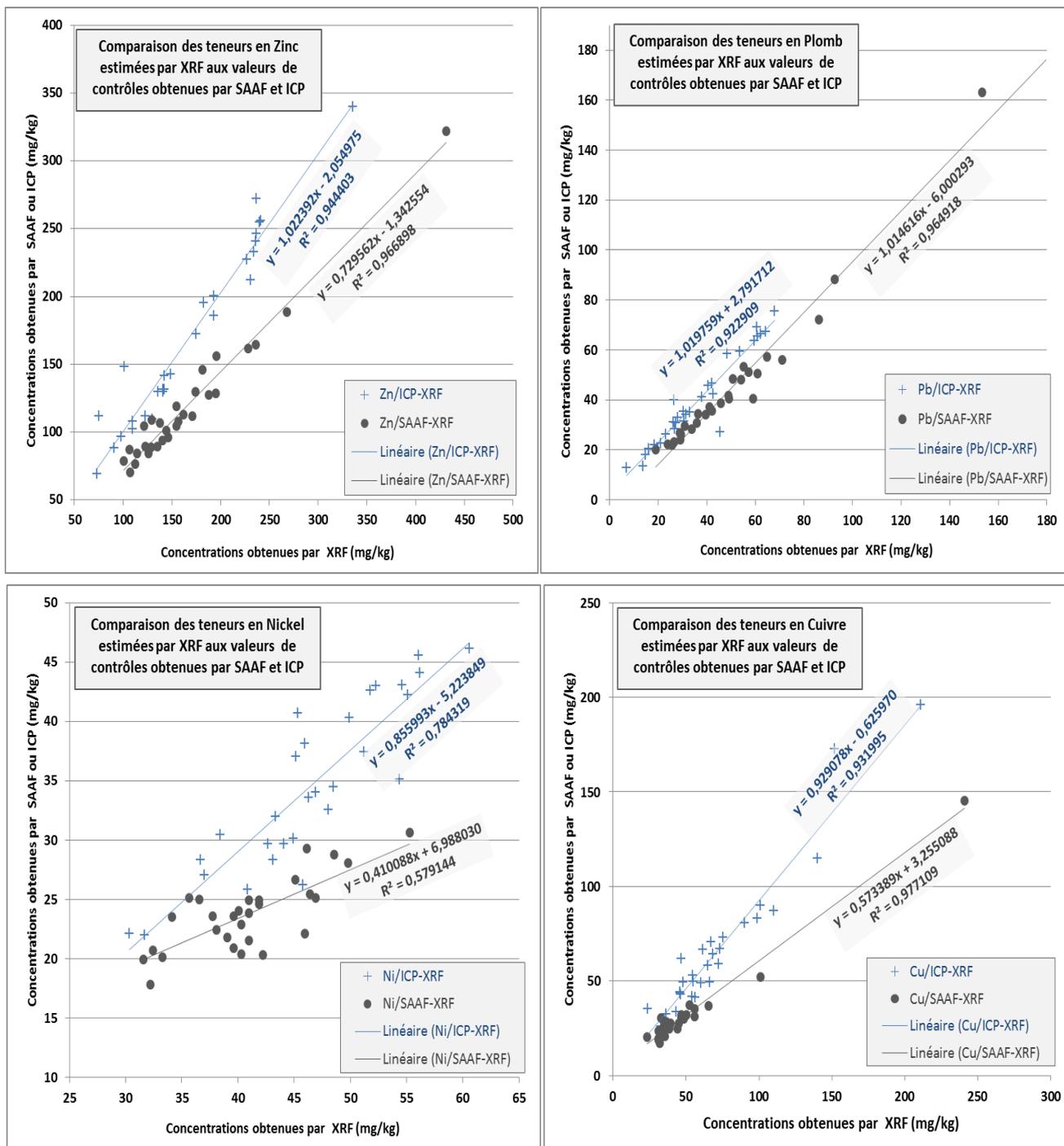


Figure 60 : Graphiques comparant les concentrations estimées par XRF, SAAF et ICP pour le zinc, le plomb, le nickel et le cuivre (Droites de régression tracées, équation et coefficient de détermination associés)

Tableau 26 : Statistiques sur les écarts des estimations entre XRF-ICP (n= 32) et XRF-SAAF (n=33)

	Zn	Pb	Ni	Cu	Sr	Fe
Moyenne XRF	167,80	36,58	46,46	72,51	250,03	23569,59
Ecart-type XRF (Pearson)	62,78	16,93	7,19	39,12	24,46	4445,95
Moyenne ICP	169,50	40,09	34,55	66,74	208,59	19803,45
Ecart-type ICP (Pearson)	66,04	17,97	6,95	37,65	36,57	3925,00
Nombre de valeurs sous-estimées par XRF par rapport à l'ICP	11	27	0	0	0	0
Nombre de valeurs surestimées par XRF par rapport à l'ICP	18	2	29	29	29	29
Moyenne de l'écart des valeurs sous-estimées	-16,91	-3,62125	x	x	x	x
Moyenne de l'écart des valeurs surestimées	7,59	0,375	11,91	5,77	41,44	3766,14
Moyenne de l'écart XRF-ICP	-1,70	-3,51	11,91	5,77	41,44	3766,14
Ecart-type (Pearson) de l'écart XRF-ICP	15,64	5,00	3,39	10,20	16,00	1085,89
Moyenne XRF	164,42	55,87	40,82	49,83	x	x
Ecart-type XRF (Pearson)	64,50	41,90	5,56	38,85	x	x
Moyenne SAAF	118,61	44,43	23,73	31,83	x	x
Ecart-type SAAF (Pearson)	47,86	27,67	2,99	22,54	x	x
Nombre de valeurs sous-estimées par XRF par rapport au SAAF	2	0	0	0	x	x
Nombre de valeurs surestimées par XRF par rapport à l'ICP	27	30	30	30	x	x
Moyenne de l'écart des valeurs sous-estimées	-5,57	x	x	x	x	x
Moyenne de l'écart des valeurs surestimées	6,11	x	x	x	x	x
Moyenne de l'écart XRF-SAAF	45,81	5,27	17,09	18,00	x	x
Ecart-type (Pearson) de l'écart XRF-SAAF	19,50	5,20	3,81	16,92	x	x

4.3. Source dans le milieu des ETM d'intérêt et paramètres jouant sur les teneurs dans les échantillons

4.3.1. Source des ETM dans les sédiments, présence naturelle et anthropique

La teneur moyenne en zinc dans la croûte terrestre supérieure est estimée à 71 mg/kg (Taylor and McLennan, 1995). On le retrouve dans la composition de certaines espèces minérales sous forme sulfurée, carbonatée, silicatée, etc. (sphalérite : ZnS , smithsonite : $ZnCO_3$, hémimorphite : $Zn_4Si_2O_7(OH)_2 \cdot (H_2O)$). En outre, le zinc libre (Zn^{2+}) est facilement adsorbé par les minéraux argileux, les carbonates et les hydroxydes. Les contaminations en zinc dans les sols et sédiments contaminés sont en effet souvent rapportées comme associées aux oxydes de fer et de Manganèse (Hickey et Kittrick, 1984 ; Tessier *et al.*, 1980).

La teneur moyenne en plomb estimée dans la croûte terrestre supérieure est de 20 mg/kg (Taylor et McLennan, 1995). Naturellement, on le retrouve dans la composition de certaines espèces minérales, principalement sous forme de sulfure (gisements de sulfure, galène : PbS), mais aussi sous forme de sulfate ou encore de carbonate (anglésite : $PbSO_4$, cérusite : $PbCO_3$). En outre, le plomb soluble réagit

facilement avec les argiles, les carbonates, les phosphates, les sulfates et les hydroxydes ou encore avec la matière organique.

La teneur moyenne en nickel dans la croûte terrestre supérieure est estimée à 20 mg/kg mais est beaucoup plus élevée dans les roches volcaniques (>100 mg/kg) (Taylor and McLennan, 1995). Naturellement, on le retrouve principalement sous forme de sulfure de par son comportement chalcophile (*e.g.* en se substituant à Fe^{2+} dans la Pyrite). En outre, le nickel est facilement adsorbé par les argiles, les oxydes de fer et de Manganèse et sur la matière organique.

La teneur moyenne en cuivre dans la croûte terrestre supérieure est estimée à 25 mg/kg (Taylor and McLennan, 1995). Naturellement, on le retrouve principalement sous forme de sulfure, il est lui aussi chalcophile. Dans les sols calcaires, il est fortement adsorbé par les carbonates (CaCO_3). Il réagit avec les ligands organiques, ce qui peut jouer sur sa mobilité dans la colonne sédimentaire.

Le fer est très abondant ; il correspond à 3,5% de la masse de la croûte terrestre supérieure. On le retrouve au sein des silicates, sulfures, carbonates, oxydes, ou encore de minéraux argileux. La géochimie du fer est cependant très complexe car elle est conditionnée par le changement de ses états de valence en réponse aux conditions physico-chimiques du milieu (Kabata-Pendias, 2001). Les conditions oxydantes et alcalines favorisent la précipitation du fer (Fe^{2+} – forme soluble – oxydé en Fe^{3+} , puis précipité en $\text{Fe}(\text{OH})_3$, *i.e.* hydroxyde ferrique) tandis que des conditions acides et réductrices entraînent la dissolution des composés du fer ($\text{Fe}^{3+} + 1 \text{e}^- \rightarrow \text{Fe}^{2+}$). Dans le milieu, Fe^{2+} est facilement précipité sous forme d'oxydes et d'hydroxydes et souvent se complexe avec des ligands organiques. Ainsi, dans la colonne sédimentaire, selon le potentiel redox et le pH, la mobilité sur fer peut être variée (niveau de nappe alluviale, etc.) et les teneurs peuvent de la sorte se retrouver impactées.

Le strontium est relativement commun dans la croûte terrestre avec une teneur moyenne estimée à 350 mg/kg (Taylor and McLennan, 1995). On le retrouve dans les roches magmatiques intermédiaires et dans les sédiments carbonatés (Kabata-Pendias, 2001). Il est capable de se substituer au calcium dans les minéraux calciques (plagioclases, apatite, gypse, anhydrite, carbonates) ; on le retrouve aussi au sein de certains minéraux potassiques en remplacement de K^+ (Capo *et al.*, 1998). A noter qu'il n'est pas un élément d'intérêt dans l'étude des niveaux de contaminations. Il sera pris en compte dans le cadre de certaines analyses, simplement en tant qu'élément de comparaison.

4.3.2. Analyses complémentaires : granulométrie, matière organique et carbonates

Les ETM réactifs s'associent dans le cas de phénomène sorption avec les particules présentant les plus grandes surfaces spécifiques (particules fines, Miller *et al.*, 2007) et ayant une grande capacité d'échange cationique. Ainsi, dans le compartiment sédimentaire, les carbonates, les oxydes hydratés de fer et de Manganèse, les argiles sont connues pour jouer un rôle important dans le comportement des ETM (Miller and Orbock Miller, 2007, Förstner, 1987). D'après la littérature, les argiles fixent fortement les ions Fe^{3+} et plutôt peu Cd, Co, et Ni tandis que la MO fixe fortement les ions Cr^{3+} , Fe^{3+} , Pb et Hg, modérément Cd, Ni, et Co, et légèrement Mn et Zn. Les oxydes, quant à eux fixent très fortement Cr^{3+} , Hg, Pb et plutôt fortement les autres métaux (selon Blume and Brümmner, 1987 cités dans Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Les carbonates interviennent dans la fixation des éléments-traces, soit par adsorption (remobilisable), soit par précipitation d'hydroxydes ou de carbonates, ou encore par

insertion dans le réseau de CaCO₃. Nous proposons dans cette partie d'appréhender l'effet granulométrique, des teneurs en MO et en carbonates dans un de nos sous-jeux de données.

Jeux de données disponibles

Des analyses complémentaires ont de ce fait été réalisées afin de caractériser les échantillons sédimentaires en termes de granulométrie, de teneur en matière organique (MO) et carbonates. Toutefois, cette étude, ayant été combinée à celles de l'OSR4 et de Tena et al (2020), certaines analyses ont - pour des raisons logistiques - été réalisées sur des jeux de données mixtes de sédiments de surfaces provenant des casiers et de plaine alluviale (cf. Tableau 27).

Tableau 27 : Jeux de données et analyses disponibles pour la caractérisation granulométrique, de teneurs en MO et en carbonates.

Granulométrie	Matière organique (%)	Carbonates (%)
49 échantillons de surface / jeu de données mixte : plaine alluviale et intra-casiers (sous-échantillonnage du chapitre 9 + jeu de données OSR4 en plaine Tena <i>et al.</i> , 2020)	<ul style="list-style-type: none"> ➤ 25 échantillons des profils (toutes profondeurs confondues) intra-casiers, panachage inter-secteurs (chapitre 8) ➤ 32 échantillons de surface intra-casiers provenant de PDR (chapitre 9) 	

Matière organique

Afin de pouvoir prendre en compte le biais que pourrait causer des proportions hétérogènes de matière organique sur l'analyse du signal chimique, la teneur en matière organique (MO%) a été estimée (Tableau 28) par perte au feu (protocole Annexe 3) et présente globalement des taux très faibles et peu variables. Elle est inférieure à 3,8 % (sd=1,6) dans les échantillons des profils multi-secteurs et inférieure à 6% (sd =2,3) dans les échantillons de surface (PDR), qui possiblement subissent l'influence de la litière de la ripisylve, et présentent ainsi des valeurs un peu plus élevées.

Tableau 28 : Pourcentage de matière organique (MO) présent dans des échantillons provenant de profils verticaux ou prélevés en surface

	Echantillons des profils (n=25)	Echantillons de surface (n=32)
MO (en %)	3,8	6,0
Ecart-type MO (en %)	1,6	2,3

Carbonates

Afin d'évaluer la variabilité que pourrait induire des proportions hétérogènes en carbonates, la teneur (carbonate %) a été estimée (Tableau 29) par perte au feu (protocole Annexe 3) et présente des taux de l'ordre de 12% et peu variable d'un échantillon à l'autre. Elle est égale à 11,4% (sd =1,15) dans les échantillons de surface (PDR) et à 12,2 % (sd=1,6) dans les échantillons des profils ; qui présentent ainsi peut-être une variabilité légèrement supérieure du fait de leur provenance multi-secteurs.

Tableau 29 : Pourcentage de carbonate présent dans des échantillons provenant de profils verticaux ou prélevés en surface

	Echantillons des profils (n=25)	Echantillons de surface (n=32)
Carbonates (en %)	12,2	11,4
Ecart-type Carbonate (en %)	1,6	1,15

Exploration du jeu de données « échantillons sédimentaires de surface de PDR »

Sur le jeu de données *échantillons sédimentaires de surface de PDR₂*, nous disposons des teneurs en MO, en Carbonates, des paramètres de granulométrie et des teneurs en métaux associées afin de mettre en avant de possibles corrélations et guider l'interprétation ultérieure sur le jeu de données global (Figure 61.a). Les corrélogrammes (Figure 61.b et 61.c) sont réalisés sous *RStudio* à l'aide de Package *corrplot* et *corr*, en utilisant des coefficients calculés selon la méthode de Spearman (non paramétrique) car les variables ne remplissent pas toutes les conditions de normalité et l'échantillon est petit ($n < 30$). Les classes granulométriques intra-fraction fine sont définies selon le partitionnement stratégique d'affinité des ETM présenté en Figure 58 (Förstner et Wittman, 1979).

Le fer est positivement corrélé à la fraction 0,63 μ m-2 μ m ($R = 0.65$), à la MO ($R = 0.75$). Le plomb est fortement positivement corrélé au zinc ($R = 0.95$), au nickel ($R = 0.76$) et au cuivre ($R = 0.69$). Si le nickel est corrélé au zinc, plomb, il n'est pas significativement corrélé au cuivre ($R = 0.32$; NS). Le plomb, le cuivre et le zinc sont très corrélés aux teneurs en Carbonates (R compris entre 0.64 et 0.7) tandis que le nickel ne présente pas de corrélation significative aux carbonates ($R = 0.29$; NS) mais positivement bien que faiblement significative à la fraction 0,63 μ m-2 μ m ($R = 0.43$). Il n'y a pas de corrélation significative entre les teneurs en matière organique et le zinc, plomb, cuivre et nickel.

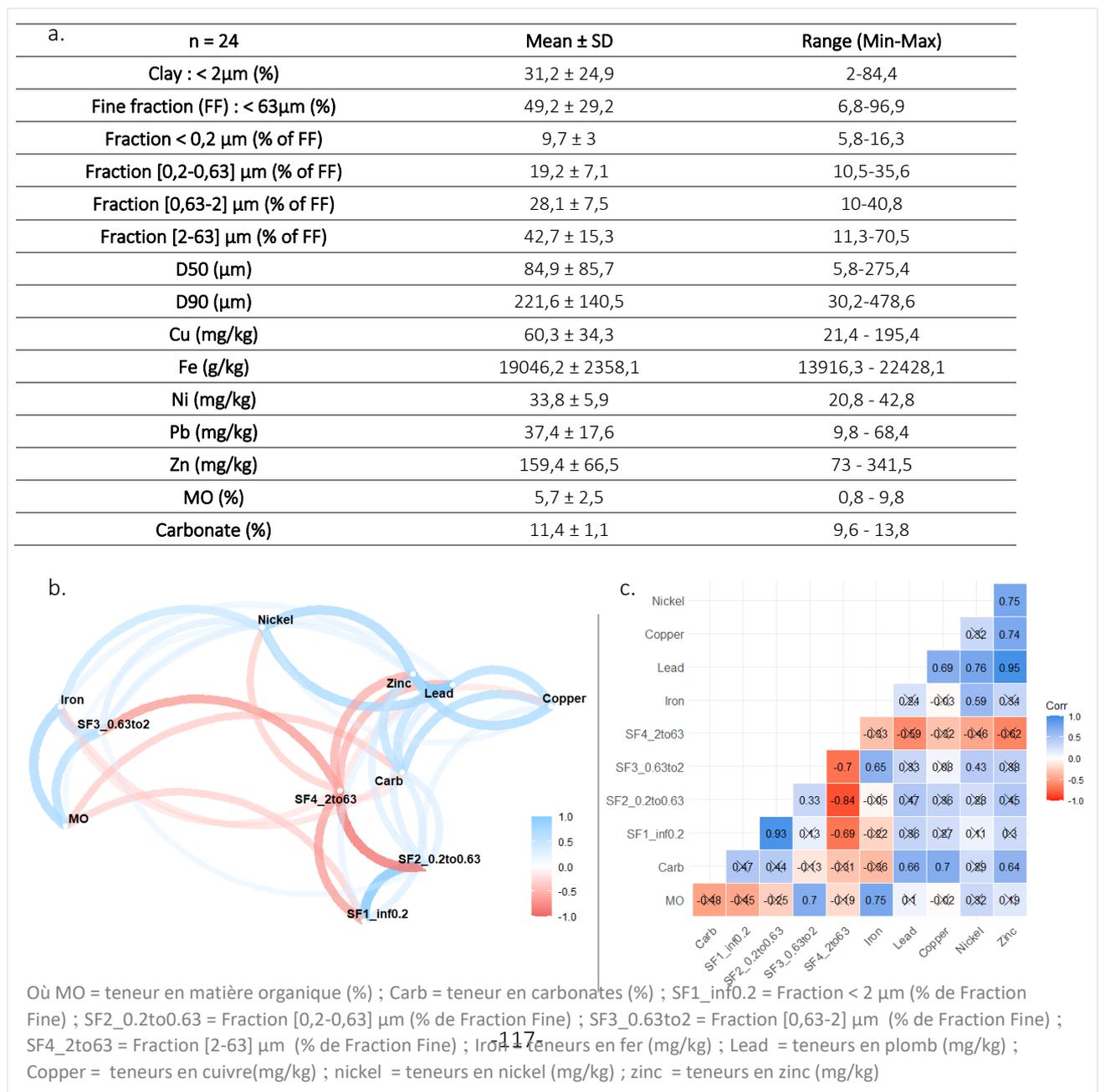


Figure 61 : Paramètres du jeu de données échantillons de surface PDR avec a. Tableau récapitulatif des paramètres du jeu de données ; b. Schéma des relations de corrélation et c. Corrélogramme (les coefficients barrés sont non statistiquement significatifs)

Le fer est de façon significative ($R=0.65$). Le nickel, dans une moindre mesure l'est aussi ($R=0.43$). Le fer n'est pas corrélé au zinc, au plomb et au cuivre mais l'est au nickel. Ainsi, il semblerait que les teneurs en fer soient fortement dépendantes de la fraction inférieure Fraction $[0,63-2] \mu\text{m}$, ce qui est en accord avec la littérature à ce sujet (*e.g.* Blume and Brümmer, 1987 cité dans Kabata-Pendias et Pendias, 2001). En effet, le fer est souvent utilisé pour la normalisation (MatysGrygar et Popelka, 2016), en tant que *proxy* granulométrique. Les teneurs en fer sont ainsi inversement corrélées à la granulométrie (puisque le fer est essentiellement associé à la fraction fine $<2\mu\text{m}$).

Or, l'évaluation de la pollution est communément basée sur l'hypothèse statistique que les groupes d'échantillons non pollués présentent des teneurs en éléments aux distributions normales tandis que les valeurs aberrantes, les « pollués », seraient des *outliers* par rapport à cette distribution (Matschullat *et al.*, 2000). Néanmoins, dans les sédiments, d'autres facteurs entrent en jeu et les distributions observées sur des sédiments non pollués ne sont pas forcément gaussiennes, elles peuvent notamment être polymodales, asymétriques en fonction des distributions granulométriques (MatysGrygar et Popelka, 2016 ; Filzmoser *et al.*, 2009) ; celles-ci étant communément hétérogènes en milieu alluvial (MatysGrygar et Popelka, 2016). Les distributions des teneurs en zinc, plomb, cuivre, nickel et fer de notre jeu de données ne suivent pas non plus des distributions gaussiennes (Figure 63.a). Ainsi, tout l'enjeu est de savoir si ces densités polymodales, asymétriques, etc., sont le fait d'hétérogénéités granulométriques, lithologiques ou d'apports anthropiques.

MatysGrygar et Popelka (2016) proposent de rapporter les teneurs des sédiments alluviaux par les teneurs fer pour tamponner l'effet granulométrique. Dendievel *et al.* (2020) n'observent une corrélation entre fraction fine ($<63\mu\text{m}$) et la concentration en fer que sur seulement une partie des échantillons des sédiments prélevés le long du corridor Rhodanien ; ils optent donc pour une normalisation par l'Aluminium, quant à lui corrélé à la granulométrie dans le cadre de leur jeu de données. De notre côté, nous avons vu que le fer était corrélé à la fraction $0,63\mu\text{m}-2\mu\text{m}$ et nous avons donc tenté de voir si en la rapportant à la part en $0,63\mu\text{m}-2\mu\text{m}$ on pouvait gommer la bi-modalité observée (fer : $M1 \approx 130 \text{ mg/kg}$ et $M2 \approx 230 \text{ mg/kg}$). Le résultat est intéressant et tend à plus ou moins normaliser la courbe du fer (Figure 62).

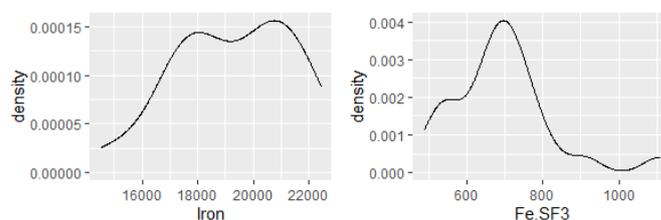


Figure 62 : Distributions du fer et du ratio fer/Fraction SF3 $[0,63\mu\text{m}-2\mu\text{m}]$ %

En revanche les corrélations entre la SF3 $[0,63\mu\text{m}-2\mu\text{m}]$ et le zinc, le plomb, le cuivre ne sont pas significatives, et bien que significative en ce qui concerne le nickel, elle est plutôt modérée. En outre, alors que MatysGrygar et Popelka (2016) constatent que la normalisation du zinc par le fer (*proxy*

granulométrique) tamponne le contrôle lithologique dans le cas de sédiments non pollués, la normalisation par des *proxies* granulométriques (SF3% ou Fe) ne modifie pas la bi-modalité de la distribution du zinc au sein de notre jeu de données ; ni les spécificités des distributions des autres éléments (Figure 63).

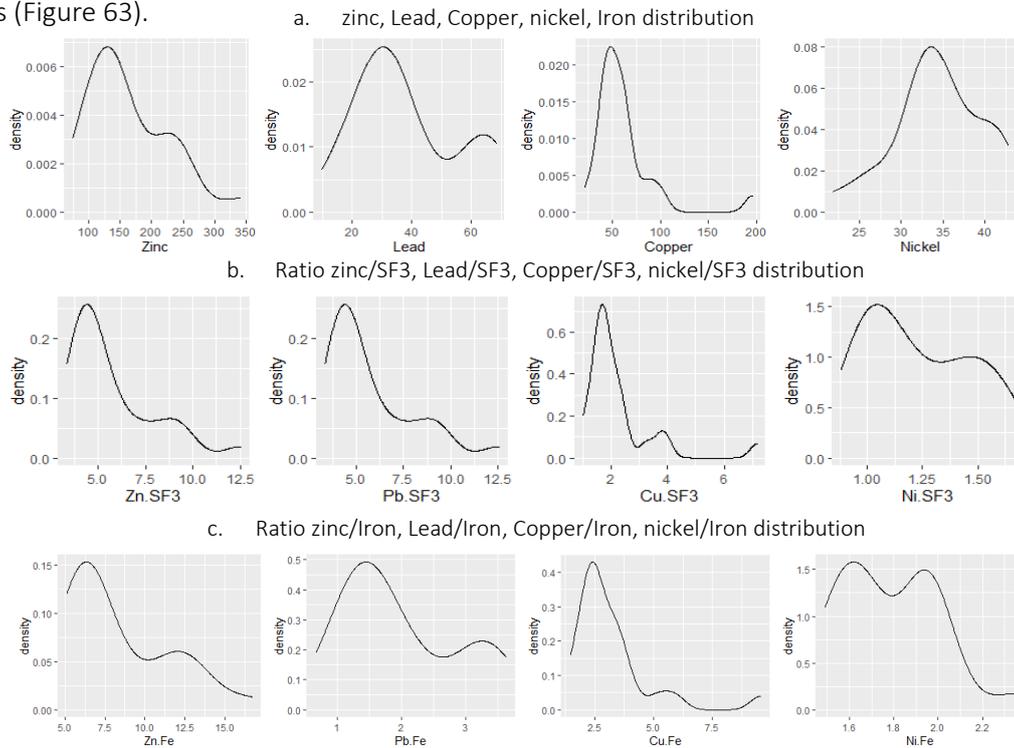


Figure 63 : a. Distributions des teneurs en ETM, b. Distributions statistiques des éléments rapportés au pourcentage de la Sous-Fraction 3 *i.e.* [0,63µm-2µm], et c. Distributions statistiques des éléments rapportés au fer

Du côté des autres contrôles possibles, on observe des corrélations entre le zinc, le plomb, le cuivre et les carbonates ; et entre le fer et la matière organique. Si l'on tente de rationaliser les éléments par les paramètres avec lesquels ils sont corrélés (Figure 64), il est intéressant de noter que la bi-modalité (zinc : M1 \approx 130 mg/kg et M2 \approx 230 mg/kg) des teneurs en zinc est fortement gommée quand ces teneurs sont rapportées aux teneurs en carbonates, ce qui pourrait témoigner d'un effet sur les teneurs observées. Ce n'est en revanche pas le cas pour les autres éléments.

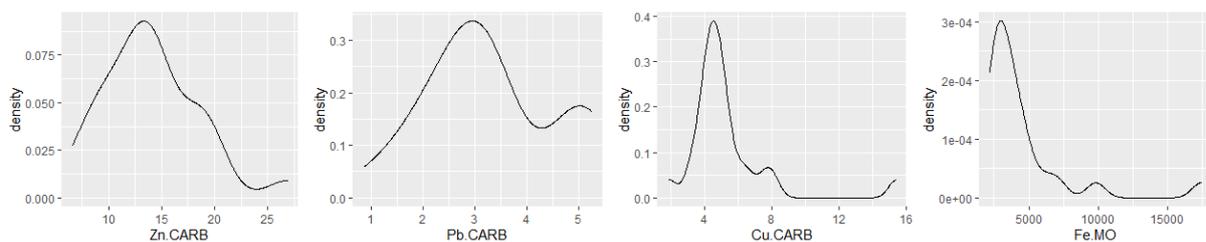


Figure 64. Distributions des teneurs en éléments rapportés aux paramètres auxquels ils sont corrélés (CARB = teneur en carbonates ; MO = teneur en matière organique)

Bien que cette analyse soit effectuée sur une sous-partie du jeu de données, uniquement localisée à PDR, elle permet de mieux comprendre le signal chimique et nous donne des indications utiles pour l'interprétation sur le jeu de données global. Le fer semble notamment très dépendant de la granulométrie (SF3) et corrélé aux teneurs en MO, tandis que le zinc est possiblement dépendant des teneurs en Carbonates.

Pour aller plus loin, des procédures d'extractions séquentielles pourraient nous aider à mieux comprendre les signatures chimiques, et définir à quelle fraction les ETM se rapportent : échangeable/adsorbée, associée aux carbonates, aux oxydes de fer et de Manganèse (qui représentent une fraction de rétention privilégiée de beaucoup de métaux), à la MO ou encore à la fraction résiduelle contenue dans les structures cristallines des minéraux (Tessier *et al.*, 1979). Néanmoins, Matys Grygar et Popelka (2016) explicitent des limites à ce type de techniques : *"The problem of chemical fractionation that aims to trace the element origin is that both the anthropogenic and natural portions of risk elements may be present both in each reactive fraction and in the extraction residue. Although it is tempting to assign, e.g., operationally defined fraction of sulphides in mining-polluted sediments to the original ores, in oxic fluvial deposits the primary sulphides may be oxidized (Hudson-Edwards et al., 1998) and conversely, sulphides can be neoformed in reduced (waterlogged) strata from other heavy metal species (Du Laing et al., 2009). All floodplain sediments are exposed to post-depositional biogeochemical processes, particularly in inundated areas and deeper sediment strata (Du Laing et al., 2009; Koiter et al., 2013). Put simply, the actual reactive fractions may not represent the original species."* Ainsi, même la caractérisation de la répartition des ETM selon leurs spéciations ne renseignerait pas sur la source des ETM en question.

4.3.3. Fonds géochimiques locaux

La notion de fond géochimique (*Background*) est souvent discutée quant à sa pertinence spatiale et temporelle. Si, par définition, elle correspond à "la teneur naturelle ou originelle en éléments traces dans un sol en absence de tout processus d'apport ou d'exportation vers ou hors d'un site considéré" (Académie des sciences, 1998), elle est, dans les faits, à considérer selon l'objectif qui sous-tend l'utilisation de cette valeur de référence.

Ainsi, si l'on cherche à mettre en lumière des niveaux de pollutions relatifs à certaines périodes, les valeurs de référence utilisées peuvent intégrer à la fois le fond géogénique mais aussi les niveaux historiques de pollutions anthropiques antérieures à la période visée (Reimann *et al.*, 2005 ; Thévenot *et al.*, 2007). Dendievel *et al.* (2020) ont cherché à mettre en lumière les pollutions du 20^{ème} siècle. Ainsi, les fonds géochimiques qu'ils souhaitent déterminer tendent à intégrer à la fois les niveaux « naturels » sans exclure la possibilité de la présence de rémanences héritées des activités minières et métallurgiques historiques (depuis la période romaine, voire localement depuis l'âge du Bronze ; cf. Arnaud *et al.*, 2010 ; Bailly-Maître, 2010). C'est pourquoi ils ont constitué des LGB (*Local Geochemical Background*) à partir de carottes sédimentaires couvrant la période Moyen-Âge / Période préindustrielle. Elles ont été évaluées à partir de carottes sédimentaires provenant de la plaine alluviale du Tricastin, proche de nos secteurs d'étude de MON et DZM, dans des dépôts datés entre le Moyen-Âge et la fin du 19^{ème} siècle (1878 pour la plus récente). Ces valeurs sont issues d'analyses réalisées sur la fraction inférieure à 63µm, ce qui permet une comparaison directe du « signal chimique » avec notre jeu de données. Les carottes pédologiques de Dendievel *et al.* (2020) sont décrites comme des dépôts lamineux stratifiés dont la constitution est caractéristique de l'érosion des roches calcaires, molasses et cristallines du Haut Rhône (Dendievel *et al.*, 2020 ; Arnaud *et al.*, 2015), qui par leur localisation sur le Rhône médian et les apports des différents affluents, sont aussi influencées par le fond géologique résultant de l'altération des roches cristallines et volcaniques du Massif Central.

Ainsi, pour les valeurs correspondant au fond géochimique local (C_{ref}), nous utilisons les valeurs proposées par Dendievel *et al.* (2020) correspondant aux « *Middle Rhône background samples* » ; c'est-

à-dire 64,6 mg/kg pour le zinc ; 17,7 mg/kg pour le plomb ; 18,4 mg/kg pour le cuivre, 32.7 mg/kg pour le nickel et 21.7 g/kg pour le fer (*cf.* Tableau 30).

Tableau 30 : Fonds géochimiques proposés par Dendeviel *et al.* (2020) pour les sédiments du Rhône

Local geochemical background values and ranges, grain-size and organic content for the Upper and Middle Rhone background samples. Extraction methods (Ext.): AR = *Aqua Regia* and TE = Total Extraction. FF = fine fraction (< 63 µm). Med = Median.

Location	Ext.	Reference	Clay (%)	FF (%)	TOC (%)	Trace Metals (mg kg ⁻¹)						Major Metals (g kg ⁻¹)		
						Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Al	Fe	
Upper Rhône	AR	This work	5.0	89.6	2.6	Med	0.17	36.1	10.2	33.9	11.4	53.2	12.3	16.8
	ET					range	0.06-0.24	14-56	0-26	0-68	4-22	10-95	2-27	5-33
EGD3 - Vidy Bay		Gascón Díez et al., 2017	ca. 85	≈ 1		Med	0.18	63.8	12.5	36.5	13.4	59.1	49.2	22.63
					range	0.05-0.30	19-119	1-29	0-78	4.5-27	12-117	10-89	5-45	
Geneva Lake		Vernet and Viel, 1984				Med	0.2	70	30	50	30	60		
Middle Rhône	AR	This work	5.1	81.4	0.9	Med	0.14	29.3	18.4	32.7	17.7	64.6	14.2	21.7
	ET					range	0.12-0.17	17.4-43	10.3-27.4	19.3-47.6	5.0-32.6	37.7-104.4	1.9-28	12-31
DRC - Rhône Delta	AR	Ferrand et al., 2012				Med	0.17	71.6	20.7	40.1	22.3	83.7	69.2	30.1
KS-57 - Rhône Pro-Delta	ET	Cossa et al., 2018			≈ 0.5	range	0.15-0.20	50-95	10-34	31-51	14-33	55-115	59-78	13-48
Upper Conti-nental Crust		Rudnick and Gao, 2014				Med	0.08	44.6	9.96	25.1	14.6	61.3	44.4	22.4
						Med	0.17	70.23	23.54	41.82	22.31	80.57	55	28
						Med	0.09	92	28	47	17	67		

Notons que la prise en compte de la granulométrie est une problématique récurrente (*e.g.* Dendeviel *et al.*, 2020 ; MatysGrygar et Popelka, 2016). Les normalisations par des éléments lithologiques sont souvent utilisées afin de parer au manque de données granulométriques. MatysGrygar et Popelka (2016) proposent une normalisation avec le fer tandis que Dendeviel *et al.* (2020) optent pour une normalisation par l'Aluminium, mais dans les deux cas, ils évoluent sur des sédiments provenant de fraction totale ou tamisés à 2 mm. Afin de nous prémunir de ce problème, nous avons travaillé sur la fraction fine. Néanmoins, certaines études conseillent d'appliquer une correction ou une normalisation même sur fraction fine (Szava-Kovats, 2008 ; Kersteb et Smedes, 2002), du fait qu'il puisse y avoir des effets granulométriques « intra » fraction fine, dépendants de la composition de cette dernière (Borovec, 2000). Or, ne disposant pas des teneurs en Aluminium, ne pouvant pas nous assurer de la pertinence d'utiliser le fer sur l'ensemble du jeu de données et surtout, n'observant pas de corrélation entre les teneurs en ETM et les sous-fractions de la fraction fine sur notre jeu de données de contrôle (sauf pour le fer, *cf.* section 4.2.3., Figure 61), nous nous limiterons à comparer le « signal chimique » de la fraction fine à celui du fond géochimique local déterminé par Dendeviel *et al.* (2020), et de discuter de leur pertinence face aux variables spatio-temporelles dont nous disposons.

4.4. Seuils de qualité et facteur de contamination

4.4.1. Seuils de qualité

La notion de pollution est complexe et se transcrit différemment selon le référentiel étudié. Il existe de nombreux seuils de qualité, basés sur les approches écotoxicologiques (Miller et Orbock Miller, 2007, d'après MacDonald *et al.*, 2000). Afin de contextualiser les teneurs, nous avons retenu trois seuils de qualité couramment utilisés (Tableau 31) :

- le TEC (Threshold Effect Concentration) correspond à la concentration en-dessous de laquelle il ne devrait pas y avoir d'impacts écotoxicologiques (issu de McDonald, 2000),
- le PEC (Probable Effect Concentration) est la concentration au-dessus de laquelle des effets écotoxicologiques sont le plus souvent attendus (issu de McDonald, 2000),

- le seuil S1 correspond à la réglementation pour la qualité des sédiments issus de cours d'eau et de canaux de navigation définie en France dans l'article 1^{er} de l'arrêté du 09 août 2006.

Ces seuils de qualité intègrent des aspects éco-toxicologiques mais aussi réglementaires : par exemple, le seuil S1 conditionne le régime des opérations de dragage (autorisation ou déclaration) et de réinjection des sédiments dans les cours d'eau. Il est important de noter que l'application de ces indicateurs n'est pas toujours claire dans la littérature scientifique. Ils sont souvent appliqués à des analyses chimiques sur des sédiments tamisée à 2 mm. Ayant travaillé sur la fraction fine, nous ne pouvons donc pas classiquement interpréter nos valeurs par rapport aux TEC et PEC officiels (fraction < 2 mm), mais leur usage offre toutefois la possibilité de déterminer un « seuil par défaut » pour caractériser la contamination. En effet, étant donné que c'est la fraction fine qui est ici étudiée, le signal est concentré. Par conséquent, si les seuils (PEC, TEC, S1) ne sont pas dépassés dans la fraction fine, nous pouvons considérer qu'ils ne le sont pas non plus dans l'échantillon total.

Tableau 31 : TEC, PEC et S1 pour les 4 éléments d'intérêt (d'après McDonald, 2000 et l'arrêté du 09 août 2006)

Seuils (mg/kg)	Zn	Pb	Ni	Cu
TEC	121	35.8	22.7	31.6
PEC	459	128	48.6	149
S1	300	100	50	100

4.4.2. Facteur de contamination

Le facteur de contamination (CF) évalue l'enrichissement des métaux par rapport aux concentrations de fond de chaque EM dans les sédiments (Håkanson, 1980). Il est obtenu en divisant la concentration de chaque métal dans l'échantillon de sédiments par sa valeur de fond géochimique.

$$CF = \frac{C_s}{C_{ref}}$$

Où, C_s est la concentration de l'élément dans l'échantillon de sédiments,

C_{ref} est la valeur correspondant au fond géochimique, ici ceux de Dendievel et al. (2020)

$CF < 1$, absence ou faible contamination ; $1 \leq CF < 3$, contamination modérée ; $3 \leq CF < 6$, contamination importante ; $6 \leq CF$ - contamination très élevée.

L'indice de géoaccumulation (I_{geo}) permet lui aussi de comparer les concentrations métalliques d'un échantillon sédimentaire avec des niveaux préindustriels (background ou fond géochimique). Le facteur 1.5 est utilisé pour lisser les écarts possibles liés à l'hétérogénéité des fonds géochimiques (Salomons and Forstner, 1984 ; Müller, 1969).

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{c_n}{1.5B_n} \right]$$

Où C_n est la concentration de l'élément (n) dans l'échantillon,

B_n correspond à la teneur de l'élément correspondant au fond géochimique.

$I_{geo} < 0$, non contaminé ; $0 \leq I_{geo} < 1$, non contaminé à modérément contaminé ; $1 \leq I_{geo} < 2$, modérément contaminé ; $2 \leq I_{geo} < 3$, modérément à fortement contaminé ; $3 \leq I_{geo} < 4$, fortement contaminé ; $4 \leq I_{geo} < 5$, fortement à extrêmement contaminé ; $5 \leq I_{geo}$, extrêmement contaminé.

4.5. Analyses chimiques sur matrice végétale

Principe de l'étude et préconisations

Les processus contrôlant l'absorption par les végétaux des ETM ainsi que leur redistribution dans les différents organes de la plante sont complexes, espèces-dépendants, et varient selon que l'élément est essentiel au développement de la plante (nutriment, micronutriment), non essentiel ou même toxique (Wójcik *et al.*, 2014 ; Dunn, 2007 ; Clemens, 2006).

L'objectif de cette étude étant de savoir si la végétation riparienne retranscrit les particularités chimiques de son milieu, notre choix s'est porté sur des prélèvements foliaires afin de favoriser un signal le plus élevé possible dans des contextes sédimentaires très modérément pollués (Chakroun *et al.*, 2010 ; Dunn, 2007 ; Brune *et al.*, 1994). Aussi, nous avons prélevé des carottes dendrologiques dans l'optique de recouper des analyses en dendrochimie et dendrochronologie.

Valeurs seuils utilisées pour les teneurs foliaires

Les valeurs seuils utilisées pour discriminer les anomalies chimiques des pools foliaires sont issues de la base de données du programme « Bioindicateurs » de l'ADEME (d'après O. Faure ; utilisation de valeurs discriminant les extrêmes, supérieur à 95% des valeurs, c'est-à-dire des valeurs correspondant à des anomalies chimiques. On utilise alors $[As]_{\text{Seuil}} = 1,72 \text{ mg/kg}$; $[Cd]_{\text{Seuil}} = 0,67 \text{ mg/kg}$; $[Cr]_{\text{Seuil}} = 1,32 \text{ mg/kg}$; $[Cu]_{\text{Seuil}} = 17,4 \text{ mg/kg}$; $[Ni]_{\text{Seuil}} = 6,12 \text{ mg/kg}$; $[Pb]_{\text{Seuil}} = 0,67 \text{ mg/kg}$; $[Zn]_{\text{Seuil}} = 105,3 \text{ mg/kg}$). (Source : <https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/ADEME-Bioindicateur>)

Valeurs seuils utilisées pour les teneurs en matrice ligneuse

L'étude d'Algreen *et al.* (2014) nous intéresse tout particulièrement car elle a montré des résultats très discriminants entre sites pollués et non pollués à partir de carottes dendrologiques provenant de peupliers (*Populus sp.*) et de saules (*Salix sp.*). Ils ont en effet mis en lumière des différences de teneurs en ETM dans le bois en fonction des essences ; différences possiblement explicables par le fait que certains ETM sont plus ou moins essentiels aux besoins physiologiques de certaines essences (McLaughlin *et al.* 2011). En outre, les peupliers et les saules sont de bons candidats pour la dendrochimie car ils bioaccumulent davantage les ETM (Algreen *et al.*, 2014). Dans leur étude, le bois des saules et des peupliers présentait des concentrations de fond (*e.g.* en site non pollué) équivalentes à 0,5 mg/kg pour le cadmium, 1,6 mg/kg pour le cuivre, 0,3 mg/kg pour le nickel et 25 mg/kg pour le zinc tandis que les teneurs en chrome et en plomb étaient inférieures ou proches de la limite de détection. Ils ont montré que sur le site fortement pollué, les teneurs des tissus ligneux étaient significativement plus élevées que les teneurs de références : le saule est plus performant pour le phytoscreening des ETM tels que le Cd, Cu, Ni, Zn sauf en ce qui concerne le nickel, pour lequel le peuplier est plus accumulateur.

Plan d'échantillonnage et contexte sédimentaire

Au cours de la campagne de terrain de l'été 2016, des prélèvements de végétation ont été réalisés en rive droite du Rhône au nord de Péage-de-Roussillon (Secteur d'Arcoules). Les feuilles correspondaient donc à des feuilles matures, pour éviter des hétérogénéités qui peuvent découler de leur stade de croissance (Dunn, 2007).

Le choix des sites repose sur les études préliminaires qui ont permis de caractériser les patrons chimiques sédimentaires. Deux groupes de trois casiers (n°1, 3, 4, 6, 7 et 9) ont été sélectionnés parmi un échantillon initial de 18 groupes. Le premier groupe comprend les casiers caractérisés par les plus

fortes teneurs en métaux du train de casiers, et le second, par les moins fortes. Les pools foliaires monospécifiques ont été prélevés sur *Acer negundo*, une espèce considérée comme invasive qui se développe récemment de manière conséquente et sur les marges alluviales (Modrak, 2013 ; Räßle, 2018). Les pools foliaires plurispécifiques ont été récoltés selon une méthode de détermination à vue des espèces les plus représentées afin de retranscrire un patron chimique de la communauté végétale (Boutin et Carpenter, 2017 ; *Programme Bioindicateurs de l'ADEME*) : Ils sont composés de 4 à 5 essences (strates herbacée, arbustive et arborée). Les prélèvements dendrologiques ont été réalisés sur trois essences ligneuses présentes dans les boisements riverains : *Acer Negundo*, déjà susmentionné, ainsi que *Salix alba* et *Populus nigra*, deux essences emblématiques de la ripisylve rhodanienne (Räßle, 2018 ; Modrak, 2013 ; Piégay *et al.*, 2003). Prélévées à l'aide d'une tarière de Pressler à environ 1,30 m de hauteur, les carottes dendrologiques sont toutes d'un diamètre de 5mm pour une longueur allant de 10 à 30 cm. Leur caractérisation dendrochronologique a été effectuée grâce au logiciel *Dendrolab* (cf. Lecomte, 2018).

Plan d'échantillonnage

Echantillons sédimentaires (Figure 66)
30 échantillons de sédiment de surface composites de 6 sous-échantillons ont été prélevés dans le périmètre (emprise au sol de la canopée) de 30 individus (*Acer negundo*). Les analyses présentées sont réalisées à l'ICP-MS, sur fraction fine.

Echantillons foliaires (Figure 65)
30 échantillons foliaires ont été analysés à l'ICP-MS :
- 20 pools plurispécifiques,
- 10 pools monospécifiques (*Acer negundo*)

Echantillons dendrologiques
Sur les 52 carottes prélevées, 30 ont été sélectionnées pour les analyses afin de maximiser la représentativité spécifique et temporelle.
Pour des raisons logistiques, seuls 6 casiers ont été échantillonnés pour les matrices sédimentaires contre 4 pour les matrices végétales (n°1, 3, 4, 6).

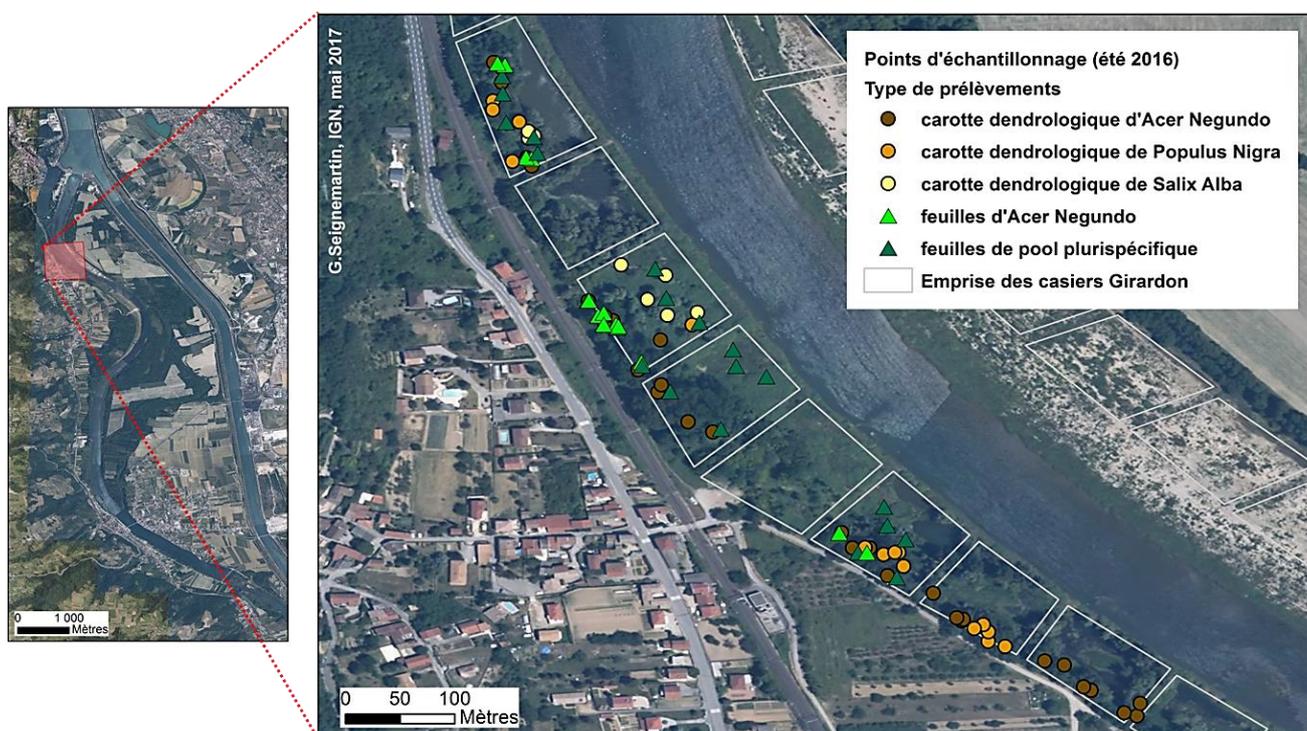


Figure 65 : Localisation des sites d'échantillonnage de la végétation (sous-secteur d'Arcoules, PDR)

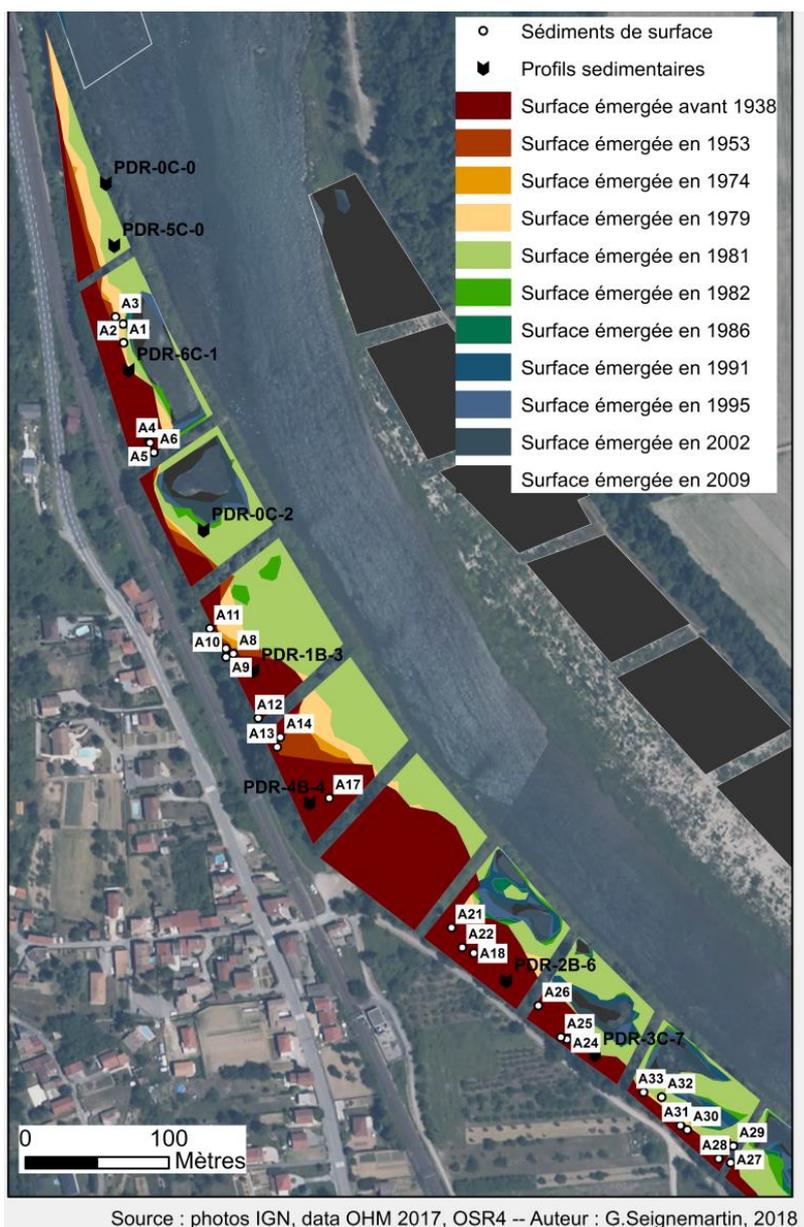


Figure 66 : Contexte sédimentaire et localisation des sites d'échantillonnage des sédiments (sous-secteur d'Arcoules, PDR)

Préparation des échantillons pour l'analyse ICP

Les carottes sont découpées au scalpel en fins copeaux sur toute leur longueur de manière à constituer des échantillons composites (cf. Annexe 3).

Les pools de feuilles sont séchés puis réduits en poudre à l'aide d'un broyeur mécanique nettoyé entre chaque échantillon afin d'éviter toute contamination. La constitution des pools plurispécifiques se fait à part égale de poids sec.

La minéralisation par attaque acide (HNO_3 / H_2O_2) est réalisée sur l'ensemble des échantillons de matrices végétales (feuilles et bois) destinés à la spectrométrie ICP-MS et ICP-AES (protocole en Annexe 3).

Techniques de spectrométrie utilisées

ICP-MS et AES

Les solutions obtenues après attaques acides (*cf.* protocole Annexe 3) ont été analysées par ICP-MS et AES à l'Ecole des Mines de Saint-Etienne sous la direction de J. Moutte et O. Faure.

FP-XRF - Field Portable XRF

La technologie XRF a été utilisée dans certaines études (McLaren *et al.*, 2011 ; Rincheval *et al.*, 2019) sur des matrices organiques végétales et a montré des résultats convaincants. McLaren *et al.* (2011) ont trouvé des relations linéaires significatives entre les valeurs de digestions acides analysées par ICP-OES et les screening P-XRF (Portable XRF) sur des tissus végétaux (maïs, soja et blé) pour Ca, Co, Cr, Fe, K, Mn, Ni, P, S, Si et Zn. Rincheval *et al.* (2019) ont utilisé la technologie FP-XRF sur des matrices végétales provenant d'Acacia (feuilles, bois) en zones minières contaminées et ont pu montrer des corrélations entre les zones pédologiquement contaminées et la présence de teneurs significativement plus élevées dans les tissus végétaux de ces zones.

Inspirés par ces études, des tests au FP-XRF ont été réalisés sur des matrices dendrologiques mais la variabilité expérimentale est encore mal cernée et les données qui en résultent ne sont pas utilisables en l'état (Lecomte, 2018). Nous reviendrons sur les débouchés dans le chapitre 9.

Chapitre 5. Caractérisation des sites d'étude

1. Contexte hydrogéographique

Deux secteurs d'étude sont situés au niveau du Rhône moyen, Pierre-Bénite (PBN) et Péage-de-Roussillon (PDR), tandis que les deux autres sont localisés dans le Bas-Rhône, Montélimar (MON) et Donzère-Mondragon (DZM) (cf. carte en Figure 51 du matériel et méthode).

PBN, PDR et MON s'étendent sur entre 11 et 15 km de linéaire tandis que DZM se déploie sur deux à trois fois la longueur des autres secteurs (Tableau 32). Leur pente correspond à des valeurs classiques de plaine, variant de 0.05% à 0.07%.

PBN est situé en aval de la ville de Lyon où la Saône, affluent principal (débit moyen de 473 m³/s), rejoint le Rhône. MON et DZM sont, quant à eux, marqués par l'influence d'importants affluents comme la Drôme (en amont de MON, PK 132) et des tributaires cévenols tels que l'Ardèche (aux deux tiers du tronçon DZM, PK 192).

Sur les secteurs de PBN et PDR, les seuls tributaires directs sont de petits ruisseaux. Les principaux tributaires directs à MON sont Le Meyrol, le Roubion (qui, depuis la mise en dérivation, se jette dans le canal), La Riaille (en rive gauche) et le Lavézon, le Frayol et l'Escoutaye (rive droite) tandis qu'à DZM, on retrouve l'Ardèche déjà ci-dessus mentionnée (en rive droite).

Le Rhône, présente un débit moyen **total** de 1030 m³/s à Ternay (1920-2006) ; valeur de référence pour les deux sites amont, et de 1480 m³/s à Viviers (1920-2012) ; valeur de référence pour les deux sites aval (Source : CNR).

Reach	PBN	PDR	MON	DZM
Kilometre Point (KP) location	From KP 3.5	From KP 50.5	From KP 152.5	From KP 170.5
Length (km)	11,4	12,6	14,4	31
Channel slope (%)	0.05	0.06	0.08	0.07
Encountered dike structures (total) km?	170	178	83	272
<i>Opened systems</i>	94	84	53	123
<i>Closed systems</i>	40	82	26	132
<i>Other configurations</i>	36	12	4	17
Derivation date	1966	1977	1957	1952
Maximum processed power plant discharge (m³/s)	1380	1600	1850	1970
Residual discharge - before restoration (m³/s)	10 (April-August) 20 (other months)	10 (April-September) 20 (other months)	15-60	60
Residual discharge(m³/s) since rehabilitation program	100 (since 1999)	100 (since 2014)	75 (since 2014)	75 (since 2014)

Tableau 32 : informations générales sur les différents secteurs (Source : CNR ; jeu de données : Râpple, 2018)

2. Empreinte urbaine, industrielle et zone de protection des espaces naturels

▪ Pierre-Bénite

Le site de PBN est situé seulement quelques kilomètres en aval de Lyon où la Saône conflue avec le Rhône. Ainsi, il s'agit du premier secteur dérivé à l'aval de la métropole et présente donc une forte empreinte urbaine. Il a aussi la particularité d'être localisé au niveau de la vallée de la chimie, une zone qui s'étend sur les communes de Lyon (au niveau du 7^{ème} arrondissement), Pierre-Bénite, Irigny, Vernaison, Grigny, Saint-Fons, La Mulatière, Feyzin et Solaize. Il abrite plus de 1000 établissements industriels, exerçant pour beaucoup dans le secteur de la chimie (Donze, 2005). Le bassin industriel accueille aussi le port Edouard Herriot et est longé par l'autoroute A7.

En tant que sous-partie de l'ensemble fonctionnel que forme le moyen-Rhône et ses annexes fluviales, PBN fait partie d'une ZNIEFF de type 2.

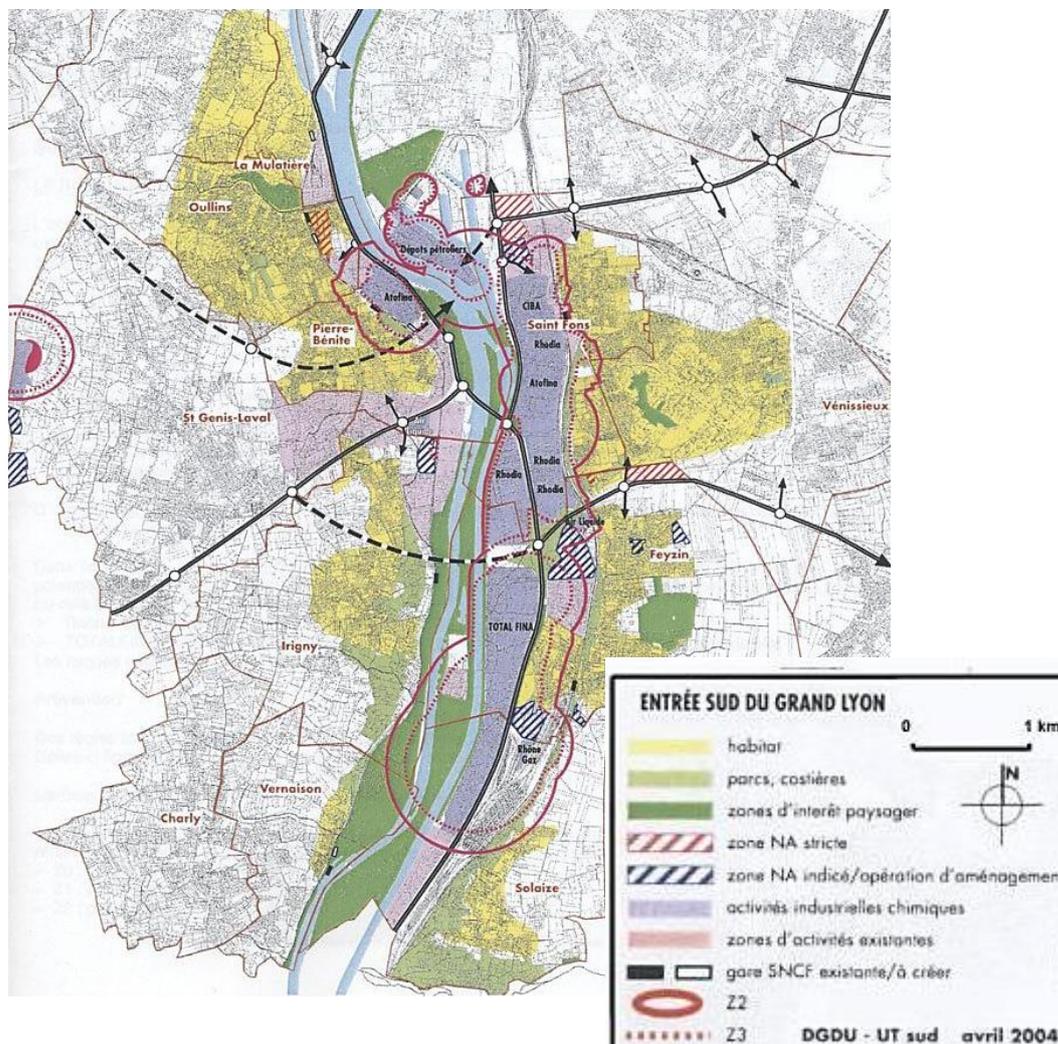


Figure 67 : Carte de l'empreinte urbaine de l'agglomération lyonnaise (Source : SPIRAL, 2004).

▪ Péage-de-Roussillon

A PDR se déploient de nombreuses aires de protection naturelle (Figure 68) : on y retrouve la Réserve Naturelle Nationale «de la Platière » (1986), un zonage « Espace Naturel Sensible» (1992), deux espaces Natura 2000 « Milieux alluviaux et aquatiques de l'île de la Platière » et « île de la platière) (Directive habitat et Directive Oiseau) et une Zone de Protection Spéciale (Directive Oiseaux, 2006). En tant que sous-partie de l'ensemble fonctionnel formé par le moyen-Rhône et ses annexes fluviales, PDR fait partie d'une ZNIEFF de type 2. Elle comporte aussi des ZNIEFF de type 1 : on retrouve l'« île de la Platière », mais encore l'« Ile de la Sainte et restitution de Sablons ». Aussi, si le site est protégé par différents zonages, il est cependant affecté par les activités de pompages (pour l'industrie, approvisionnement en eau potable, agriculture), ce qui se traduit par un enfouissement de la nappe alluviale, contre lequel des mesures ont été entreprises dès les années 1990 (Stroffek *et al.*, 1996).

Les espaces protégés autour de l'île de la Platière

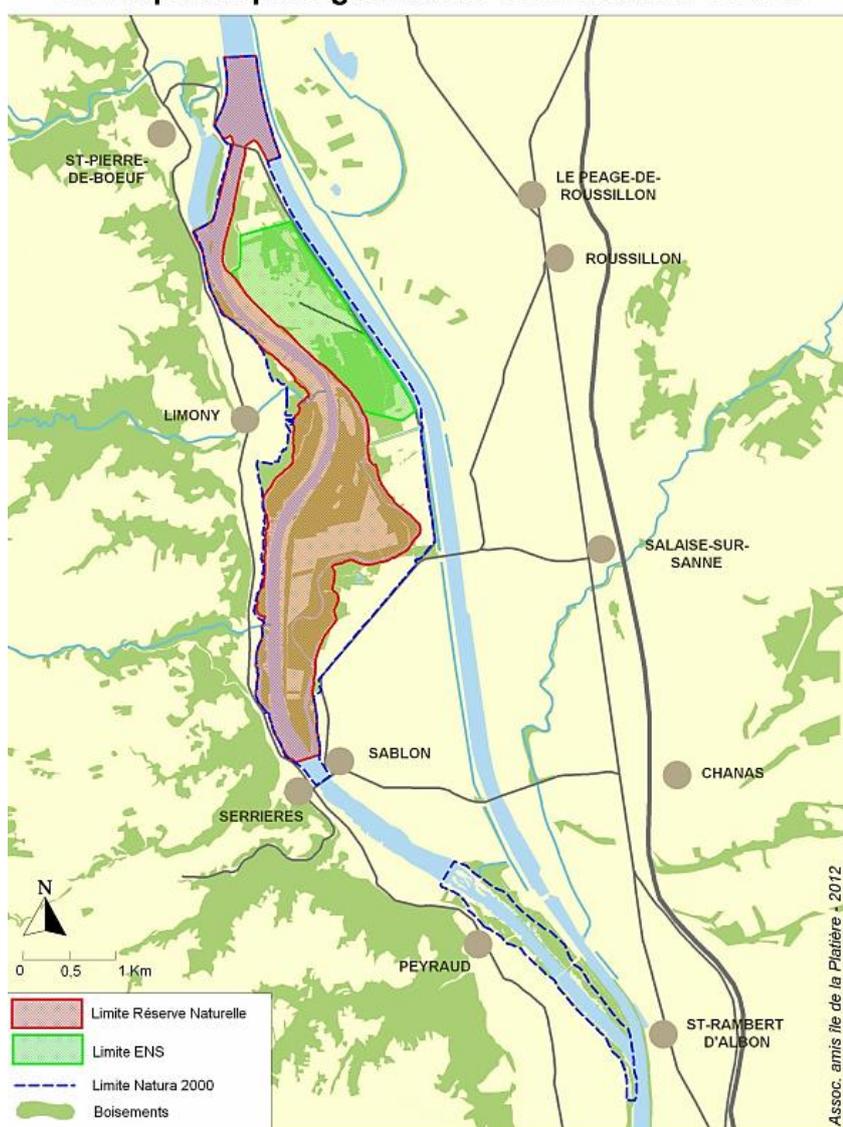


Figure 68 : Carte des espaces protégés du secteur de Péage-de-Roussillon (Source : Association. Amis de la Platière, 2012)

▪ **Montélimar**

Le secteur de Montélimar est situé à une quarantaine kilomètres en aval de la ville de Valence. Si le phénomène d'urbanisation est sans commune mesure avec celui de Lyon, les usages de la plaine ont tout de même changé ; transformant des espaces agricoles en zones globalement plus urbanisées. Les « Iles du Rhône à Meysse et La Coucourde », le « Delta du Roubion et vieux Rhône à Rochemaure » ainsi que « l'Ecluse de Châteauneuf, îles et contre-canal du Rhône » sont classées en ZNIEFF de type 1. Le tronçon abrite une petite zone Natura 2000 (Directive habitats) « Milieux alluviaux du Rhône aval » en aval du secteur.

▪ **Donzère**

Le secteur de Donzère est marqué par une plaine assez large, propice aux usages agricoles. Ainsi, divers aménagements (digues, pompage et structure d'irrigation) viennent depuis des siècles modifier la plaine afin d'en faciliter l'exploitation (Bethemont, 1972).

La centrale nucléaire du Tricastin, en service depuis le début des années 1980, est située au milieu du secteur, sur la rive droite du canal d'aménée.

En outre, le secteur accueille plusieurs ZNIEFF de type 1 : Le « Vieux Rhône et lônes du Rhône de Viviers à Pont-Saint Esprit », les « Ripisylves du Rhône en aval de Pont-St-Esprit », le « vieux Rhône de l'île Vieille et des casiers de Lamiat » ainsi que le « Canal de Donzère-Mondragon et aérodrome de Pierrelatte ».

Le secteur accueille une grande zone Natura 2000 « Milieux alluviaux du Rhône aval » (Directive habitats) qui parcourt tout le vieux Rhône et la partie aval du canal d'aménée et le « Marais de l'île Vieille et alentour » (Directive Oiseaux). En tant que « ensemble fonctionnel formé par le moyen-Rhône et ses annexes fluviales », les deux secteurs font partie d'une ZNIEFF de type 2.

3. Caractérisation des aménagements

Structures d'endiguements

Les quatre secteurs sont caractérisés par la présence d'endiguements avec une densité d'implantation plus ou moins importante (Figure 70). Les structures d'endiguement s'organisent selon différentes configurations qui répondent aux objectifs de correction à l'échelle locale (Räpple, 2018) : agrégations de champs d'épis, de casiers Girardon mais aussi d'autres types de structures telles que des digues longitudinales classiques, des seuils, des digues de fermeture de lônes, etc. Les chiffres présentés ci-dessous ne recensent que les structures classiques (casiers et champs d'épis) en abord du chenal.

A PBN, on dénombre 170 champs de digues, ce qui correspond à une moyenne de 15 structures par kilomètre linéaire, 51 hectares couverts (emprise spatiale cumulée), et 13,4 kilomètres de linéaire corrigé (les deux rives cumulées). Les casiers et les champs d'épis y ont, respectivement, une aire moyenne de 0,34 et 0,47 hectare et sont situés en moyenne à 3,4 et 2,2 mètres au-dessus de la ligne d'eau (Figure 69).

A PDR, on inventorie 178 structures d'endiguement, ce qui équivaut à une moyenne de 14,2 structures par kilomètre linéaire, plus de 66 hectares couverts (emprise spatiale cumulée), 15,7 kilomètres de linéaire endigué (les deux rives cumulées). Les casiers et les champs d'épis y ont, respectivement, une aire moyenne de 0,47 et 0,38 hectare et sont situés en moyenne à 2,34 et 1,2 mètres au-dessus de la ligne d'eau (Figure 69).

A MON, on dénombre 83 structures types, ce qui correspond à une moyenne de 5,9 structures par kilomètre linéaire, 45 hectares couverts (emprise spatiale cumulée), et ainsi, 9,7 kilomètres de linéaire corrigé (les deux rives cumulées). Les casiers et les champs d'épis y ont, respectivement, une aire

moyenne de 0.75 et 0.24 hectares et sont situés en moyenne à 3.6 et 2,19 mètres au-dessus de la ligne d'eau (Figure 69).

A DZM, on recense 272 structures types, ce qui équivaut à une moyenne de 8,8 structures par kilomètre linéaire, 247 hectares couverts (emprise spatiale cumulée), 38,2 kilomètres de linéaire corrigé (les deux rives cumulées). Les casiers et les champs d'épis y ont, respectivement, une aire moyenne de 1,58 et 0,44 hectares et sont situés en moyenne à 3,57 et 2,45 mètres au-dessus de la ligne d'eau (Figure 69).

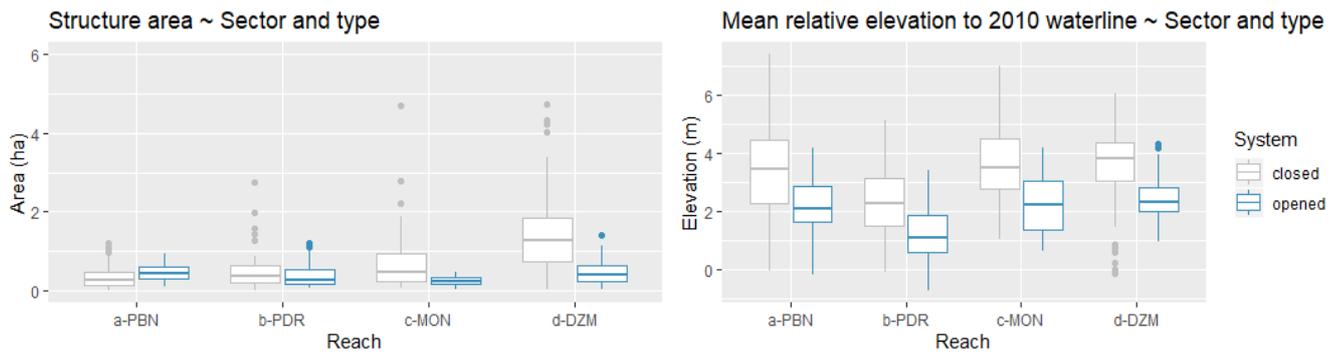


Figure 69 : Surface (a) et élévation relative moyenne (b) des casiers Girardon

Mise en dérivation

Les secteurs ont été dérivés à différentes périodes. DZM a été court-circuité en 1952, MON, en 1957, PBN, en 1966 et PDR, qui est le plus récemment aménagé des quatre secteurs, en 1977. Les régimes réservés ont été modifiés passant de 10-20 m³/s à des débits réservés de 100m³/s pour PBN (en 1999) et PDR (en 2014), de 15-60 m³/s à 60 m³/s à MON (en 2014), et de 60 m³/s à 75 m³/s à DZM (en 2014). Les débits maximums exploités par les usines hydroélectriques sont de 1380 m³/s à PBN, 1600 m³/s à PDR, 1850 m³/s à MON et 1970 m³/s à DZM (cf. Tableau 32).



Dike structure type closed structure side channel closing structure opened structure specific structure

Figure 70 : Vues aériennes des secteurs de PBN, PDR, MON et DZM - localisation et types d'endiguement

4. Evolution planimétrique et hydrogéomorphologique des secteurs d'étude

Un bilan de l'évolution planimétrique couvrant les deux derniers siècles a été réalisé (Figure 72). Cette évolution suit le Rhône sous ses « trois états » : un état initial correspondant à un Rhône « peu aménagé » (1860 en rapport à sa bande active historique ; Gaydou, 2013), un Rhône corrigé « post-Girardon » (1880s/1900s-1950s/1970s), et enfin, pour finir, un Rhône corrigé et dérivé « post-dérivation » (1950s/1970s-2000s).

Bien que peu aménagé en 1860, le Rhône a pourtant déjà enregistré des modifications géomorphologiques. En effet, à PBN, la bande active historique s'étendait sur 1500 ha ; présentant alors une largeur variant de 371m (PK 15) à 2226 m (PK 6) et une moyenne de 1133 m. Les structures hydrauliques mises en place au milieu du 19^{ème} siècle, notamment en rive droite afin de protéger la voie ferrée jouxtant le Rhône, viennent alors contraindre l'emprise du Rhône. En 1860, on constate que le chenal actif s'est déjà rétracté : la bande active de tressage ne s'étale dès lors plus que sur 654 ha avec une largeur moyenne de 487 m (Gaydou, 2013).

Au niveau de PDR, la bande active historique s'étalait sur 1200 ha ; présentant une largeur comprise entre 230 m (PK 54) et 1504 m (PK 56) et moyenne de 961 m. Très tôt, l'endiguement pour la protection « paysanne » vient contenir l'emprise du Rhône : plus de 4 km de digues insubmersibles représentant 31% de la longueur du tronçon et presque 3km de digues submersibles équivalent 21% de la longueur du tronçon ont été installés au niveau de PDR. Ainsi, en 1860, le chenal actif s'est déjà rétracté : la bande active de tressage s'étale alors sur 700 ha avec une largeur moyenne de 524 m (Gaydou, 2013).

A MON, la bande active historique se déployait sur 2800 ha ; avec une largeur variant de 463 m (PK 167) à 2796 m (PK 163) et une moyenne de 1965 m. L'endiguement mis en place au milieu du 19^{ème} siècle correspond à 9,4 km de digues insubmersibles ; représentant 62% de la longueur du tronçon et presque 13,4 km de digues submersibles équivalent à 88% du linéaire. En 1860, on constate que le chenal actif s'est déjà rétracté : la bande active de tressage s'étale alors sur 1138 ha avec une largeur moyenne de 689 m (Gaydou, 2013).

Au niveau de DZM, la bande active historique se déployait sur 7000 ha; elle présentait une largeur allant de 765 m (PK 180) à 4156 m (PK 200) avec une moyenne de 2242 m. Déjà aménagé avant 1860 pour la navigation et pour la protection contre les crues (Figure 71), c'est le secteur le plus contraint avec 98 km de digues insubmersibles représentant 271% de la longueur du tronçon et presque 50 km de digues submersibles, soit 137% de la longueur du tronçon. En 1860, le chenal actif s'est déjà fortement rétracté : la bande active de tressage présente alors une superficie de 1760 ha avec une largeur moyenne de 449 m (Gaydou, 2013).

La phase de correction (aménagement Girardon, fin 19^{ème} siècle) entraîne une réduction de 43% de la surface du chenal à PBN (l'état en 1860 nous servant ici de référence), 44,8% à PDR, 33,4% à MON, 23,7% à DZM. En termes de largeur, cela correspond à une réduction moyenne de 154 m de la bande active à PBN, 163 m à PDR, 121 m à MON et 80 m à DZM. Ceci correspond à 154 ha de surface atterrie à PBN, 179 ha à PDR, 165 ha à MON et 251 ha à DZM lors de la première phase (ces valeurs tiennent compte des pertes surfaciques des îlônes).

Suite à la phase d'aménagement pour l'hydroélectricité (milieu 20^{ème} siècle), on observe une réduction supplémentaire de 18,8% de la surface du chenal à PBN (par rapport à la surface en 1860), 10,4% à PDR, 21,5% à MON, 32,7% à DZM. En termes de largeur, cela correspond à une réduction moyenne de 67 m de la bande active à PBN, 38 m à PDR, 78 m à MON et 84 m à DZM. Cela correspond à un atterrissement de 67 ha à PBN, 42 ha à PDR, 106 ha à MON, 264 ha à DZM (ces valeurs tiennent compte des pertes surfaciques des îlons).

En cumulé, les deux phases d'aménagement provoquent une réduction de 62% de la surface du chenal à PBN (l'état en 1860 nous servant ici de référence), 55% à PDR, 55% à MON, 49% à DZM. En termes de largeur, cela correspond à une réduction moyenne de 221 m de la bande active à PBN, 200 m à PDR, 199 m à MON et 164 m à DZM.

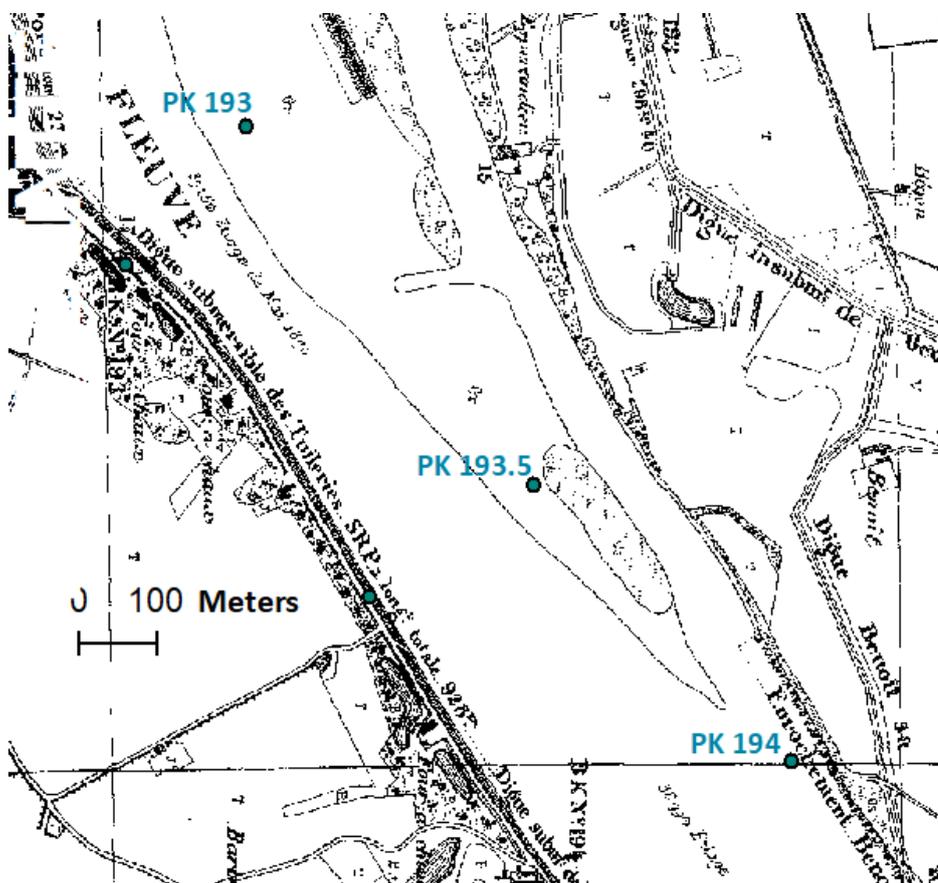


Figure 71 : Feuillet de l'Atlas des Ponts et Chaussées (1860) montrant des digues antérieures à la première phase d'aménagement (PK 193 à PK 194) du secteur de Donzère-Mondragon

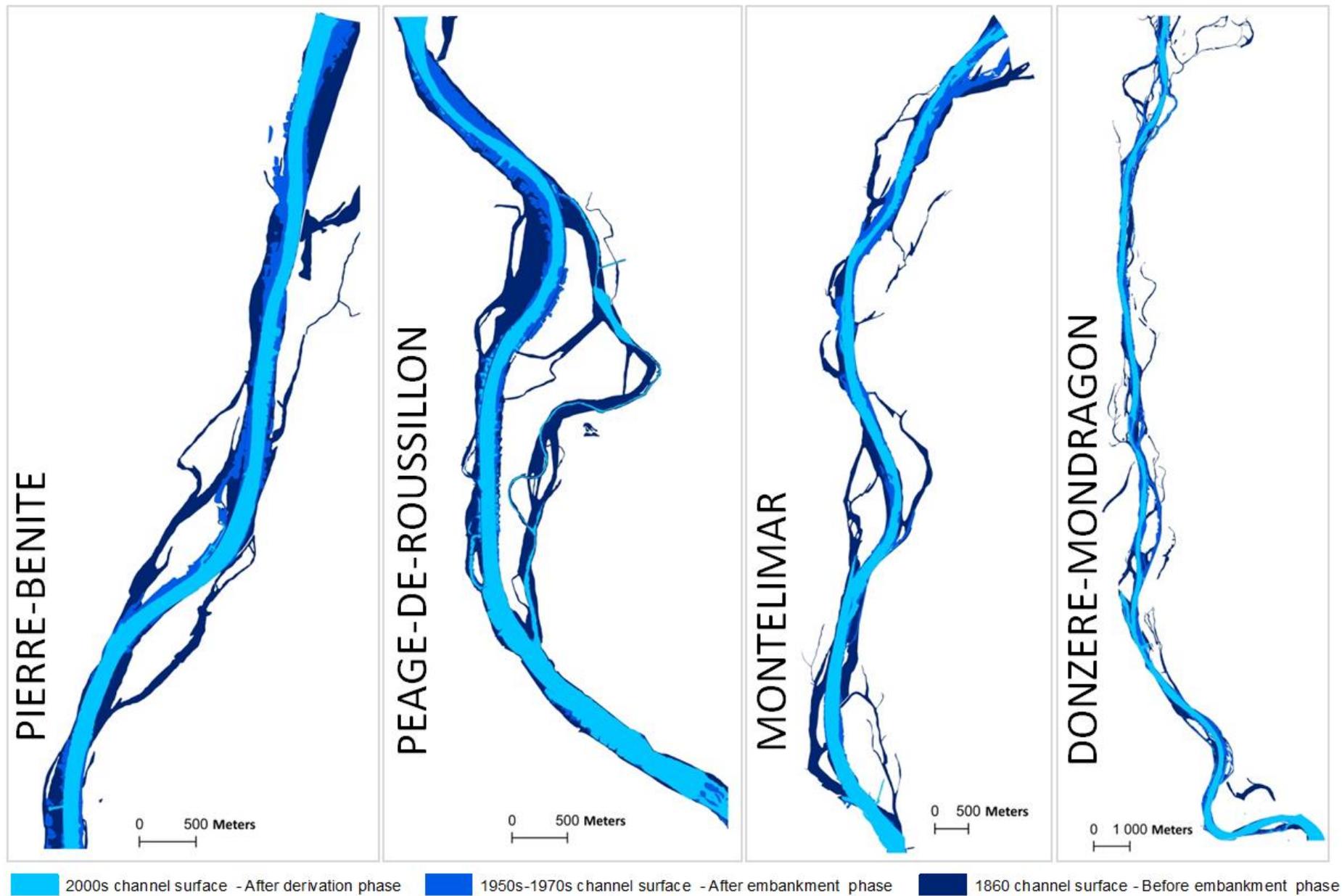


Figure 72 : Evolution de la bande active à PBN, PDR, MON et DZM selon les deux phases d'aménagement

5. Evolution du profil en long et phénomène d'incision du chenal

Les phases d'aménagement ont aussi eu un impact sur l'évolution du lit du Rhône. Parrot (2015) a étudié l'évolution de l'altitude relative du fond du lit entre le début des années 1900 et les années 2000. De ce jeu de données, il est possible d'extraire une incision moyenne pour chaque secteur. L'évolution moyenne du fond du lit du Rhône est de -4,05 m sur le secteur de PBN avec un maximum d'incision atteignant -9,04 m au niveau du PK 15 et un minimum de -0,4 au niveau du PK 10 (Figure 73 : PBN). A PDR, l'évolution moyenne du fond du lit du Rhône est de -1,07 m, avec un maximum d'incision observé de -4,4 m au niveau du PK 65 et une aggradation de +3,9 m au niveau du PK 51 (Figure 73 : PDR). A MON, l'évolution moyenne du fond du lit du Rhône de -1,29 m avec un maximum d'incision observé de -2.8 m au niveau du PK 159 et une incision minimum de -0,3 m au niveau du PK 151 (Figure 73 : MON). A DZM, il y a un maximum d'incision atteignant -5,01 m au niveau du PK 197 et un maximum d'aggradation de + 1,57 niveau du PK 204 et une évolution moyenne de -0,64 m (Figure 73 : DZM).

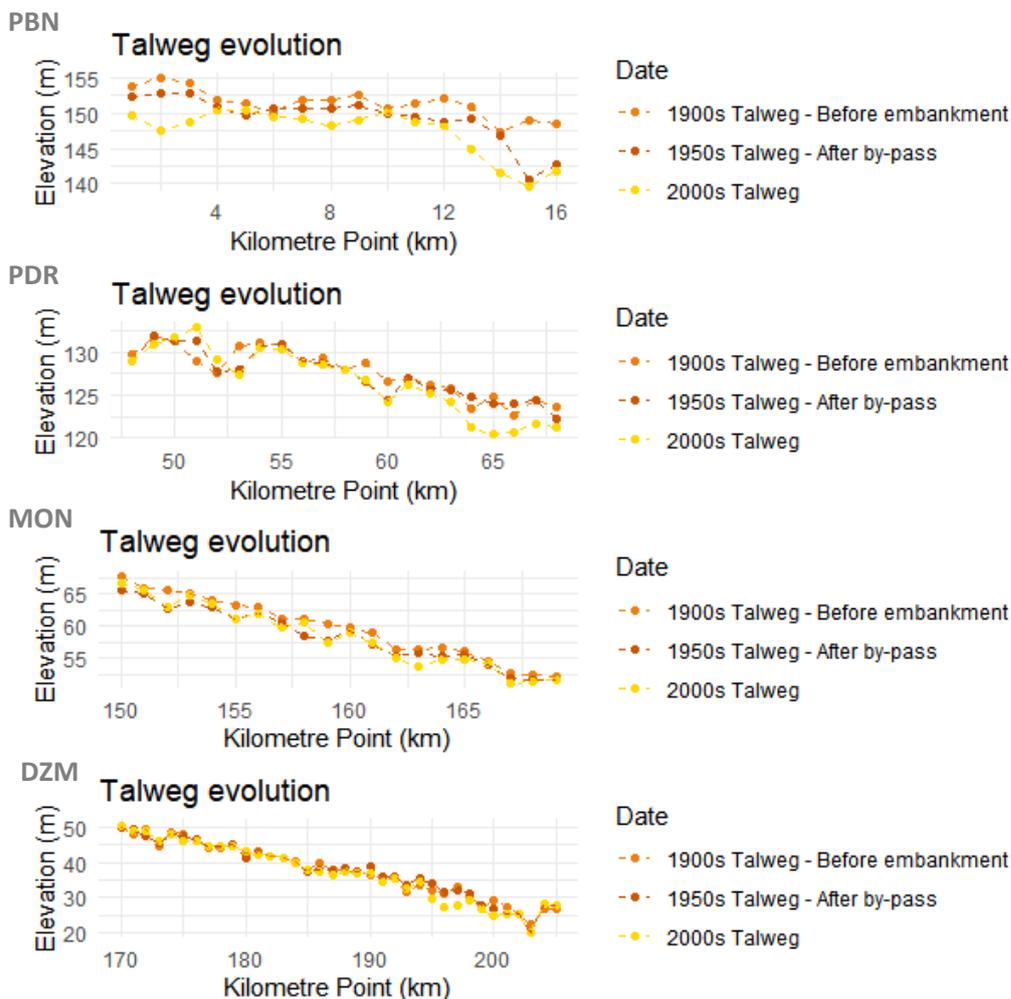


Figure 73 : Profil en long du fond du lit du Rhône selon le secteur d'étude (données sources : Parrot, 2015)

6. Mesures de réhabilitation

Les projets de réhabilitation des vieux Rhône ont permis l'augmentation des débits réservés tels que susmentionné (Tableau 32) afin de « retrouver un fleuve courant » (assurer un niveau d'eau suffisant tout au long de l'année). Les actions menées consistent en la reconnexion de certains bras morts afin d'accroître la diversité des annexes hydrauliques (Riquier, 2015). Plus récemment, le démantèlement de certaines digues/casiers vient redonner un espace de liberté au fleuve, permettant la remobilisation de la charge solide piégée (OSR4 et 5 ; Thorel *et al.*, 2018 ; Rappelle, 2018). A titre illustratif, la carte de la figure 74 présente les actions de réhabilitation à PDR.

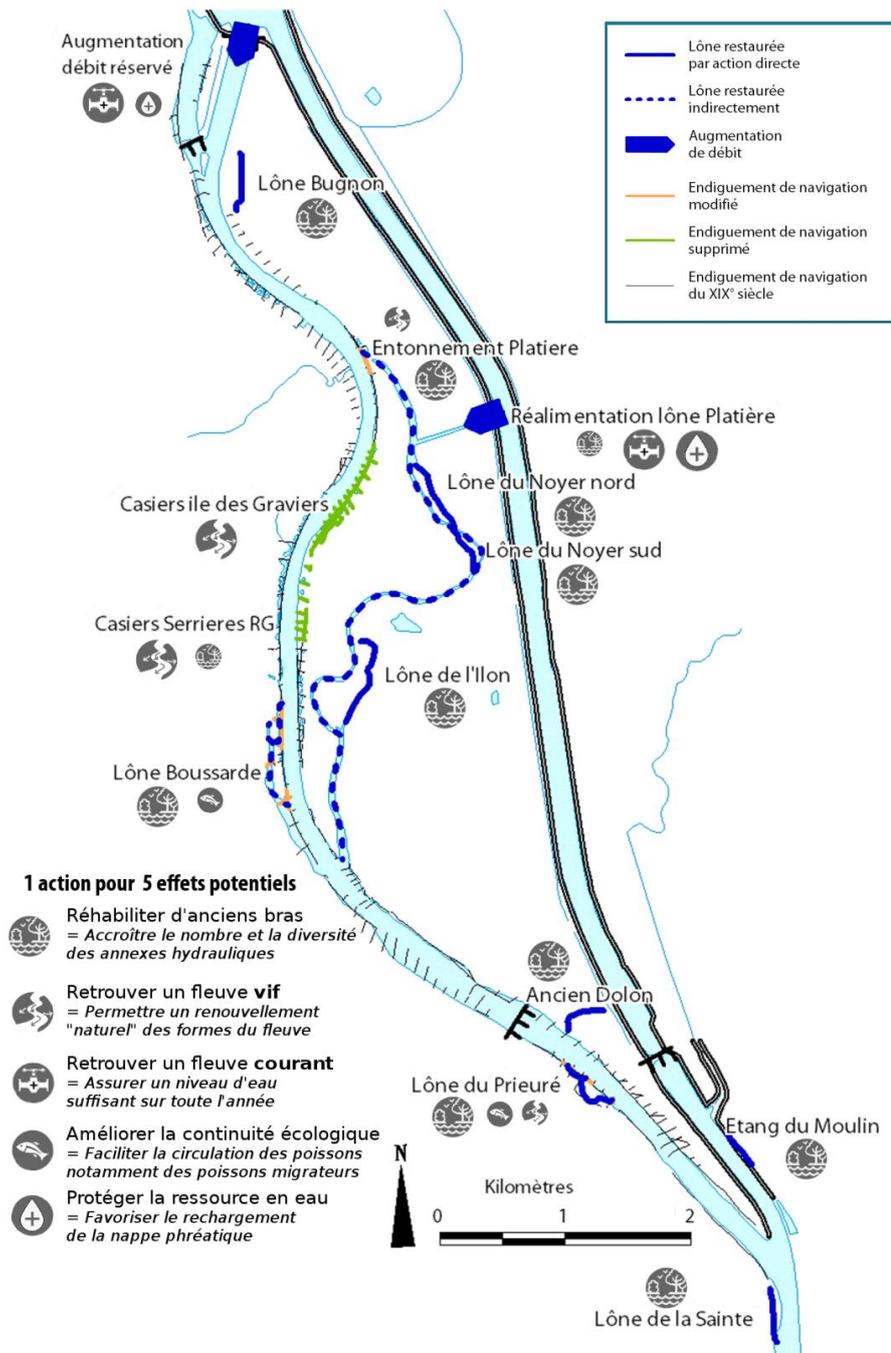


Figure 74 : Mesures de réhabilitation à PDR (source : n.d.)

PARTIE 3 – RÉSULTATS

Chapitre 6. Patrons et facteurs de contrôle de la terrestrialisation sur les marges aménagées du Rhône

Chapitre 7. Caractérisation topographique et structurale des dépôts sédimentaires des endiguements Girardon

Chapitre 8. Teneur en éléments métalliques dans les sédiments fins des aménagements Girardon

Chapitre 9. La végétation riparienne du Rhône est-elle une *legacy* vegetation ?

Chapitre 6. Patrons et facteurs de contrôle de la *terrestrialisation* sur les marges aménagées du Rhône

Description et informations

Ce chapitre, centré sur le phénomène de *terrestrialisation*, tend à cerner les facteurs de contrôle et les processus sous-jacents au phénomène d'atterrissement au sein des marges alluviales construites. Ici présenté en version longue, ce chapitre est destiné à être adapté pour la publication au format « article ». C'est pourquoi il est rédigé en anglais et présente une structure intégrale et indépendante du reste du manuscrit. Les figures « Appendix » sont disponibles en Annexe 4.

Patterns and controls of *terrestrialization* within the Rhône River engineered margins, France

1. Introduction

The impact of anthropisation on river watersheds has been a growing research topic in recent decades (Gregory, 2006 ; Tockner and Stanford, 2002 ; Dynesius et Nilsson, 1994). In recent centuries, human activities have tended to increasingly control and take advantage of rivers and their valleys. Many interventions have been undertaken to regulate rivers as some fixing fluvial forms by infrastructures (embankments for flood protection and navigation facilities, etc.) or to exploit river corridor resources for the purposes of agriculture irrigation, mining, industrial activities, hydropower production, etc. (Tricart et Bravard, 1991; Syvitski et Kettner, 2011; Lewin, 2013). The induced transformations have led to radical morphological and ecological alterations (Tena *et al.*, 2020; Gregory, 2006 ; Tockner et Stanford 2002 ; Nilsson and Berggren, 2000 ; Dynesius and Nilsson, 1994 ; Petts, 1987).

Nowadays, it is well established that hydrological and geomorphological processes play a major role in the composition of the aquatic and terrestrial habitat mosaic. The natural disturbance of successions based on rejuvenation processes, involving changes in existing habitats and communities through erosion and deposition processes, lead to diverse landscape pattern with a high degree of biodiversity (Geerling *et al.*, 2006 ; Amoros et Wade, 1996). Lateral hydrological connectivity is essential for the habitat heterogeneity and biodiversity of a river by leading water-mediated exchanges of matter (*e.g.* sediment, organic matter, nutrients) and organisms between the river channel and river margins (Stieger *et al.*, 2004 ; Amoros, 2001). It is often approached in models by hydrological connectivity (*e.g.* Tena *et al.*, 2020; Džubáková *et al.*, 2014; Mertens *et al.*, 1995).

Hydrological disconnection, including longitudinal, lateral and vertical dimensions, is considered to be one of the main ecological alterations of river systems (Kondolf *et al.*, 2006 ; Amoros and Bornette 2002 ; Ward, 1998). River fragmentation and flow regulation that disrupt sediment transport strongly affect natural dynamics (Besacier-Monbertrand *et al.*, 2014 ; Ward et Stanford, 1995;).

Anthropogenic infrastructures and different uses (*e.g.* artificial levees, gravel dredging, canals, flow regulation) contribute - directly or indirectly - to disconnect the channel from its floodplain. Also, by directly restraining lateral mobility, in-channel hydraulic structures (*e.g.* dikes, groyne fields, etc.) limit riverine ecological succession and rejuvenation processes (Geerling *et al.*, 2006; Bravard *et al.*, 1986) and exacerbate overbank fine sedimentation on adjacent floodplain (Depret *et al.*, 2017 ; Citterio et Piégay, 2009).

In recent decades, many changes in river continuums have been alarming and have reinforced the relevance of reconcile human society and river ecosystems (Suding *et al.*, 2015; Dufour and Piégay, 2009). Restoration programmes have been put in place, partly in response to major flood events but

also, more generally, to address the difficulties of sustainable management of river systems, improve river status and meet the objectives defined by European-wide policies ("Directive Cadre sur l'Eau, 2000). In order to restore sedimentary processes, most restoration projects aim to promote continuous sediment transport along the river continuum, as well as lateral connectivity of the river with its floodplain (Shields *et al.*, 2011 ; Kondolf *et al.*, 2006 ; Coops *et al.*, 2006 ; ; Tockner *et al.*, 1998). Removing engineering infrastructures (*e.g.*, dikes, groynes, rip-rap protections) can support the reconnection of the main channel and its floodplain and former side channels by providing a greater lateral mobility potential (Riquier, 2015 ; Habersack et Piégay, 2008 ; Amoros and Bornette 2002; Hohensinner *et al.*, 2004). Often combined with flow restoration measures, the objectives are to reactivate bedload transport through bank erosion, reconnect former side channels and promote riparian habitats (Habersack et Piégay, 2008; Florsheim *et al.*, 2008). However, it should be kept in mind that the structures implemented in these complex environments have induced changes in channel hydraulics, which river morphology has often adjusted to (Räpple, 2018). Thus, infrastructure has sometimes led to the establishment of new ecosystems, more or less ecologically functional; from impacted systems to novel ecosystem (according to Morse *et al.*, 2014); but which are undoubtedly anthroposystems whose ecological interest must be assessed (Thorel *et al.*, 2018 ; Hobbs *et al.* 2006; Morse *et al.* 2014).

According to Vauclin *et al.* (2020), this infrastructure-induced sedimentation create conditions for *legacy sediments* which can be observed potentially in a fairly wide range of rivers heavily engineered. If the sedimentation context and the human cause are fairly clear, the process itself is far from being well understood and it is still discussed if some general rules can be expected or only specific conditions occurred. Our objectives are therefore to enlighten the terrestrialization evolution within dike fields (i), the terrestrialization pattern characteristics (ii), the terrestrialization processes and critical drivers (iii). "terrestrialization" is a specific process following which an aquatic surface become a terrestrial one most of the times so that they have then floodplain characters. Two main underlying processes are involved, a sedimentation or/and an emersion due to a dewatering related to the main channel water level drop.

To explore this, we will focus on the specific conditions of dike-field, the most engineered river margins along the Rhône, France, following the initial works of Vauclin *et al.* (2020). The Rhône River is one of these historically modified rivers. Indeed, its course features complex dikes compartments from the late 19th century and is by-passed by a series of hydroelectric dams installed during the second half of the 20th century. However, the Rhône River complex dike structures have been mostly terrestrialized and filled with fine sediments throughout the 20th century (Räpple, 2018) which covers earlier deposits consisting in a coarser and more geomorphologically interesting grain size (gravel, pebbles).

The originality of this study lies in the fact that it is inspired by theoretical and experimental sediment deposition models (Sukhodolov, 2002) but redesign with a GIS data mining approach and adapted in order to answer to the terrestrialization characterisation aims. The tested explanatory variables are studied according to a multi-scale approach which allows for assessing overall trends while having the ability to describe processes at the dike structure level. It includes an assessment of channel evolution trajectory based on indicators of the "dike fields - channel" relationship and dike structure géometric parameters. All those metrics are based on a set of data (aerial photograph archives, topographic surveys, LIDAR data and their spatial processing) combined within a GIS approach.

2. Study area

2.1. Geographical and historical context

The Rhône River is an 812km long river. It originates in Switzerland at the Furka Glacier (2341 m asl) in the Swiss Alps (in the canton of Valais) and discharges into the Mediterranean Sea. Its watershed covers 98.500km² of which 90.500 km² are located in France. The Rhône and its tributaries cross various geological units (Jura, Massif Central and Alps) and three major ecoregions named the Alps, the Western Highlands, and the Mediterranean part of the Western Plains (Olivier *et al.*, 2009).

Two phases of engineering works have deeply impacted the Rhône River ecosystems. It was formerly wandering in a fairly wide unvegetated gravel corridor, locally braiding, during the modern period but after having been regulated by hundreds of kilometres of dikes (phase 1, late 19th century) and nineteen dams implementation (phase 2, mid-20th century), it mainly became a single-thread channel along most of its course (Tena *et al.*, 2020; Fruget et Dessaix, 2003; Bravard, 1987).

At the beginning of the 2000s, a regional masterplan (“Plan Rhône”) was initiated on the whole Rhône River corridor in the perspective of an integrated and sustainable development. It integrates a flow regulation improvement and the removal of dike structures on many reaches. Among various ecological aims, these actions aim at recreating a lateral mobility favourable for channel shifting; by renewing the input and the deposition-erosion processes; while promoting the habitat mosaic diversity on the river margins (Dufour et Piégay, 2009 ; Piégay *et al.*, 2005). However, the Rhône River complex dike structures have been mostly terrestrialized and filled with fine sediments throughout the 20th century (Räpple, 2018) which covered earlier deposits composed of a coarser and more interesting substrate for marginal pioneer habitats (mainly gravels and pebbles).

2.2. Engineering work history

The first major phase took place during the late 19th century. Dike structures were built to increase and homogenize the water level all along the channel course in order to enhance the navigation conditions from the city of Lyon to the sea. Encountered engineering dike structures have different configurations that meet local correction objectives (Räpple, 2018; Combe et Escudié, 1991) and consist in classical groyne fields, various configurations of lateral dikes, sills, weirs, and more specific closed submersible dike system engineered by Henry Girardon (Girardon, 1894). In this case, longitudinal submersible dikes are holding by lateral dikes delineating polygonal structures extending from the external part of channel to the proximal floodplain margins. They are large and long of several dozens of meters to several hundred meters (Räpple, 2018). In this study, we focus on groyne fields and Girardon dike configurations because they correspond to compartments with a high sediment trapping capacity (Räpple, 2018) and they are likely to be dismantled as part of the restoration work. In this study, we will refer to the first ones as “opened fields” and the second ones as “closed fields” (Figure 75) and both “dike fields”. Later, during the half of the 20th century, many derivation installations were settled on the Rhône River, corresponding to the second main development phase.

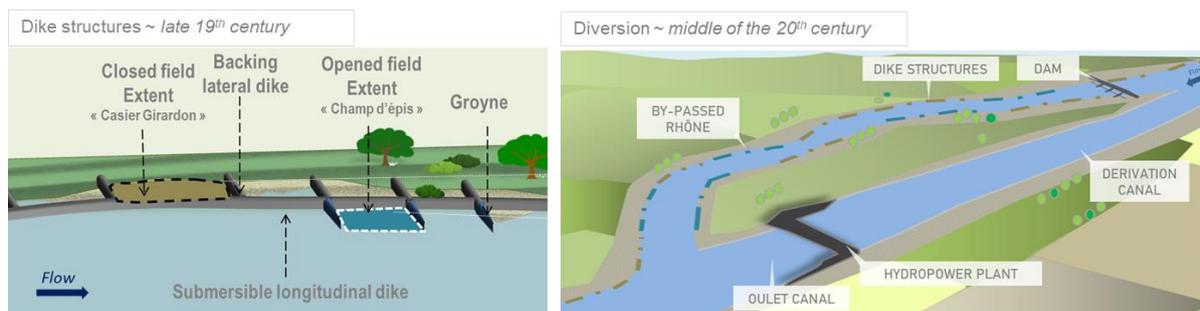


Figure 75 : Engineering installation encountered on by-passed reaches

2.3. Characteristics of studied reaches

2.3.1. General characteristics

Two study reaches are located in the Middle Rhône; one is situated at Pierre-Bénite (PBN) and the other one at Péage-de-Roussillon (PDR), while the other two are located in the Lower Rhône, Montélimar (MON) and Donzère-Mondragon (DZM) (Figure 76.a).

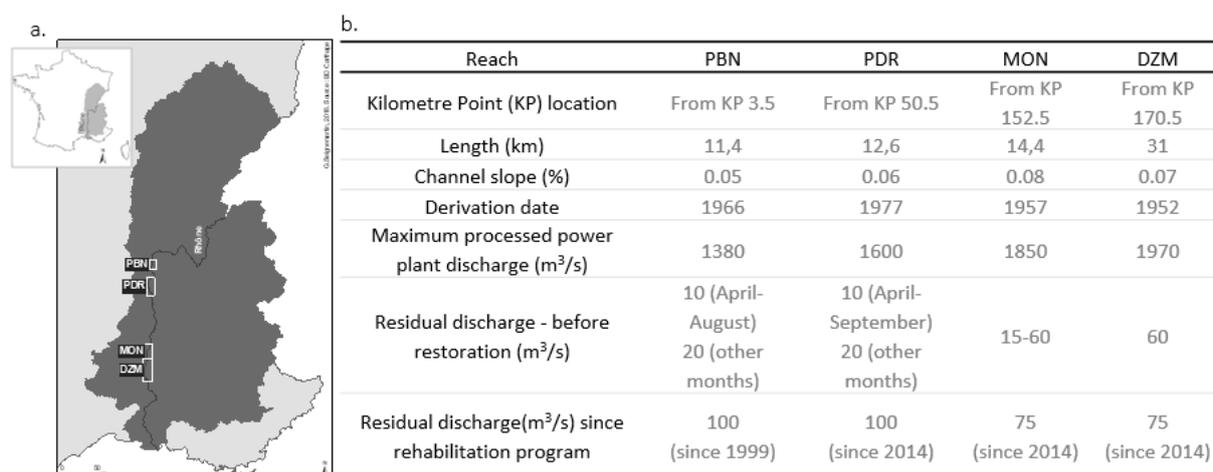


Figure 76 : a. Map location of the four studied reaches on the Rhône River basin; b. General characteristics of the studied reaches (Gaydou, 2013; Olivier *et al.*, 2009; Doutriaux, 2004). Kilometre points begin in Lyon at KP = 0

PBN, PDR and MON are 11 to 15 km long, while DZM measures two to three times the length of other reaches (Figure 76.b). Their slope ranges from 0.05% to 0.07%.

PBN is located downstream from the city of Lyon where the Saône, the main tributary (average flow of 473 m³/s), joins the Rhône. MON and DZM are marked by the confluence of the Drôme river (upstream of Mon reach, KP 132) and Cévenoles western tributaries such as the Ardèche (two-thirds of the DZM reach, KP 192).

2.3.2. Engineering work characteristics on each reach

At PBN, there are 261 dike fields (Table 33 and Figure 77) which correspond to an average of 22.9 structures per river kilometre covering 116 hectares. At PDR, there are 234 dike structures corresponding to an average of 18.6 structures per river kilometre, covering more than 108.2 hectares. At MON, there are 122 dike structures, which correspond to an average of 8.5 structures per linear kilometre, and a total of 93 hectares. At DZM, there are 385 dike structures corresponding to an average of 12.4 structures per linear kilometre, and a total of 370.3 hectares

Table 33 : Dike fields within each studied reach

	PBN	PDR	MON	DZM
Closed fields (n)	100	89	63	111
Opened fields (n)	122	126	33	236
Other fields (specific and closing dikes) (n)	39	19	26	38
Total (n)	261	234	122	385

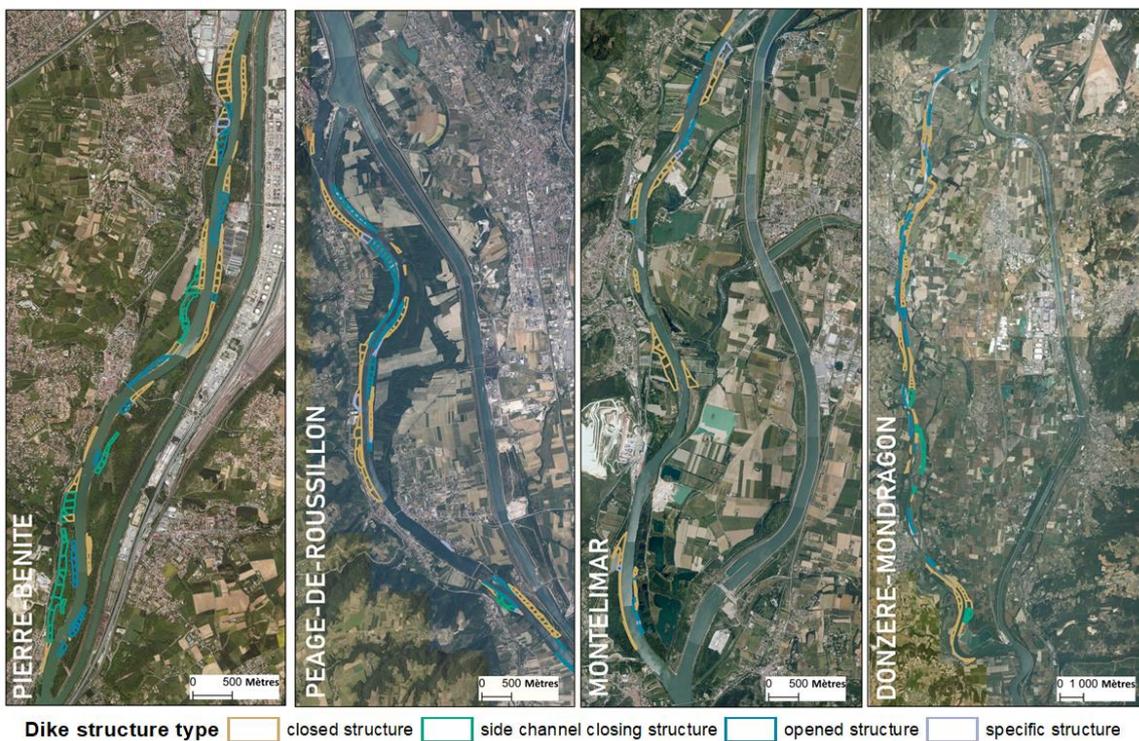


Figure 77 : Distribution of the dike fields on each reach

The reaches were by-passed on different dates (Figure 76.b): DZM was by-passed in 1952, MON in 1957, PBN in 1966 and PDR in 1977. Derivation changed radically the flow conditions: from an average yearly discharge (from a range of 1035 m³/s at PBN to 1480 m³/s at DZM), the by-passed channels have moved to a very low residual discharge with drastic flood events when hydroelectric plant capacity is overrun. The residual discharge was about 10-20 m³/s at PBN and PDR before the hydrological restoration program and evolved to 100 m³/s and 50-125 m³/s (respectively) after the restoration program. At MON and DZM, from a former residual discharge of respectively 15-60 and 60 m³/s evolve to 75m³/s. In terms of flow management, the maximum discharge processed by the hydroelectric plant is considered as critical limit: it reaches 1380 m³/s at PBN, 1600 m³/s at PDR, 1850 m³/s at MON, 1970 m³/s at DZM. When it exceeds this critical limit; in case of flood for example; the water flow is conveyed towards the by-passed channel.

3. Material and Methods

3.1. Assessment of Dike fields evolution

3.1.1. Design of the planimetric approach

The use of aerial photographs to characterize geomorphological changes in riverine corridors has been a common approach since the 1990s and 2000s (Gilvear et Bryant, 2003 ; *e.g.* Winterbottom, 2000 ; Bryant et Gilvear, 1999). On the Rhône, many studies have already used the available map and photographic archives to track the evolution of the lasting side channels of the Rhône River named “*lônes*” (Riquier *et al.*, 2015) and the engineered margins (Tena *et al.*, 2020; Rappelle, 2018; Seignemartin *et al.*, 2018). On the same principle, the evolution of the dike structure terrestrialization during the 20th century is reconstituted with available aerial photograph series. Through GIS processing (realized on *ArcGis 10.7*) including photograph georeferencing, digitisation and spatial operations, the principle of this approach provide a diachronic pattern.

3.1.2. Aerial photograph dataset

The aerial images and orthophotographs are coming from the National Institute of Geographical and Forest Information (IGN) data bank. Their characteristics (scale, acquisition technique, colour gradient, water discharge conditions, etc.) are informed in Table 34. The series were selected in order to cover as much as possible the evolution of the margins resulting from the different engineering interventions (post-embankment, pre-derivation, post-derivation and current status).

Table 34 : Characteristics of the photograph series

Year	Source	Reach	Date	Scale or resolution (example*)	Photo type	Color type	Daily total Q (m3/s)	Mission ID
1945	IGN	PBN	30/09/1945	1/26727	Argentic	B&W	596	C94PHQ3871_1945
1954	IGN	PBN	26/05/1954	1/23414	Argentic	B&W	558	C3032-0061_1954
1973	IGN	PBN	01/01/1973	1/8415	Argentic	B&W	364	C3032-0311_1973
1993	IGN	PBN	16/08/1993	1/19245	Argentic	Colour	464	C93SAA0982_1993
2008	IGN	PBN	02/05/2008	70 cm	Numeric	Colour	1070	CP08000032_FD69
1938	IGN	PDR	17/08/1938	1/24172	Argentic	B&W	877	C3410-0221_1938
1949	IGN	PDR	01/10/1949	1/16673	Argentic	B&W	342	C3031-0551_1949
1974	IGN	PDR	26/07/1974	1/18577	Argentic	B&W	510	C3033-0201_1974
1979	IGN	PDR	20/06/1979	1/17515	Argentic	B&W	1140	C2934-0041_1979
1982	IGN	PDR	09/07/1982	1/14202	Argentic	B&W	810	C3329-0031_1982
1986	IGN	PDR	25/06/1986	1/20718	Argentic	Colour	882	C2928-0012_1986
1991	IGN	PDR	16/07/1991	1/17665	Argentic	Colour	731	C91SAA2002_1991
2002	IGN	PDR	20/05/2002	1/25306	Argentic	Colour	1200	CP02000012_2002
2009	IGN	PDR	04/06/2009	66 cm	Numeric	Colour	634	CP09000262_FD38F80
1946	IGN	MON	08/10/1946	1/21987	Argentic	B&W	670	C3036-0051_1946
1961	IGN	MON	29/06/1961	1/27307	Argentic	B&W	1620	C2938-0023_1961
1978	IGN	MON	31/05/1978	1/29502	Argentic	B&W	2210	C3038-0021_1978
2007	IGN	MON	26/07/2007	80 cm	Numeric	Colour	1410	CP07000142_FD0007
1947	IGN	DZM	03/09/1947	1/27046	Argentic	B&W	760	C2939_0041_1947
1954	IGN	DZM	13/05/1954	1/26441	Argentic	B&W	1020	C2940_0101_1954
1955	IGN	DZM	15/03/1955	1/29774	Argentic	B&W	1110	C2939_0031_1955
1976	IGN	DZM	19/06/1976	1/21181	Argentic	B&W	490	C2939-0011_1976
1994	IGN	DZM	29/04/1994	1/32898	Argentic	B&W	2220	C94SAA0401_1994
2002	IGN	DZM	19/05/2002	1/26158	Argentic	Colour	1030	P02000012_2002
2009	IGN	DZM	28/05/2006	73 cm	Numeric	Colour	1280	CP06000072_fd0026

*The scale varies slightly from one shot to another in the same campaign)

3.1.3. GIS processing of the aerial photographs for an historical planimetry dataset

The georeferencing process of the aerial photos is realised based on recent orthophotographies as a reference dataset. Photograph series are georeferenced among a specific process to optimise the precision on the dike structures extent. Polygons of 2 kilometres long are subdividing the reaches extent. Photos are georeferenced within these shapes (10 to 20 ground control points evenly distributed) all along the Rhône River dike structure succession. As we focus on the dike structure evolution, visible dikes are used as ground control points as well as nearest infrastructures (bridges, buildings). The Mean Squared Error (RMSE) is used to assess the goodness of fit of the transformation model used during the rectification. In accordance with previous studies, we used the second order polynomial transformation model; fairly efficient given the obtained RMSE (*cf.* Table 35) and comparable to the ones observed in the literature (*cf.* Arnaud *et al.*, 2015: RMSE ranged from 1.1 to 4.5 m on 1946 photographic series).

Table 35 : Examples of RMSE by photographic series

	Series	N picture	RMSE (MEAN ± SD)
PBN	1947 series	6	5,3 ± 1,3
PBN	1993 series	4	4,1 ± 1,4
PDR	1938 series	6	4,1 ± 1,6
PDR	2002 series	5	2,2 ± 0,9
MON	1946 series	9	3,6 ± 1,8
MON	2001 series	4	2,3 ± 0,7
DZM	1947 series	19	1,8 ± 1,1
DZM	2002 series	13	2,4 ± 1,5

The photograph series at t+1 give the information of the deposit stability and prevent from interpretation errors due to the photograph quality variability. In the case where a potential terrestrial surface does not exist in the next series, the digit does not integrate it to the cleaned shapefile. One polygon vector is created per photography series, constituting the margin planimetric state at each date. We use a vector file of the dike field implantation created by Räßple (2018). It was produced thanks to old maps (1897-1908 *bathymetric maps from the Compagnie Nationale du Rhône* and 1910 "Branciard" cartographic map) and aerial photographs.

Then, basic GIS operations provide individual polygons corresponding to the terrestrialized area between studied date within the dike field extent.

Thus, the dike field terrestrialization percentage corresponds to the proportion of the terrestrialized area on the total dike field area. "Before diversion" terrestrialization percentage is calculated on each reach with the last photograph series available before diversion (PBN: 1954, PDR: 1974, MON: 1946, DZM: 1947). "Just after diversion" percentages is calculated on the available series after diversion, excluding dates that are too close in time and that have not yet recorded the change but also, depending on the dates available for each sector (*i.e.* 1973 for PBN; 1986 for PDR; 1968 for MON; 1976 for DZM). "2000s" terrestrialization percentage is calculated on each reach with the more recent photograph series available on each reach (PBN: 2008, PDR: 2009, MON: 2007, DZM: 2009).

3.2. Characterization of the terrestrialization patterns

3.2.1. Background and design of the terrestrialization pattern typology

Processes of flow recirculation and sediment deposition have already been studied within groyne fields (opened dike fields). Indeed, Copeland (1983) and Sukhodolov (2003) have established 2D pattern classifications within groyne fields. Thanks to an experimental flume study, Copeland has established a "flow patterns between dikes" typology and identifies determining physical factors (groyne angle to the

bank line, the spacing between two groynes) parameters that have an impact on the formation and shape the eddies and turbulences. Sukhodolov used a flume experimental dataset and field measurements (Elbe River, Germany) to establish a sediment deposition pattern model within the dike structures. His classification present seven pattern types: the “weak deposition” corresponds to a very thin longitudinal deposit, the “downstream” and “upstream triangle-shaped deposition” types are classed among the “triangle deposition” direction between the groynes, the “downstream” and “upstream wave-shaped deposition” types are categorised among the wave position, “uniform partial” deposit is a lateral and uncomplete regular accretion and the “uniform complete” deposition pattern is corresponding to a lateral and complete regular accretion (Figure 80).

3.2.2. GIS processing for the “diachronic” pattern acquisition and classification criteria

By combining each of the observations over the studied period, we get the diachronic terrestrialization pattern of the dike fields. Inspired by Sukhodolov's typology, the terrestrialization pattern classification is determined with an empirical and expert methodology based on the observation of the planimetric geometry and the form localisation of the deposits.

3.3. Channel and dike field parameter calculation

3.3.1. Dike field dataset

Very specific dike configurations like half opened systems were eliminated from the statistical planimetric study. Dike fields which are not directly located next to main channel were removed (side channel dike fields were only selected when they were directly located next to the channel). Also, structures that display clear anthropogenic modifications (maintenance, engineering intervention, etc.) have been removed from the dataset. After eliminating specific and modified dike fields of the initial dataset, its remains 568 dike structure units (closed and opened) spread over the four study areas ($n_{\text{PBN}} = 134$, $n_{\text{PDR}}=115$, $n_{\text{MON}}=76$ and $n_{\text{DZM}}=243$).

3.3.2. Parameters' description

Basic GIS packages and functionalities are used for planimetric calculations as area (extent), length, and width of dike fields (Figure 78.1. and Table 36).

To characterize the floodplain elevation, we use an airborne LIDAR DEM with a 2 metres resolution and a 0.2m vertical accuracy. The pulses density is of 1 to 2 per square metre for which a pulse is a 0.4m diameter disc (IGN, 2010). We use it to calculate the relative elevation of the dike structures to the waterlines (Figure 78.2).

Waterline evolution is studied thanks to the comparison of the available 1945 waterline at low water (SOGREAH, $Q_{\text{theoretical}}= 560\text{m}^3/\text{s}$) and of the 2010 waterline corresponding to a residual discharge in the by-passed channel (BDT Rhône; cf. theoretical discharge mentioned in Figure 76.b). Waterline elevation from 1945 is known for each kilometre point whereas 2010 waterline elevation has a 20 cm precision (ultrasonic bathymetry survey). The *Linear referencing* tool from ArcGis10.7 is used to interpolate values and extract ones corresponding to each dike structure position.

The so called “2010 Mean Relative Elevation” (2010 MRE) is the vertical distance between the average dike field extent elevation and the 2010 waterline (Figure 78.3) whereas the “1945 Mean Relative vertical *Distance*” (1945 MRD) is the vertical distance between the average dike field elevation and the 1945 waterline elevation. We use the term “distance” because it serves as a comparison to the 2010 by

taking into account the water lines changes but it is not a true “relative elevation”. For lack of a “1945” DEM, we use the current elevation of the dike field, so the 1945 MRD does not incorporate the topography intra-structural evolution due to the deposition. To note that 1945 MRD is relatively well correlated to the 1945 MRD relative longitudinal dike ($R = 0.68$, $p\text{-value} < 2.2e-16$) which in itself does not accumulate much sediment.

The 2010 MRE and the 1945 MRD of the longitudinal dike itself (for closed systems) are calculated on the same principle, but only covers the extent of the longitudinal dike (Figure 78.4). The 2010 minimum Relative Elevation (2010 minRE) of the longitudinal dike (Figure 78.4) is calculated by using the minimum elevation (the lower spot) of the longitudinal dike.

The overflow-driven lateral connectivity or “submersion frequency” is estimated by Džubáková’s GIS submersion model (Džubáková *et al.*, 2014). Džubáková’s GIS submersion model is based on the Lidar DEM and the daily discharge series (over 1986 to 2010 period) of each sector. The submersion frequency value is averaged on the compartment extent (Figure 78.2). The limits of the models (for instance, incertitude’s due to vegetation) are specified in Džubáková *et al.* (2014).

Talweg elevation data were derived from the work of Parrot (2015). For each reach, the elevation is compiled and informed for three periods with a minimum density of one point per kilometre: a first value corresponds to a before “Girardon’s embankment” state (late 19th century), a second value is a “after Girardon’s embankment – before derivation” state (middle of the 20th century) and a current state (post embankment and derivation). Here again, the *Linear referencing* tool from ArcGis10.7 is used to interpolate values and extract ones corresponding to each dike structure position.

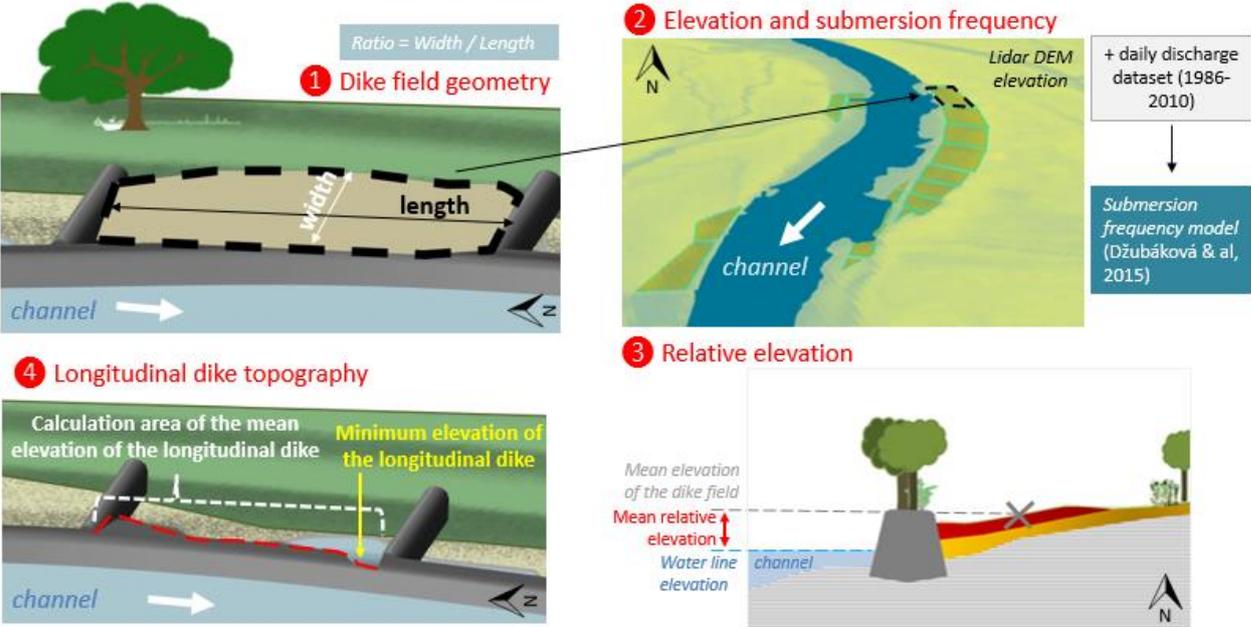


Figure 78 : Illustration of the calculation done for each of the parameters used to explain the terrestrialization pattern of dike-fields

Table 36 : Variables describing dike structures geometry and their relationship to the channel

Variable	Description
"Before derivation" available variables (1950s situation)	
1945 Mean Relative vertical Distance of the compartment (1945 MRD)	Mean Relative Distance is the relative elevation of the dike structure extent compared to the elevation of the 1945 water line at low water (m).
1945 Mean Relative vertical Distance of the longitudinal dike itself (for closed dike fields)	Mean elevation of the dike compared to the elevation of the 1945 water line at low water.
"After derivation" available variables (2000s situation)	
2010 Mean relative elevation (2010 MRE) of the compartment	Mean elevation of the dike structure extent compared to the elevation of the 2010 water line at residual discharge (m)
Mean and minimum 2010 relative elevation of the longitudinal dike itself (for closed dike fields)	Mean elevation of the dike compared to the elevation of the 2010 water line at residual discharge (m)
Submersion frequency	Calculate with Džubáková's GIS model (Džubáková <i>et al.</i> , 2014). Average value is calculated on the dike structure extent. Submersion frequency is modelled according to the parameters from the DEM and the flow dataset (over the 1986-2010 time period).
Minimum distance to the current channel	Minimum distance from dike to current channel (m)
"pre to post diversion" evolution variables	
Waterline evolution 1950s-2000s	Corresponds to 2000s water line elevation (residual discharge) less 1945 water line elevation at low water (m): $\Delta W_{Lelevation}$
Talweg evolution 1900s-2000s	Corresponds to 2000s talweg elevation less 1900s talweg elevation.
Fixed variable (no change between the two dates)	
Area	Dike field area (m ²)
Width	Dike field width as a minor axis (m)
Length	Dike field width as a major axis (m)
Width/length Ratio	Ratio of the dikes structure width on its length
Reach	Name of the reach. Modalities: PBN, PDR, MON, DZM
Structure type	Type of the structure - Modalities : opened or closed dike fields
Orientation	River bank orientation. Modalities: concave, convex

3.4. Topographic transect

Topographic transects are obtained from the Lidar DEM using the *3D analyst* tool available in the *ArcGis Toolbox (version 10.7)*. They are sampled to cover the maximum 2D variability of planimetric patterns.

3.5. Statistical analysis

3.5.1. Statistical descriptors and tests

Qualitative variable cross-comparisons are made by using a chi² test. Quantitative variables have often asymmetrical distributions that do not meet normal conditions (Annexe 4 - Appendix 1). The statistical descriptors used are therefore the median and the interquartile ranges (IQR). Intergroup comparisons for quantitative variables are made using non-parametric statistical tests: comparisons are made using The Wilcoxon's Rank sum test while multimodal comparisons are realised with the Kruskal-Wallis test. The significance test associated with a classical linear regression is a parametric test of student, highly impacted in its robustness by non-compliance with the conditions of application (linear relationship, independence of residues, normality and homogeneity of residues).

For the linear regression, we use the permutation test method because it has the advantage to not be based on a theoretical distribution of the statistic but on an empirical distribution to evaluate its significance. Indeed, the permutations make it possible to simulate random combinations between the variables, including cases where there would be no effect of the variable. The permutation tests thus make it possible to construct the empirical distribution of the statistic under the null hypothesis. As a more robust way to test significance, it is often used in cases of non-compliance with the above application conditions.

4. Results. PART 1: global overview of the phenomenon of terrestrialization: planimetric evolution of the margins throughout the 20th century

4.1. Terrestrialization of the engineered margins

Detailed evolution of terrestrialization provides an understanding of the overall context (Figure 79). Two phases of terrestrialization are observed. They are following the history of engineering development: we observe on every reaches a "before diversion" phase and a "after diversion" phase. In the middle of the 20th century, before the diversion of the reaches, 34.3% of intra-structure surfaces (all reaches combined) became terrestrialised. In the 2000s, 87.2% of the intra-structure surfaces became terrestrialised (12.8% remained in water). The closed fields have begun to terrestrialize from their establishment at the beginning of the 20th century (40.2% of the total area of closed fields are already terrestrialized before diversion) while the opened fields remain mainly aquatic before diversion (only 15.8% of the total area of opened fields are terrestrialized). In all the reaches, there has been a sharp increase of terrestrialized areas following their diversion. For the vast majority of studied cases, the closed fields have become totally terrestrial. Some of opened fields are also becoming more terrestrial, notably at MON. At PDR, MON, and DZM, the post-diversion percentage distribution in the opened fields is more heterogeneous (Figure 79).

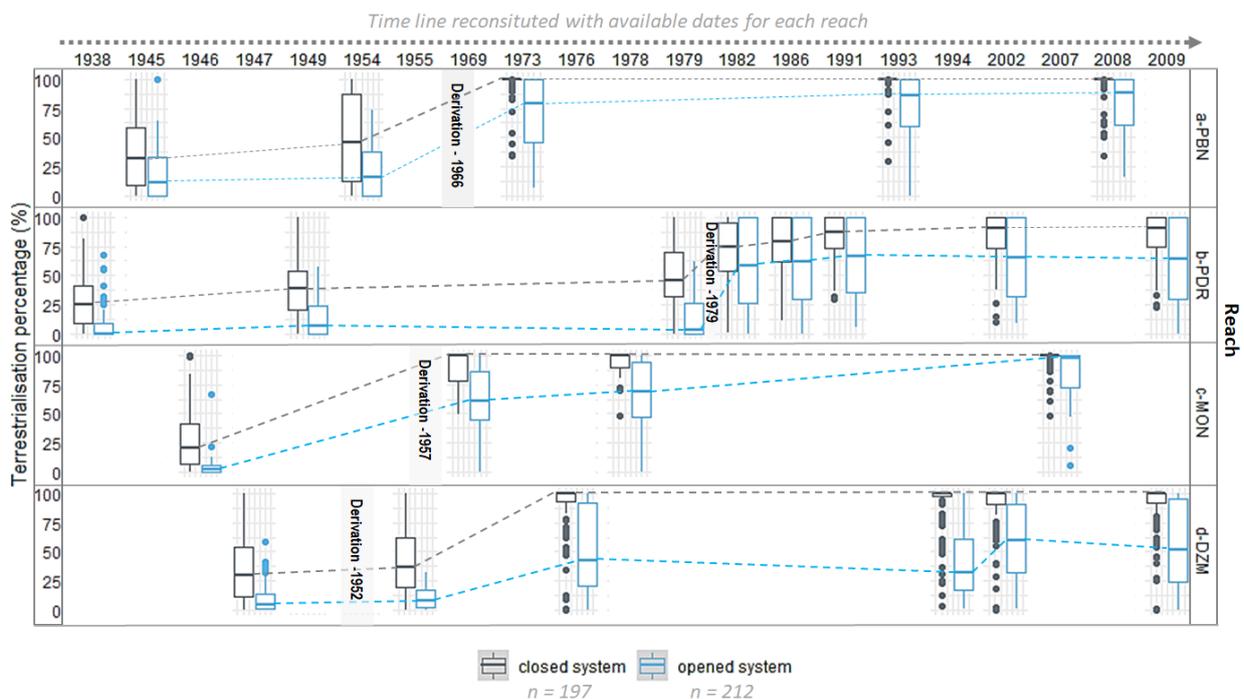


Figure 79 : Terrestrialization evolution within the dike fields throughout the 20th century

4.2. Terrestrialization planimetric patterns

4.2.1. Terrestrialization pattern description

Older deposit areas (blue and green surfaces) are mostly located at the back of the dike structure in a simple shaped lateral strip (Figure 80). Post-derivation areas (warm colours) are completing the polygonal shapes, fully filling (or partially) the dike structure extent. Opened dike structures mainly terrestrialized after derivation (warm colours). Terrestrialization patterns are multiple. The obtained classification (Table 37) presents "Aquatic", "Lateral", and "Concentric", "After dam strip", "Complex"

and “A.full” categories. For “Aquatic” type, the surface of the dike field is mainly aquatic. The “Concentric” type is specific to the dike structures which close up in successive circular shapes. It is often a highly terrestrialized closed dike field type but some residual areas with progressive concentric closures may still remain aquatic. “After dam strip” pattern corresponds to a uniform terrestrialized band subsequent to the diversion dewatering. The “Complex” class compiles all the specific cases. The surface is more or less terrestrialized. Local variability (presence of backwaters, old islands, etc.) is associated with “complex shapes”. “A.full” is a class used to compile the completely terrestrialized dike fields that remain fully terrestrialized.

Table 37 : Terrestrialization pattern description

Type	Description
Aquatic	The surface of the dike structure is mainly aquatic (aquatic surface > 85% of the dike structure extent).
Lateral	The surface of the dike structure is partially terrestrialized; laterally to the bank.
Concentric	The surface of the dike structure is highly terrestrialized. Areas with progressive concentric closures may remain aquatic.
After dam strip	The surface of the dike structure corresponds to a uniform terrestrialized band caused by the lowering of the water line (after diversion).
Complex	The surface of the dike structure is more or less terrestrialized. Stationary variability (presence of former side channels, old islands, etc.) causes complex forms.
A.full (already full)	The surface of the dike structure is completely terrestrialized before the observation period. (>95%)

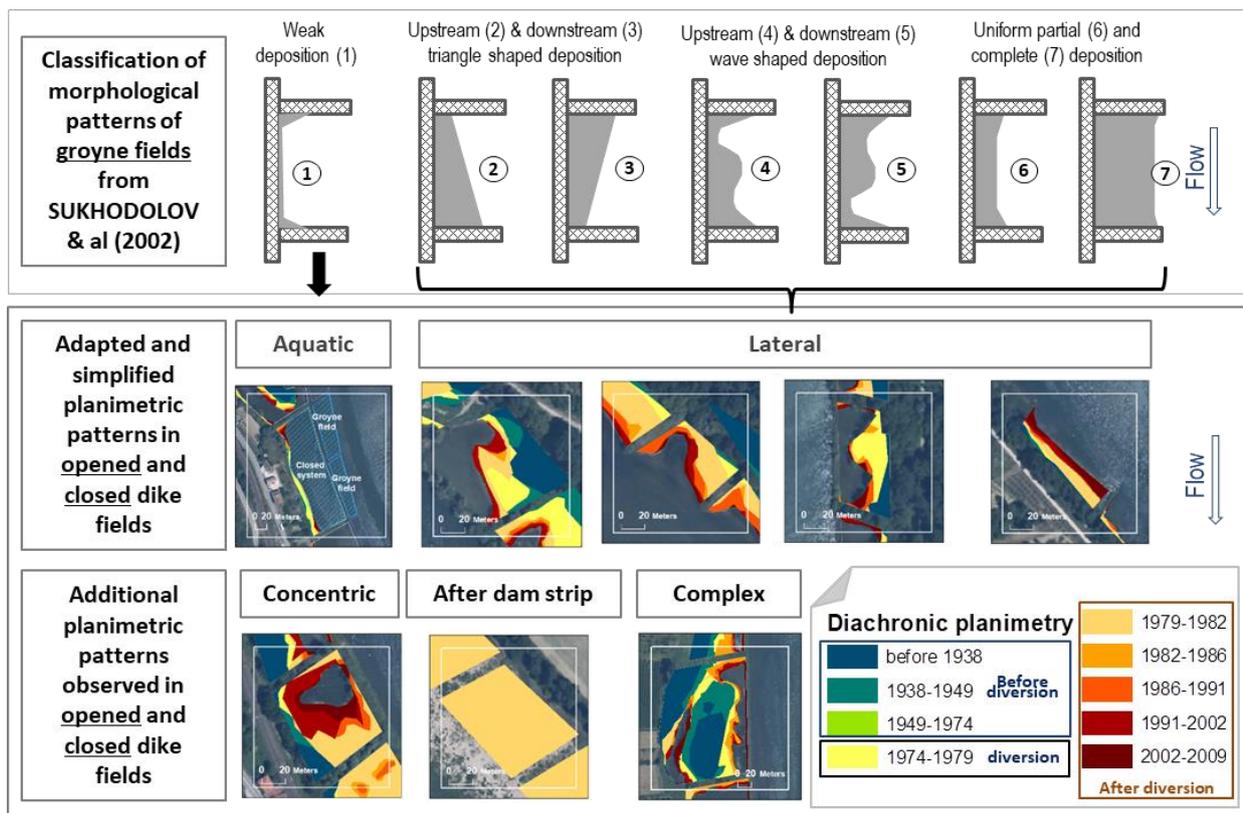


Figure 80 : Classification of terrestrialization patterns within the dike structure extents: from Sukhodolov classification (2002) to GIS production and adapted typology

4.2.2. Planimetric patterns validation by topographic approach

Planimetric patterns are validated by a 3D spatial matching. Transects from the DEM data show topographical differences depending on the chronological units of deposition (Figure 81, Annexe 4 - Appendix 2). The coloured arrows above each transect allow comparing planimetric patterns and the corresponding topography. In the case of structures closed by a longitudinal dike, the shape of the longitudinal dike is observable just before a characteristic depression located just behind the longitudinal dike (transect A and B). This depression is observable in most cases, regardless of the pattern, and is associated with a dissipation pool which, in most cases, have ended up terrestrializing (recent deposits), except in the case of the concentric-closing patterns which are still aquatic in their centre (Annexe 4 - Appendix 2). On the transversal transect continuity; this depression is followed by an abutment that is in line with the previous deposit limit. Depressions and abutments, of lesser size, follow one another according to the chronologies of depositions. The limit of pre- and post-bypass deposits is often marked by significant topographical differences (e.g. transect C, D and E, with vertical differences of 2 to 4 m between the two periods). Topographic developments are available in chapter 5.

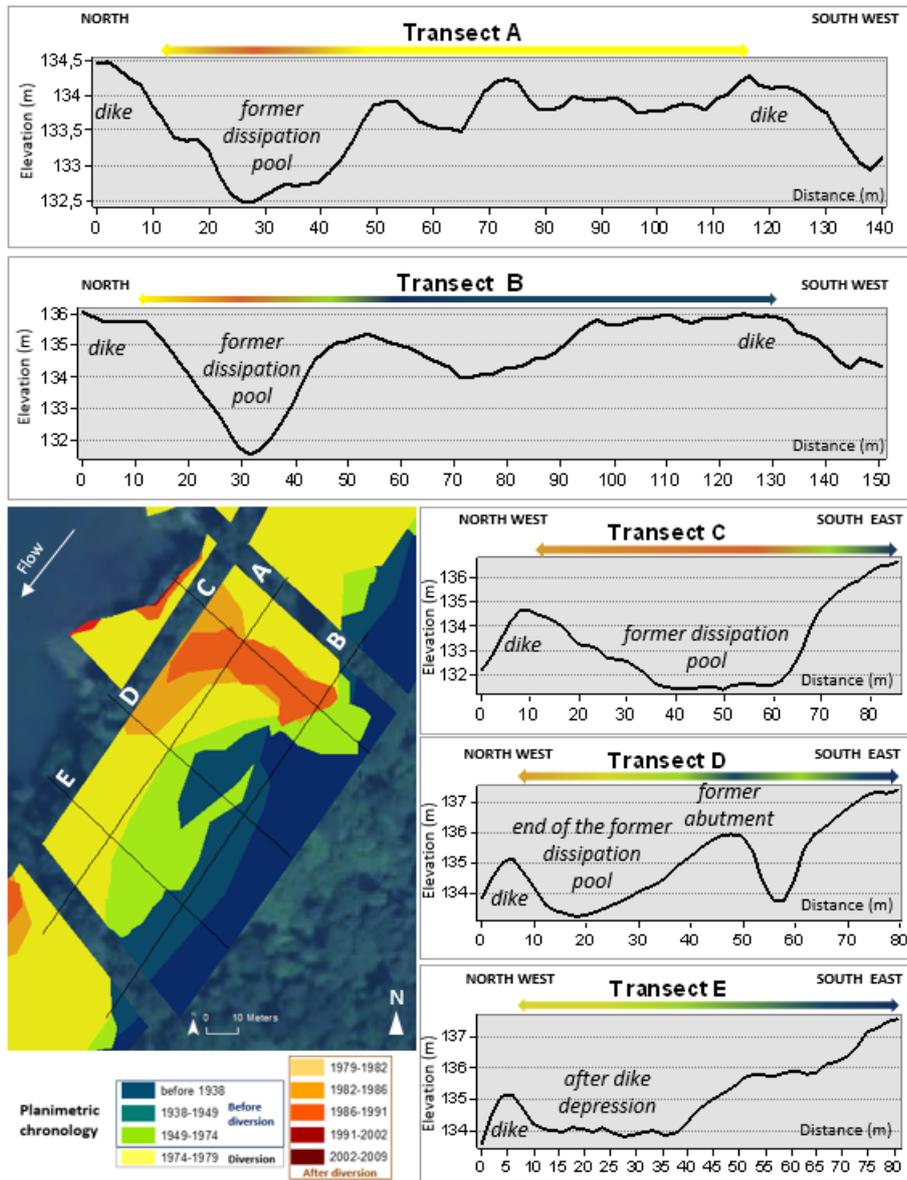


Figure 81 : Correspondence between planimetric patterns and topography of structures (coloured arrows correspond to the planimetric transect)

5. Results. PART 2: process of dike field terrestrialization and its main control factors

5.1. Terrestrialization processes and hydrological connectivity evolution

5.1.1. Current situation: submersion frequency and relative elevation

The current percentage of terrestrialized surface (*i.e.* “after diversion terrestrialized surface percentages”) and the average submersion frequency of the compartments are very well correlated ($R^2=0.86$, associated p-value performed with permutation test: $<2.2e-16$). Indeed, the frequency of submersion and the percentage of terrestrialization are negatively correlated ($R=-0.93$): the lower submersion frequency is, the more terrestrialized the dike fields are; except for concentric patterns at the base of the graphs (Figure 82.a., green points, highly visible for PDR and DZM). Almost systematically located outside the point cloud, the concentric patterns do not fit the model. These concentric patterns correspond to closed dike field cases which are less terrestrialized than expected: they show lower terrestrialized surface percentages for some average submersion frequencies that are often associated with fully terrestrialized dike fields. When linear regression is performed excluding concentric patterns, the coefficient of determination increases to 0.90.

The Figure 9.b. shows the distribution of linear model residuals according to pattern types and their longitudinal distribution. In addition to the concentric pattern model deviation, the upstream-downstream specialisation lets us observe that there is an abnormal distribution of residuals corresponding to some DZM dike fields located between the PK175 and 182. The photograph 8.1 illustrates a situation where (KP 176) the model overestimates the terrestrialization percentage in opened dike fields. The photograph 1 on Figure 82 shows opened dike structures (KP 182) of which the model underestimates the terrestrialization percentage. On this last one, we observe the presence of a coarser sedimentation (gravel bar) without vegetation on (Figure 82, photograph 2).

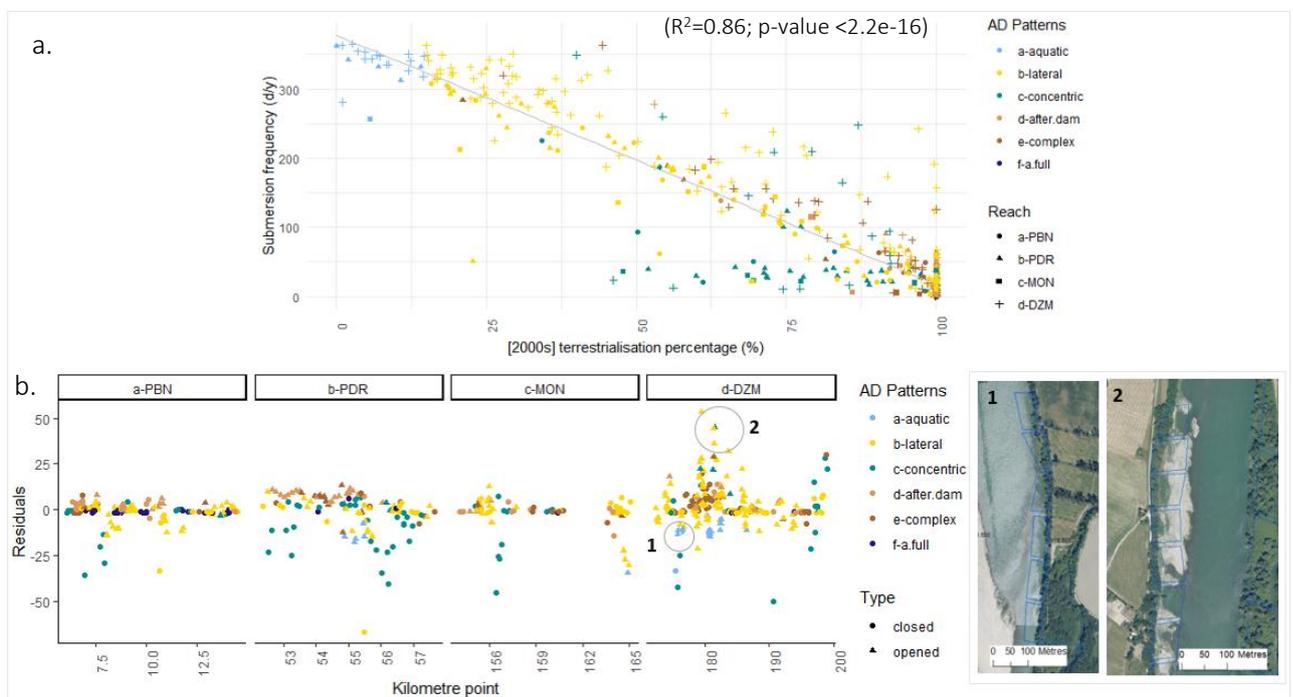


Figure 82 : a. Percentage of terrestrialized surface according to the average submersion frequency of the dike structures; b. Residuals according to the PK (upstream-downstream gradient), the planimetric patterns and the structure type; and photographs “1” and “2” are examples of zonation where there are deviations from the linear model

5.1.2. Processes underlying the change of “dike structure-channel” relationship pre/post-diversion

Link between submergibility, relative elevation and terrestrialized surface

Correlation coefficient corroborates a significant link between the mean 2010 MRE of dike structures to the mean submersion frequency (linear relationship in some cases or monotonous in other cases, *cf.* Annexe 4 - Appendix 3.a). The closer the dike structures are to the water line, the more submersible they are (*cf.* Annexe 4 - Appendix 3.b). Relationships differ depending on whether they are closed or opened structures and, on the reaches, (*cf.* Annexe 4 - Appendix 3). The 1945 MRD of the dike structures from the waterline present a significant coefficient correlation with the pre-by pass terrestrialized surface percentage ($R= 0.54$, associated $p\text{-value} < 2.2e-16$). The 2010 MRE of the dike structures from the waterline also present a significant coefficient correlation with the post-by pass terrestrialized surface percentage ($R= 0.49$, associated $p\text{-value} < 2.2e-16$).

Water line evolution and dike structures RE changes

The 1945 water line (at low water) is evolving in a regular upstream-downstream elevation gradient (Figure 83). The 2010 water line (at residual discharge) presents significant changes and two points of inflection are observable on the 2010 line: the first point (P1) is located at the upper part of the bypassed channel and the second one, downstream, at the lower part of the bypassed channel. The installation of the diversion causes a waterline fall in the upstream part of the by-passed reaches: -9 m at PBN, -10.9 m at PDR, -12.9 m at MON and -9 m at DZM. In terms of comparing water lines before diversion (at the waterline) and after diversion (residual discharge), this causes a relative lowering (maximum decrease) of -2.19 m at PBN, -1.99m at PDR, -2.02 m at MON and -1.93 m at DZM. After this first shifting point, the 2010 water line is usually lower and flatter than the one before derivation; and this until reaching the second inflection point situated downstream (KP 13 at PBN, KP 57.5 at PDR, KP 163 at MON, KP 196 at DZM). After this second point, a local reverse pattern is observed.

As a result of water level evolution, dike structures have experienced changes in their relative elevation to the water line. Depending on their position to the inflection points, they have tended to move closer or further away from the water level for low flow conditions (Figure 9). For example, above the first inflection point (P1), the mean Relative Elevations (RE) of the longitudinal dikes to the water level have decreased. It is observable at PBN, KP 6.5 and 7 ($\Delta RE_{\max}=-2.07$ m, $\Delta RE_{\text{mean}}=-0.79$ m), that gets some dikes below the water level (at low flow conditions). It is not visible on the other reaches, because there are no closed structures at that location. Downstream of the first inflection point (P1), the dike RE have increased until to the second point of inflexion (P2): KP 7.5 to 15 at PBN ($\Delta RE_{\max}=+2.18$ m, $\Delta RE_{\text{mean}}=+1.52$ m), KP 157 to 161 at MON ($\Delta RE_{\max}=+1.99$ m, $\Delta RE_{\text{mean}}=+1.52$ m), KP 175 to 196 at DZM ($\Delta RE_{\max}=-2.44$ m, $\Delta RE_{\text{mean}}=-1.07$ m).

After the second point (P2), the RE has decreased again. It is not observable at PBN because there are no closed structures at this location there but it can be seen at MON, KP 164 to 165.5 ($\Delta RE_{\max}=-1.77$ m, $\Delta RE_{\text{mean}}=-1.24$ m), at DZM, KP 197 to 200 ($\Delta RE_{\max}=-1.93$ m, $\Delta RE_{\text{mean}}=-1.1$ m). At PDR, there is a weir located at PK 59 that changes the longitudinal evolution of the water line (*cf.* Seignemartin, 2020-2).

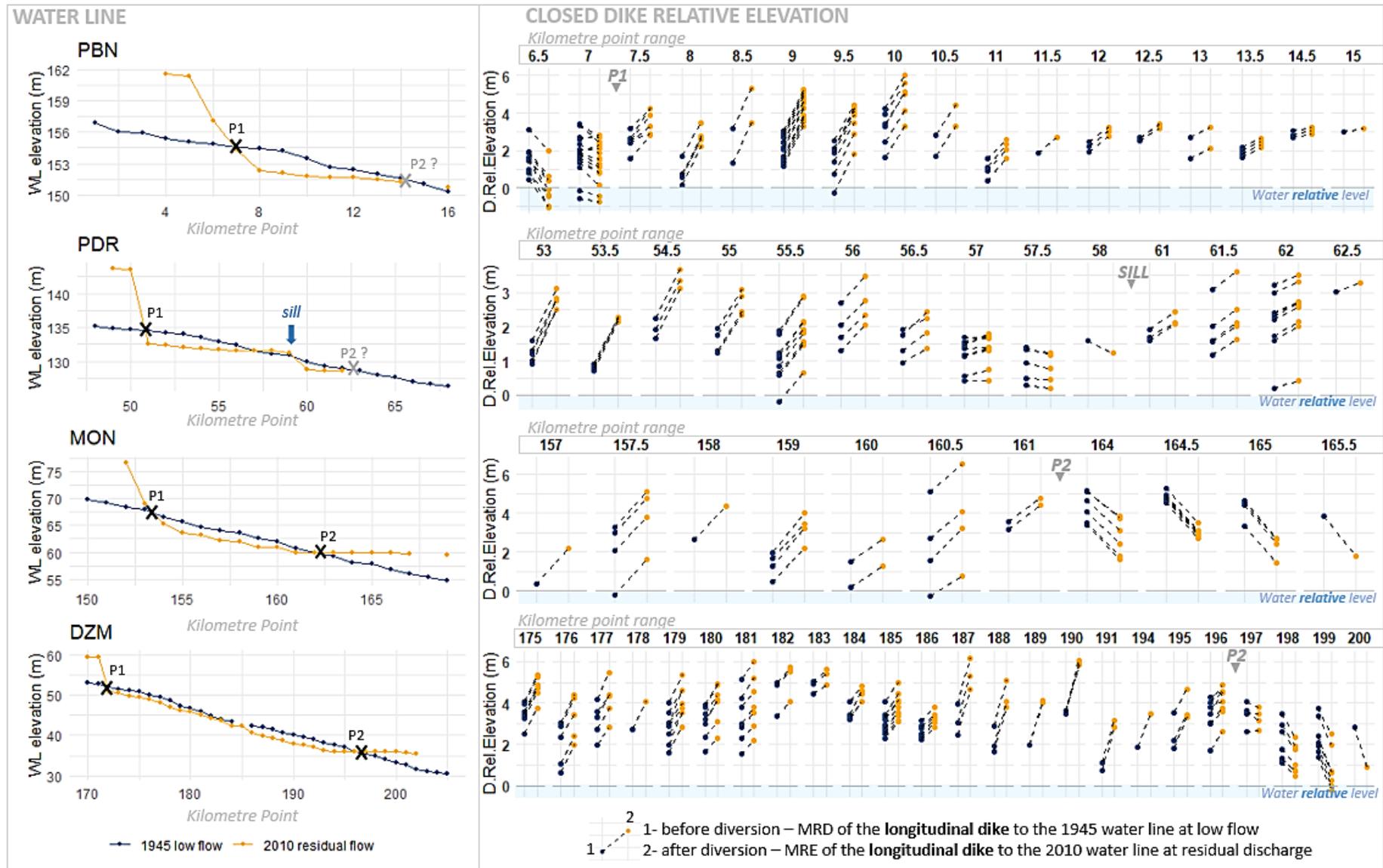


Figure 83 : Before- after diversion water line and dike relative elevation changes (P1: inflection point 1; P2: inflection point 2)

5.1.3. Contribution of the of dewatering process (phase 2) in the terrestrialization phenomenon

The diversion had a drastic and direct effect in the post-diversion terrestrialization process (Figure 84): from a median percentage of pre-diversion filling of 19.4 % ([Q1; Q3] = [2.9; 47.7] %), it had evolved after diversion (date available between +9 years to +24 years after diversion) to 96.35% ([Q1; Q3] = [56.9; 100] %). In the 2000s (*i.e.* between +32 to +57 years after diversion), median percentages had reaches 99.86% ([Q1; Q3] = [68.7; 100] %).

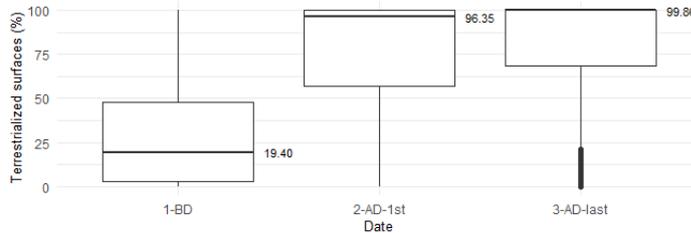


Figure 84 : Percentages of terrestrialized surface before diversion, after diversion (first date available) and [2000s] percentages

Where 1-BD = before diversion; 2-AD-1st = just after diversion date, 3-AD-last = 2000s series

The general trends show a direct effect of the diversion ([2000s] surface \approx first date [After diversion] surface; for 71% of the cases). Nevertheless, some dike fields continue to terrestrialize ([2000s] surface > first date [After diversion] surface; for 19% of the cases) or on the contrary, find themselves less terrestrialized between the first [post-diversion] date and the [2000s] series ([2000s] surface < first date [After diversion] surface; for 10% of the cases). On Figure 85, “BD terrestrialized %” is used as an illustrative variable to see the level of terrestrialization before diversion as a reference.

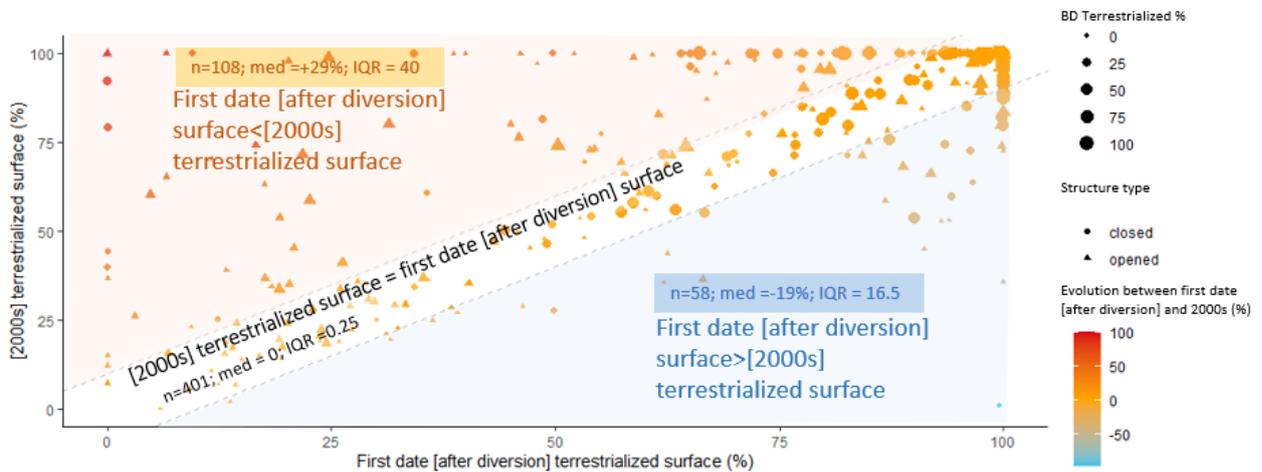


Figure 85 : Percentages of terrestrialized surface comparisons between the first available date after diversion and 2000s series

5.1.4. Dike structure hydrological disconnection and longitudinal variations

After diversion, an increase of the relative height between the flow channel (at low flow) and the dike fields level is observed. Dike structures evolve from aquatic patterns or slightly terrestrialized pattern (aquatic and lateral patterns with low terrestrialization rate) towards more terrestrialized structures (lateral and complex patterns with higher terrestrialisation percentages and toward concentric and “after dam strip” patterns). This longitudinal overview allows us to clearly perceive the expression of the patterns according to their relative elevation and see the vertical zonation specific to each pattern (Figure 86).

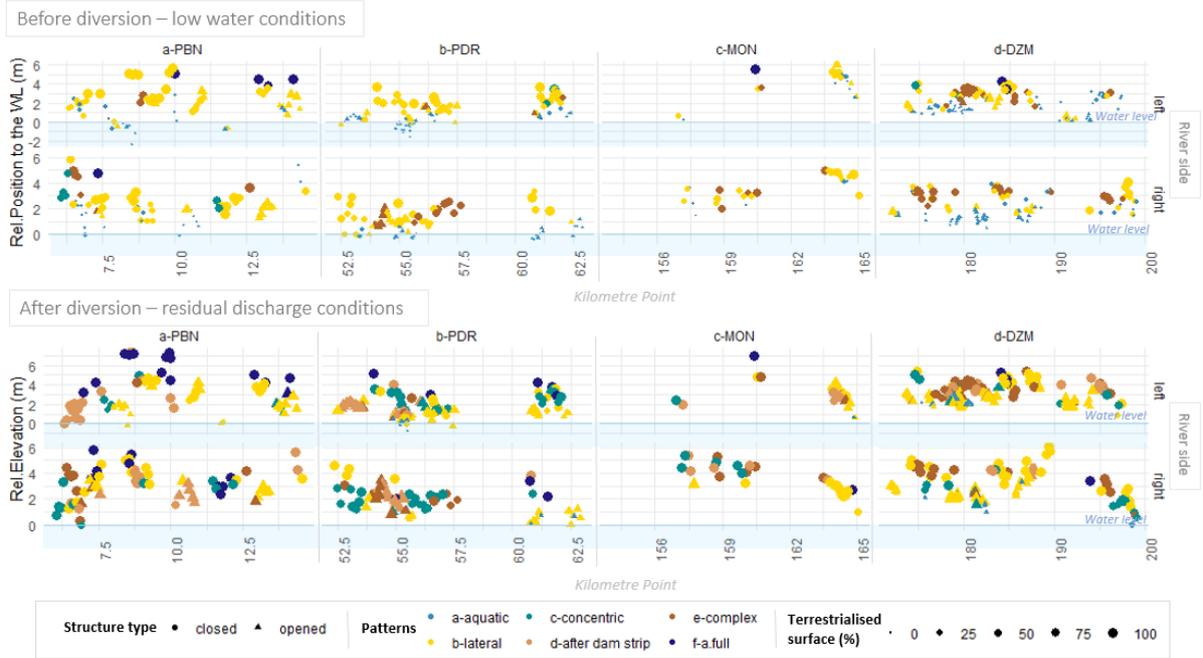


Figure 86 : Mean relative elevation of the dike structures to the water level at low flow, terrestrialized surfaces percentages and pattern zonation according to an upstream-downstream gradient in pre- and post-diversion conditions

5.1.5. Other studied parameters

Geometric and geomorphological parameters such as the surface of the compartment or its width-to-length ratio or the bank morphology (convex/concave) do not show a significant relationship with the percentage of terrestrialized area (Figure 87 and 88).

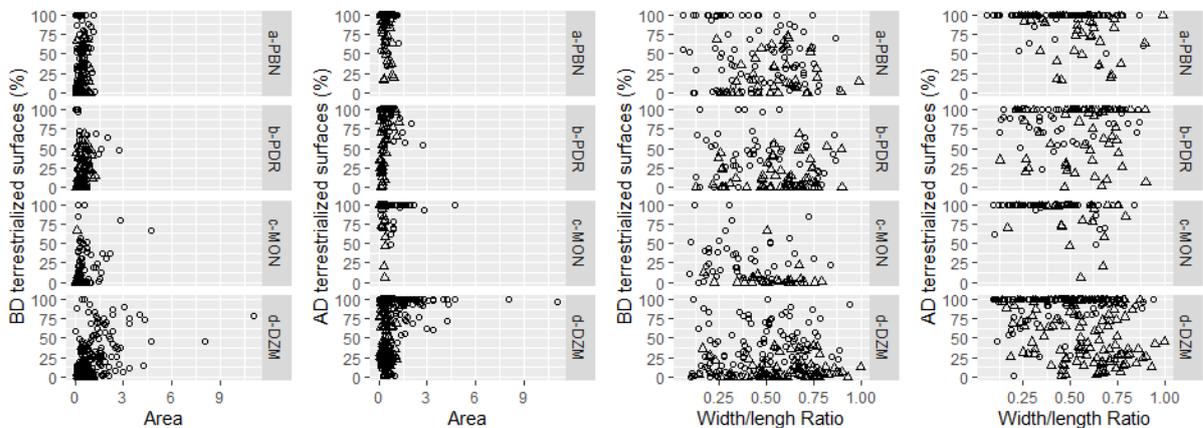


Figure 87 : Before (BD) and after diversion (AD) terrestrialized percentage according to dike field geometric parameters (Area, Width/length ratio; with circle = closed structure, triangle = opened structures)

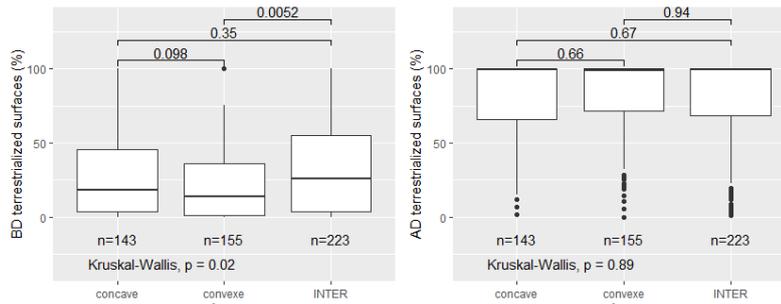


Figure 88 : Before (BD) and after diversion (AD) terrestrialized percentage according to bank morphology

5.2. Modalities and patterns of terrestrialization

5.2.1. Terrestrialized surface percentages associated to patterns

Pattern occurrences

Before the diversion, the terrestrialization patterns are mainly "aquatic" (49.8%) and "lateral" (35%) (Table 38). After the diversion, there are even more "lateral" patterns (44.2%) but very few dike fields are still aquatic (3.9%); we observe many occurrences of "after.dam.strip" (17.3%) and "concentric" (15%) patterns. The "complex" type percentage remains steady (from 12.3% pre-bypass to 14.3% post-bypass). Concerning trajectories (before diversion pattern - after diversion pattern), the main classes correspond to dike fields that change from aquatic to lateral pattern (25.4%), followed by ones that maintain a "lateral" pattern (18.1%). There are also complex sites that remain complex (9.9%) and many "aquatic-after.dam.strip" cases (10.6%). "Lateral-after.dam.strip", "aquatic-concentric", «lateral-concentric" and trajectories correspond respectively to 6.5%, 6.3% and 5.6% of the cases. Other trajectories present percentages of less than 5% (Table 38)

Table 38 : Pre- and Post-diversion pattern and pattern trajectory occurrences

	Total (n=568) %		Pattern trajectory (n=568)																	
	Before diversion	After diversion		aquatic-aquatic	aquatic-lateral	aquatic-concentric	aquatic-after.dam.strip	aquatic-complex	aquatic-a.full	lateral-lateral	lateral-concentric	lateral-after.dam.strip	lateral-complex	lateral-a.full	concentric-concentric	complex-lateral	complex-concentric	complex-after.dam.strip	complex-complex	a.full-a.full
aquatic	49.8	3.9																		
lateral	35	44.2																		
concentric	1.4	15																		
After dam strip	-	17.3																		
complex	12.3	14.3	Percentage (%)	3.9	25.4	6.3	10.6	3.5	0.2	18.1	5.6	6.5	0.9	3.9	1.4	0.7	1.6	0.2	9.9	1.4
a.full	1.4	5.5																		

Associated terrestrialized surface percentages

Pre-diversion percentage of terrestrialized surfaces associated to each pattern are significantly lower from post-diversion percentage of terrestrialized surfaces (Wilcoxon test: $p\text{-value}_{\text{aquatic}} = 1e-04$, $p\text{-value}_{\text{lateral}} < 4e-16$, $p\text{-value}_{\text{concentric}} = 0.00074$, $p\text{-value}_{\text{complex}} < 2.22e-16$, $p\text{-value}_{\text{a.full}} = 0.058$, cf. Annexe 4 - Appendix 4).

The percentage of pre-diversion terrestrialized surfaces associated to the dike fields is significantly different according to terrestrialization patterns (Kruskal-wallis Test $p\text{-value} < 2.2e-16$, cf. Wilcoxon on

Figure 89) with pre-diversion terrestrialized surfaces: AQUATIC < LATERAL < COMPLEX ≈ CONCENTRIC < A.FULL (respectively median: 1.6%; 37.9%; 56.1%; 52.8%; 100%)

The percentage of post-bypass terrestrialized surfaces associated to the dike fields is significantly different according to terrestrialization patterns (Kruskal-wallis Test p-value < 2.2e-16) with pre-diversion terrestrialized surfaces: AQUATIC < LATERAL ≈ CONCENTRIC < COMPLEX < AFTER.DAM.STRIP ≈ A.FULL (respectively median: 7%; 90.1%; 90.8%; 100%; 100%).

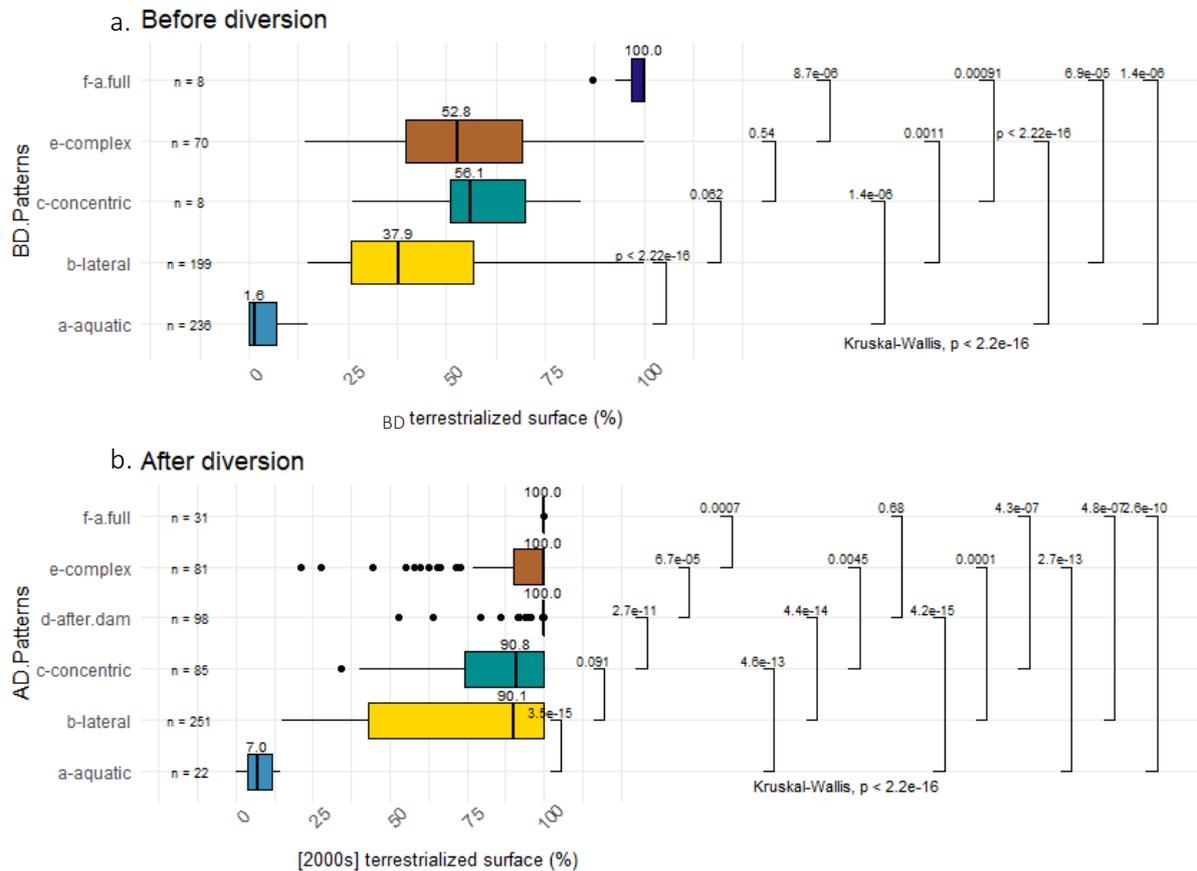


Figure 89 : Terrestrialized surface percentages according to the pattern (a) before and after (b) diversion

5.2.2. Hydrological connectivity proxies according to the pattern typology

There are significant differences of relative elevation/vertical distance between the different patterns whether it's in pre (**1945 MRD**) and post-bypass (**2010 MRE**) conditions (both Kruskal-wallis p-value < 2.2e-16) (Figure 90). The pre-diversion MRD associated to the dike fields is significantly different according to terrestrialization patterns (Kruskal-wallis Test p-value < 2.2e-16, cf. Wilcoxon comparisons on Figure 90) with pre-diversion terrestrialized surfaces: AQUATIC < LATERAL < CONCENTRIC ≈ COMPLEX < A.FULL (respectively median: 1.2 m; 2.37 m; 2.95 m; 2.95 m; 4.48 m).

The post-diversion MRE associated to the dike fields is significantly different according to terrestrialization patterns (Kruskal-wallis Test p-value < 2.2e-16, cf. Wilcoxon comparisons on Figure 90) with post-diversion terrestrialized RE: AQUATIC < CONCENTRIC < LATERAL ≈ AFTER.DAM.STRIP < COMPLEX < A.FULL (respectively median: 1.96 m; 2.11 m; 2.59 m; 2.62 m; 3.43 m; 4.57 m).

The **current submersion frequency** distributions are different according to the post-bypass pattern typology (Figure 90). The «aquatic» patterns are the most connected (median = 342 days/year), while the “lateral” patterns are characterized by a submersion frequency of 68 days/year with a very important variability, as exposed by the interquartile [10-232] days/year. “Concentric” patterns have

median submersion frequency of 27 days/year associated with lower intra-class variability with an interquartile of [13-41] days/year. Nevertheless, some outliers presents are very often connected to the main channel (Maximum=349 days/year). After Dam strip patches have a median of 19 days/year, which is much lower than «lateral» patches. Complex patterns present a median submersion frequency of 27 days/year and an interquartile of [5-82] day/year.

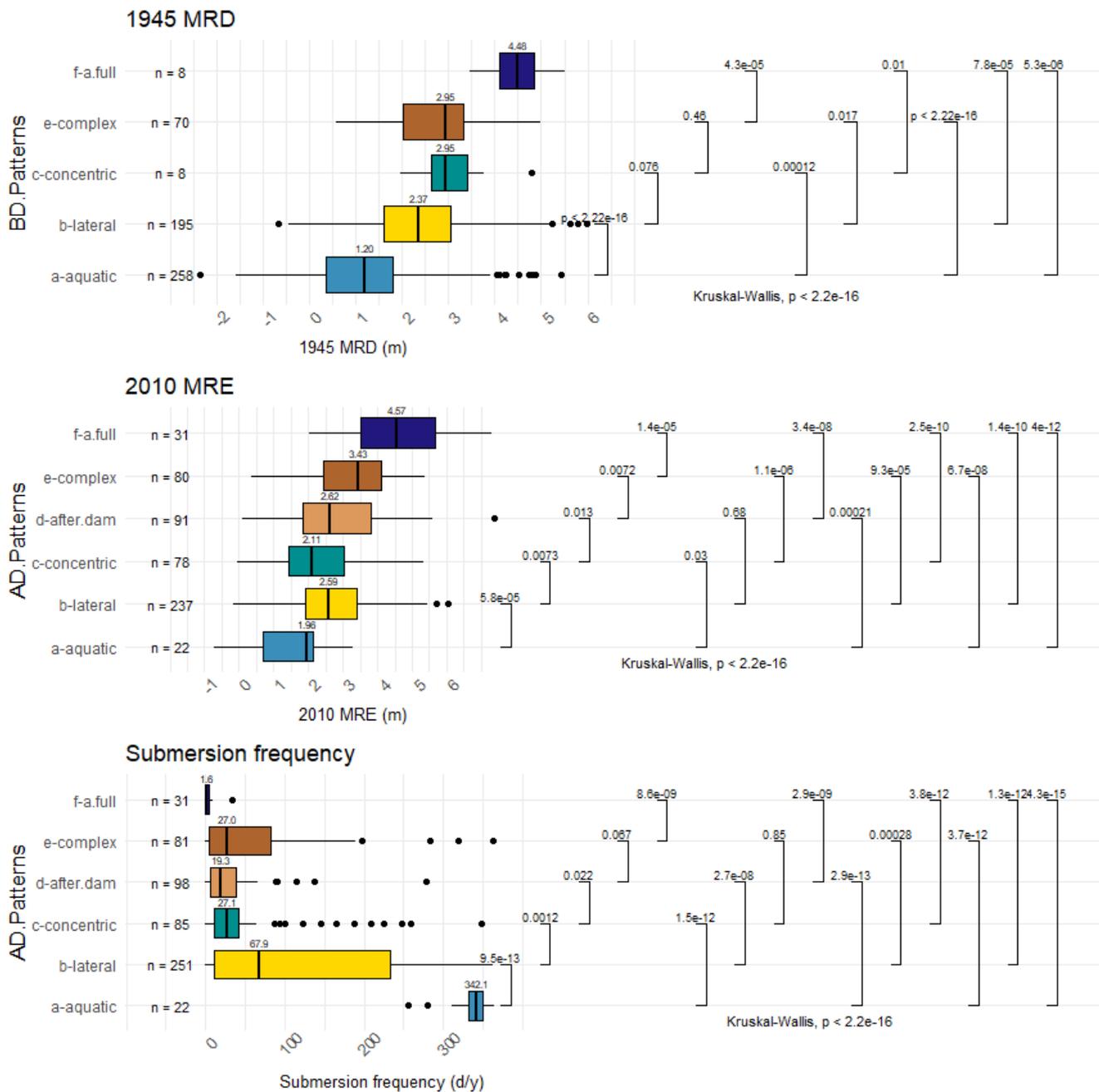


Figure 90 : 1945 MRD, 2010 MRE and submersion frequency according to patterns

Post-diversion patterns do not express themselves at the same characteristic range than in before diversion conditions (Annexe 4 - Appendix 6): they are associated to significantly higher **RE** than from

pre-diversion context, except for concentric pattern, where it's significantly lower (Wilcoxon test: $p\text{-value}_{\text{aquatic}}=0.092$, $p\text{-value}_{\text{lateral}}=0.062$, $p\text{-value}_{\text{concentric}}=0.028$, $p\text{-value}_{\text{complex}}=0.0013$, $p\text{-value}_{\text{a.full}}=0.82$).

5.2.3. Geometric characteristics according to the terrestrialisation patterns

Pattern types are associated to dike fields with significant difference of **area** whether it's in pre and post-bypass conditions (both Kruskal-Wallis $p\text{-value} < 2.2\text{e-}16$).

The pre-diversion area associated to the dike fields is significantly different according to terrestrialization patterns (Kruskal-wallis Test $p\text{-value} < 2.2\text{e-}16$, cf. Wilcoxon Annexe 4 - Appendix 5) with pre-diversion terrestrialized surfaces: A.FULL < AQUATIC \approx LATERAL < CONCENTRIC < COMPLEX (respectively median: 0.15 ha; 0.35 ha; 0.45 ha; 0.45 ha; 1.46 ha).

The post-diversion **area** associated to the dike fields is significantly different according to terrestrialization patterns (Kruskal-wallis Test $p\text{-value} < 2.2\text{e-}16$, cf. Wilcoxon on Figure 91) with post-diversion area: A.FULL < AFTER.DAM.STRIP \approx LATERAL \approx AQUATIC < CONCENTRIC < COMPLEX (respectively median: 0.14 ha; 0.34 ha; 0.40 ha; 0.43 ha; 0.57 ha; 1.13 ha).

Before diversion, **width/length ratios** are similar from a pattern type to another; implying that the dike fields are simply larger or smaller in both width and length ; except for a.full patterns, which has more elongated shapes ($W/L_{\text{med}}=0.29$ versus 0.47 to 0.55 for others, cf. Annexe 4 - Appendix 5).

After diversion, **ratios width/length** are similar from a pattern type to another; implying again that the dike fields are simply larger or smaller in both width and length; except for a.full patterns, which has more elongated shapes ($W/L_{\text{med}}=0.27$ versus 0.46 to 0.65 for others); and aquatic ones which have a less elongated shapes than some others ($W/L_{\text{med}}=0.65$ versus 0.27 to 0.54 for others, cf. Figure 91).

Post-diversion pattern and pre-diversion pattern types express themselves in same **area** and **width/length ratio** range (except for aquatic pattern with AD Ratio: 0.65 > BD Ratio: 0.52, Wilcoxon $p\text{-value}=0.016$).

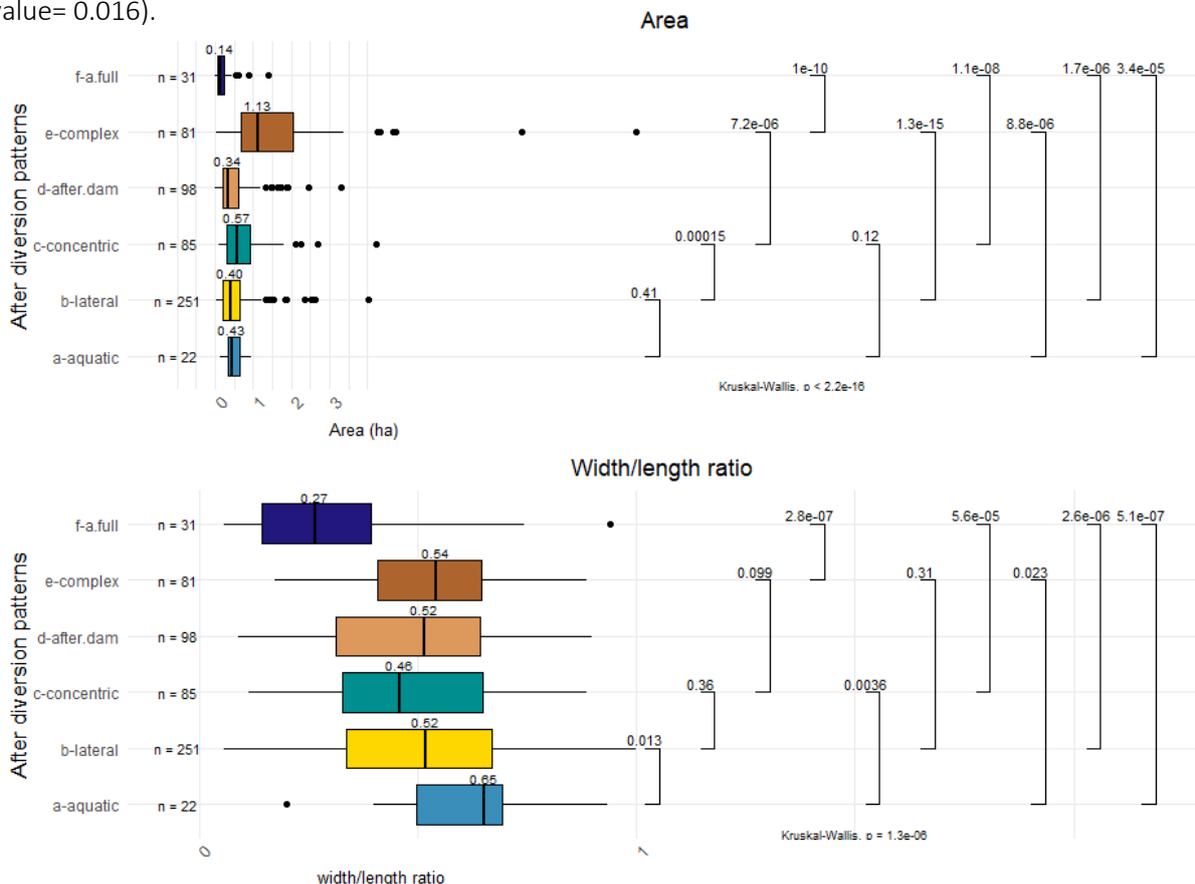


Figure 91 : Dike field area and width/length ratio according to the “post-diversion” patterns (“Pre-diversion” patterns available in Appendix 5)

5.3. Opened fields versus closed fields characteristics and patterns

5.3.1. "Closed/opened fields" comparison: geometric and hydrological characteristics

The dike structure **area** is significantly different according to the structure type (p-value < 2.2e-16) with OPENED<CLOSED (respectively med = 0.39 ha; 0.56 ha and IQR = 1; 0.36); except in the case of PDR which does not show significant differences (median: OPENED = 0.3 ha; CLOSED = 0.33 ha, p.value= 0.68).

The dike structure **width/length ratio** is significantly different according to the structure type (p-value < 2.2e-16) with OPENED>CLOSED (respectively median = 0.56; 0.43; and IQR = 0.23; 0.35).

The dike structure **submersion frequency** is significantly different according to the structure type (p-value < 2.2e-16) with frequency CLOSED < OPENED (respectively med = 9.7 d/y; 135 d/y and IQR = 243.6; 27.6).

The dike structure **2010 MRE** is also significantly different according to the structure type (p-value < 2.2e-16) with OPENED<CLOSED (respectively med = 2.12 m; 3.41 m; m and IQR = 1.01; 1.94), whatever the reaches (intra-reach comparisons p-value very significant).

The dike structure **1945 MRD** is significantly different according to the structure type (p-value < 2.2e-16) with OPENED<CLOSED (respectively med = 1.17 m; 2.72 m and IQR = 1.56; 1.02), except in the case of MON which does not show significant differences (median: OPENED = 3.66 m; CLOSED = 3.75 m, p.value= 0.71).

The dike structure **Minimum distance to channel** (current channel) is significantly different according to the structure type (p-value < 2.22e-16) with OPENED<CLOSED (respectively med = 0 m; 12.24 m and IQR = 10.8; 10.1).

5.3.2. Closed field longitudinal dike topographic characteristics

The **1945 MRD** distribution does not show significant differences between aquatic, lateral and concentric patterns (median: 1.81 m; 2.23 m; 1.86 m, cf. Figure 92) but significant one showing higher relative elevation for complex and a.full patterns (median: 2.94 m; 3.16 m).

There significant differences of **2010 MRE** with lower 2010 MRE for aquatic and concentric patterns (median: 1.92 m; 2.32 m) than for the other patterns. The **2010 Minimum RE** also shows a similar trend with low minimum RE for aquatic and concentric patterns (median: 1.36 m; 1.25 m), showing significant difference (cf. p-value on Figure 92) with lateral (med: 1.77 m) and "after dam band" patterns (median: 2.05 m), and so with the other patterns.

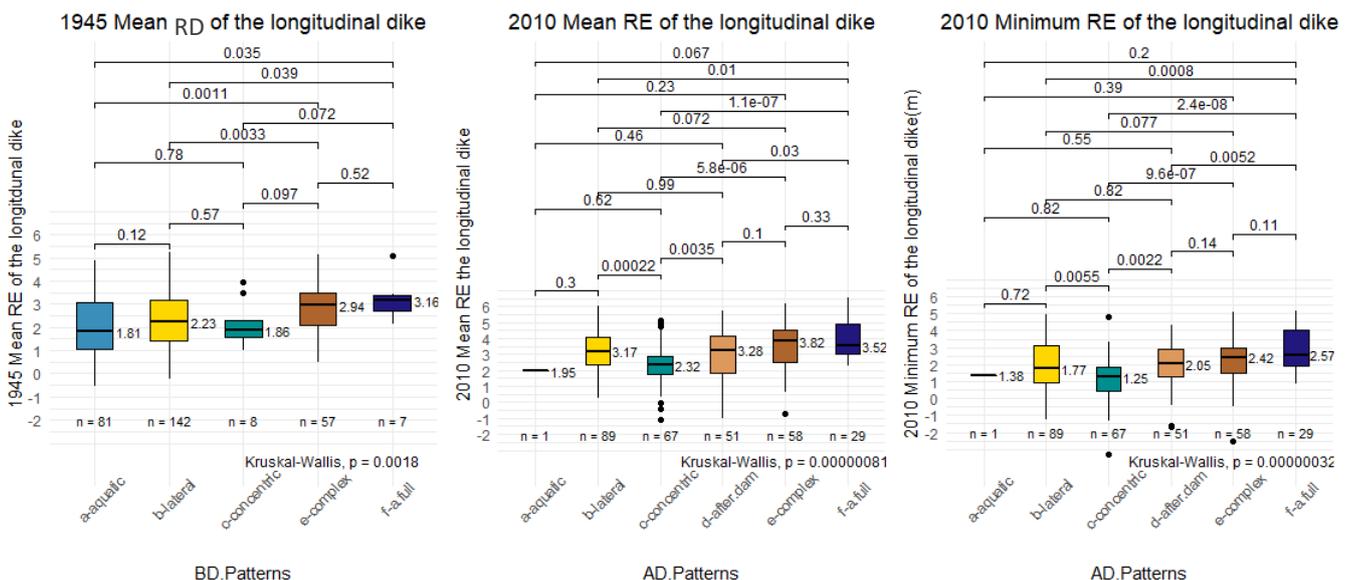


Figure 92: Before/after diversion longitudinal dike parameters (closed fields)

The longitudinal dike of closed fields are associated to significantly higher mean relative elevation than from pre-diversion context, except for concentric patterns where there is no significant difference (*cf.* Wilcoxon comparisons on Figure 93).

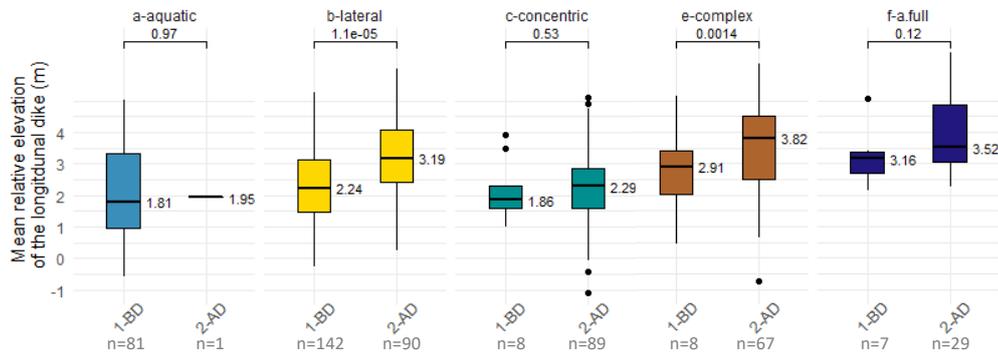


Figure 93 : Mean relative elevation/ vertical distance of the longitudinal dike to the water line before and after diversion (BD: before diversion and AD: after diversion)

5.3.3. "Closed/opened fields" comparison: terrestrialization percentages and pattern occurrences

The **percentage of pre-bypass terrestrialized surface** is significantly different according to structure type ($p\text{-value} < 2.2\text{e-}16$) with OPENED<CLOSED (respectively median = 5.3%; 34.6% and IQR = 17.7; 5.7). The **percentage of post-bypass terrestrialized percentage** is also significantly different according to structure type ($p\text{-value} < 2.2\text{e-}16$) with OPENED<CLOSED (respectively median = 73.9%; 100% and IQR = 67.22; 5.65). The percentage of terrestrialized surfaces pre/post-diversion is evolving with the same order of magnitude whether to the type of dike structures (Wilcoxon test $p\text{-value} = 0.52$) with a median evolution of + 56% (IQR= 56.7) in opened structures and + 57.1% (IQR= 51.38) of terrestrialized surfaces.

Pattern occurrences (Table 39) differ depending on the dike structure type (Chi-2 test associated $p\text{-value} < 2.2\text{e-}16$). Before the diversion, the most common patterns for closed structures are lateral (46.7%), aquatic (29.3%) and complex (18.9%) whereas for open fields that is the aquatic one (75.7%), followed by the lateral pattern (20.3%). After diversion, there is almost no aquatic pattern anymore and proportions are enough spread in closed fields with 29% of the lateral type, 23.7% of the concentric pattern, 17.7% of "after dam strip" type, 19.9% of complex one whereas 9.5% were already totally terrestrialized ("a.full"). The most observed patterns in groyne fields are lateral (63.3%) followed by the "after dam strip" pattern (16.7%) whereas it only remains 8.4% of the aquatic type. Also, patterns trajectories differ depending on the dike structure type (Chi-2 test associated $p\text{-value} < 2.2\text{e-}16$). In the groyne fields, 43.2% of aquatic patterns in 1950's have become "lateral" patterns in 2000s. We observe numerous structures with a "lateral" pattern (20%). In open structures, the third most represented pattern corresponds to "aquatic-after dam strip" pattern (11.2%).

In closed structures, the main trajectory modality corresponds to structures that maintain a "lateral" pattern (21.5%). Also, there are many "complex-complex" cases (15.1%). We observe as well three other well represented categories "aquatic-after dam strip" (9.8%), "lateral-concentric" (9.5%) and "aquatic-concentric" (9.1%). In opened fields, the most common trajectory is the "aquatic-lateral" one, with a frequency reaching 49.4%. "lateral-lateral" and "aquatic-after dam strip" correspond respectively to 13.9% and 11.6%.

Tableau 39 : Pattern occurrences according to the structure type

BD Patterns	TOTAL (n)	CLOSED (n)	OPENED (n)
aquatic	283	93	190
lateral	199	148	51
concentric	8	8	0
complex	70	60	10
a.full	8	8	0
column count	568	317	251
AD Patterns	TOTAL (n)	CLOSED (n)	OPENED (n)
aquatic	22	1	21
lateral	251	92	159
concentric	85	75	10
after.dam	98	56	42
complex	81	63	18
a.full	31	30	1
column count	568	317	251
Trajectories	TOTAL (n)	CLOSED (n)	OPENED (n)
a.full-a.full	8	8	0
aquatic-a.full	1	1	0
aquatic-after.dam	60	31	29
aquatic-aquatic	22	1	21
aquatic-complex	20	11	9
aquatic-concentric	36	29	7
aquatic-lateral	144	20	124
complex-after.dam	1	0	1
complex-complex	56	48	8
complex-concentric	9	8	1
complex-lateral	4	4	0
concentric-concentric	8	8	0
lateral-a.full	22	21	1
lateral-after.dam	37	25	12
lateral-complex	5	4	1
lateral-concentric	32	30	2
lateral-lateral	103	68	35
column count	568	317	251

6. Results. PART 3 : Differences between reaches: Inter-sectors comparative approach of the terrestrialization phenomenon

6.1. Contribution of engineering development phases to the terrestrialized surfaces and remaining water

Note that the following contributions of engineering development phases to the terrestrialized surfaces and remaining water surfaces are calculated based on the cumulated dike field area. They are current total terrestrialized surfaces corresponding to each phase. Detailed results are available in Annexe 4 - Appendix 7.

At PBN, in closed fields, “the surface which have terrestrialized before diversion (from 1900s to 1950s/1970s)” (phase 1) represents 48.8% of the cumulated dike field area, “the surface area which has terrestrialized during phase 2 (from 1950s to 1970s-2000s)” (phase 2) corresponds to 47% and remaining “water area” is about 4.2%. In PDR closed fields, phase 1 represents 42.4%; phase 2 corresponds to 38.9%; and “water area” is about 18.8%. In MON, closed fields are distributed as follows: phase 1 = 32.5%; phase 2 = 63.2%; water area = 4.3%. In DZM closed fields, they are distributed as follows: phase 1 = 40%; phase 2 = 52.6%; water area = 7.4%.

At PBN, in opened fields, phase 1 represent 25.1%; phase 2 corresponds to 48.2%; water area is 26.7%. In PDR opened fields, they are distributed as follows: phase 1 = 19.7%; phase 2 = 63.8%; water area = 16.4%. In MON opened fields, “they are distributed as follows: phase 1 = 4.7%; phase 2 = 72.4%; water area = 22.9%. In DZM opened fields, phase 1 = 2.4%; phase 2 = 50.5%; water area = 38.8%.

6.2. Evolution of terrestrialized surfaces percentages

Note that the following values are distribution indicators (and not current cumulative surface percentages like in part 6.1.).

In closed fields, the percentage of pre-bypass terrestrialized surfaces (Figure 94.a) is significantly different according to the reach (p -value = 0.0044) with “before diversion” terrestrialized surfaces PBN \approx PDR > DZM > MON (median: 46%; 42.4%; 31.8%; 21.5%; corresponding IQRs: 74.6; 34.1; 45.6; 35.4). The associated IQRs are consequential, showing the diversity of terrestrialization situation within the reach itself; with notably a very important variability at PBN. In opened field, the percentage of pre-bypass terrestrialized surface is also significantly different according to the reach (p -value = 0.019) with “before diversion” terrestrialized surfaces: PBN \geq PDR \approx DZM > MON (median: 15.5%; 5.7%; 4.5%; 1%; corresponding IQRs: 38.2; 24; 12.2; 5.8). Note that MON and DZM present low BD percentages with relatively small IQR meaning that they are very little terrestrialized whereas PBN and PDR present more variability of terrestrialization states.

In closed fields, the percentage of [2000s] terrestrialized surfaces (Figure 94.b) is significantly different according to the reach (p -value = $7.1e-06$) with “after diversion” terrestrialized surfaces PBN \approx MON > DZM > PDR, median: 100%; 100%; 100%; 91.1%; corresponding IQRs: 0; 0; 7.6; 26.8). In opened field, the percentage of [2000s] terrestrialized surface is also significantly different according to the reach (p -value = 0.003) with [2000s] terrestrialized surfaces: MON \approx PDR \approx PBN > DZM (median: 97.6%; 94.5%; 88.4%, 59.8%; corresponding IQR: 27.3; 56.9; 39; 70.8). Thus, if MON, PDR and PBN present very high terrestrialized surface percentages, there is more variability of terrestrialization states at PDR (high IQR). At DZM, the percentages are lower and the IQR is substantial, testifying of terrestrialization state variability in the opened fields.

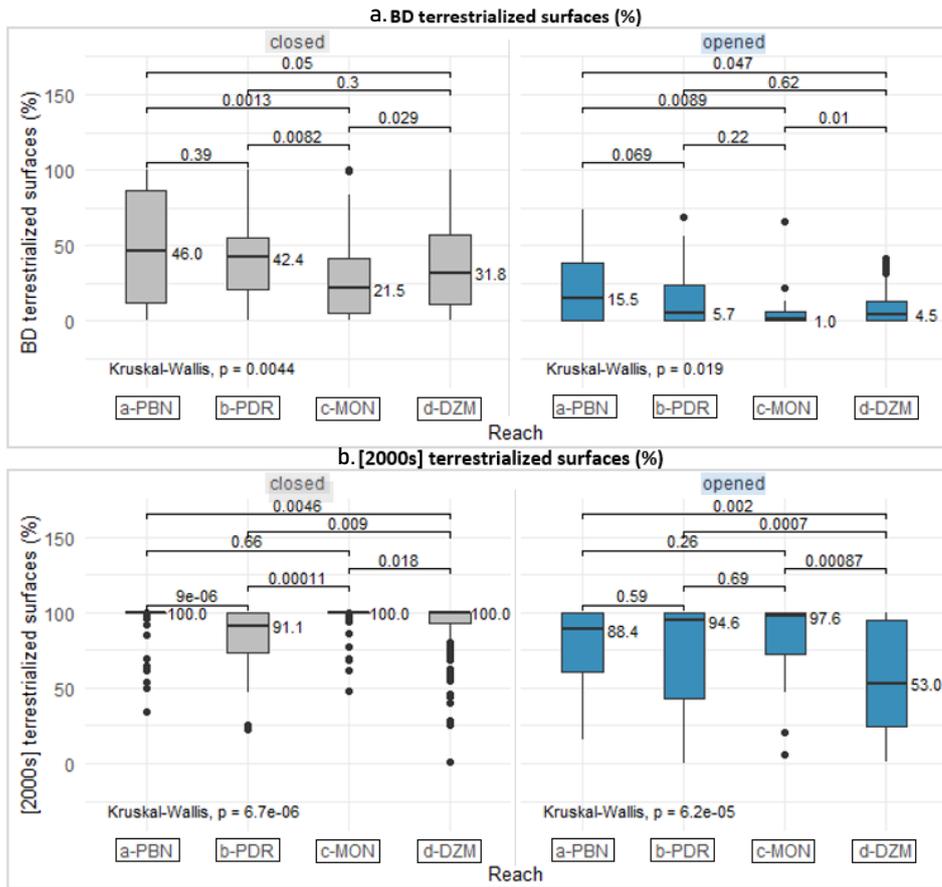


Figure 94: Before (a) and after “[2000s]” (b) percentage of terrestrialized surfaces according to the structure type and the reaches

If the total contribution of phase 2 is different from one reach to another, the phase 2 presents different evolution trends according to the reach and the dike field type (Figure 95). Indeed, if the diversion has general and direct effect in closed fields (median for the date **(2)**: PBN: 100%; PDR: 89.6%; MON: 100%; DZM: 100%), the IQRs show that there is more variability at PDR (IQR=26.2) and MON (IQR=23.1) than at DZM (IQR=8.3) and PBN (IQR=0.1), variability which disappears completely in the [2000s] at MON (IQR=0), but still persists at PDR (IQR=26.8). Note that DZM keeps its variability too (IQR=26.8).

In the opened fields, the effect of diversion is also consequential but it is not with the same magnitude from one reach to another (median for the date **(2)**: PBN: 78.6%; PDR: 96.6%; MON: 62.4%; DZM: 31.6%; *cf.* Annexe 4 - Appendix 8). Note the associated IQRs show greater variability in the opened fields than in the closed fields. At date **(3)**, PBN presents higher percentages of terrestrialized (med = 88.4%) surface in opened fields than at date **(2)**, with a little less variability (IQR₁₉₇₃=54.42 > IQR₂₀₀₈=38.9), PDR percentages doesn't evolve much from **(2)** to **(3)** and associated IQRs remain high (IQR₁₉₈₆= 48.6; IQR₂₀₀₉ =). At MON, percentages evolve a lot from **(2)** to **(3)**, from 62.4 to 97.6 % of terrestrialized surface with associated variability lower at **(3)** than at **(2)** (IQR₁₉₆₉= 40.7>IQR₂₀₀₇=27.2). At DZM, percentages increase between **(2)** and **(3)** but stay relatively low (med =53%) compared to the other reaches. Also, there is a huge variability at DZM (IQR₁₉₇₆ =70.4; IQR₂₀₀₉ =70.8) showing the diversity of trends within the reach itself.

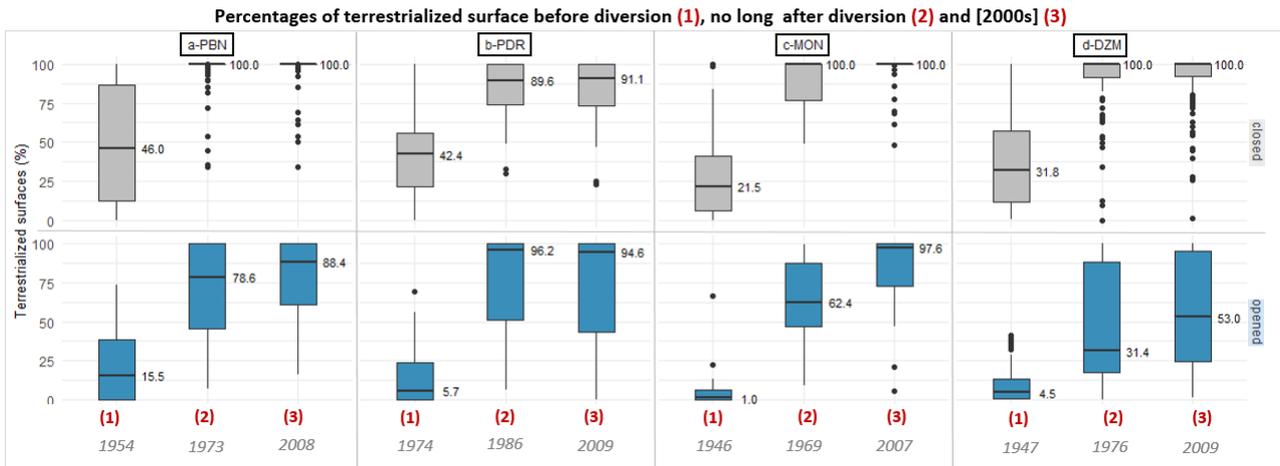


Figure 95 : Percentages of terrestrialized surface before diversion, no long after diversion and in the 2000s

6.3. "Inter-reach" comparison of terrestrialisation pattern and trajectory occurrences

Pattern occurrences differ depending on the reach (before and after diversion Chi-2 test associated p-value $< 2.2 \cdot e^{-16}$).

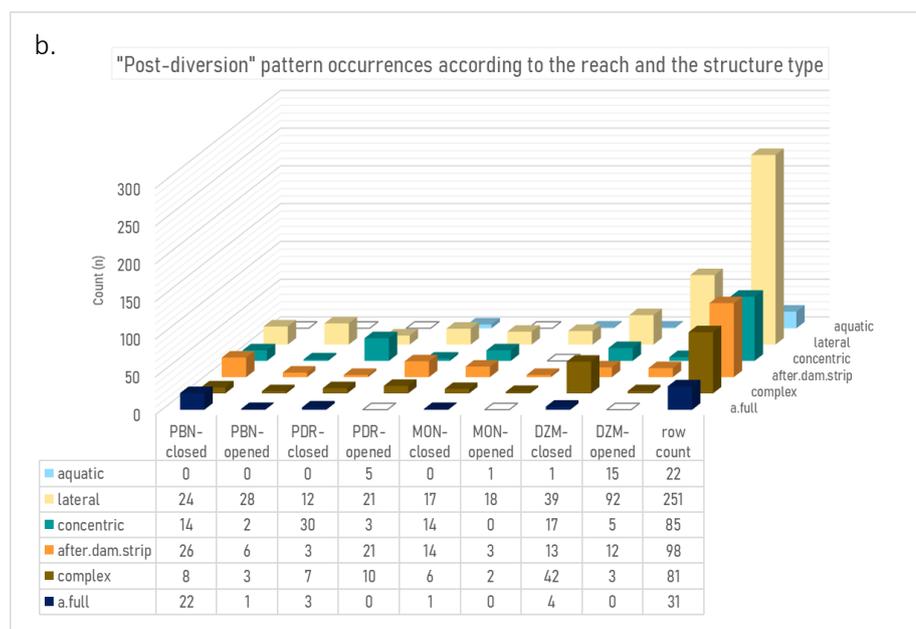
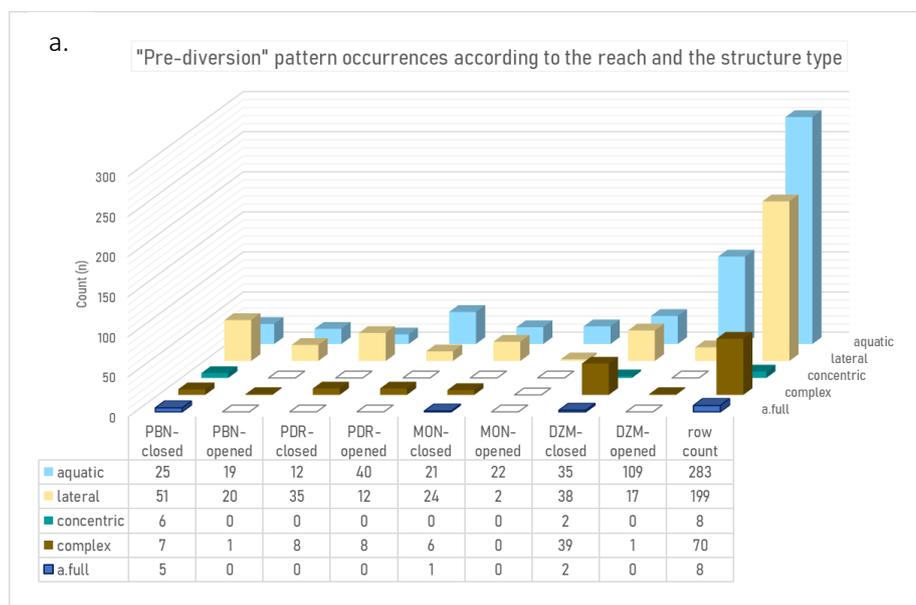
At PBN, from a majority of lateral (54.3%) and aquatic (26.6 %) patterns in the closed fields before diversion, it evolves to 25.5% of lateral patterns, the disappearance of aquatic patterns and the appearance of many "after dam bands" (27.7 %) (Figure 96). In the opened fields, a large number of structures already had lateral patterns before diversion (47.5 %) and there is only 40% of aquatic patterns, which is relatively lower than in the other sectors (from 56.7% to 87.5%). After diversion, there is no longer any aquatic pattern. On the other hand, the rate of lateral patterns has further increased. In the closed fields, the most observed trajectories are so "lateral-lateral" (23.4%), "lateral-a.full" (17%) and "aquatic-after dam band" (10.6%) whereas it is "lateral-lateral" (45%), "aquatic-lateral" (25%) and "aquatic-after dam strip" (15%) in opened fields.

At PDR, from a majority of lateral patterns in the closed fields (63.6%), far followed by the aquatic (21.8 %) and complex (14.5%) patterns, we observe after derivation, the appearance of numerous concentric patterns (54.5%) and the disappearance of aquatic patterns and a remaining proportion of 21.8 % of lateral patterns. There is a low rate of "after dam strip" (5.5%) compared to the other reaches closed fields (27.7% at PBN, 26.9% at MON and 11.2 % at DZM). In the opened fields, from mainly aquatic (66.7 %) and lateral (20%) patterns before diversion, it has evolved to 35% of lateral and 35% "after dam band" patterns after derivation. However, 8.3% of aquatic patterns still remain in opened fields. Thus the most common pattern trajectories in closed fields at PDR are "lateral-concentric" (32.7%) and "lateral-lateral" (18.2%), followed by "aquatic-concentric" (14.5%) while they are "aquatic-lateral" (30%), "aquatic-after dam band" (20%), "lateral-after dam band" (13.3 %) in the opened fields.

At MON, before diversion, there is a majority of lateral patterns in the closed fields (46.2%), closely followed by the aquatic ones (40.4%). After diversion, we observe a remaining proportion of 32.7 % of lateral patterns, the appearance of numerous "after dam band" (26.9%) and concentric patterns (26.9%), as well as the complete disappearance of aquatic patterns. Before diversion, in the opened fields, from mainly aquatic (91.7%) patterns, it had evolved to 75% of lateral ones and 15% of "after dam band" patterns after derivation (and only one lasting case of aquatic pattern). Therefore, the most frequent pattern trajectories in the closed fields at MON are "lateral-lateral" (21.2 %), "aquatic-

concentric" (15.4%) and "lateral-after dam band" (13.5%); closely followed by "aquatic-lateral", "complex-complex" and "lateral concentric" (all tree 11.5%). In the opened fields, they are many "aquatic-lateral" trajectories (66.7%) far followed by "aquatic-after dam strip" (12.5%).

At DZM, before diversion, the most frequent patterns in close fields are the complex (33.6%), lateral (32.8%) and aquatic patterns (30.2%). After diversion, the proportions are very sparse: there are 33.6% of lateral patterns, 36.2% of complex patterns, 14.7% of concentric, 11.2% of after.dam.strip but no more aquatic patterns (only one lasting case). In the opened fields, with predominantly aquatic (85.8%) and lateral (13.4%) patterns before diversion, proportions evolve to 72.4% of lateral versus 11.8% of aquatic patterns after diversion. The most common trajectories in the closed fields at DZM are "complex-complex" (26.7%) and "lateral-lateral"(21.6%) far followed by "aquatic-lateral" (8.6%) while they are "aquatic-lateral" (63%), far followed by "aquatic-aquatic" (11.8%) and "lateral-lateral" (9.4%) in the opened fields.



C.

Pattern trajectories (n)	a-PBN-closed	a-PBN-opened	b-PDR-closed	b-PDR-opened	c-MON-closed	c-MON-opened	d-DZM-closed	d-DZM-opened
a.full-a.full	5	0	0	0	1	0	2	0
aquatic-a.full	1	0	0	0	0	0	0	0
aquatic-after.dam	16	6	1	12	7	3	7	8
aquatic-aquatic	0	0	0	5	0	1	1	15
aquatic-complex	1	1	1	4	0	2	9	2
aquatic-concentric	5	2	8	1	8	0	8	4
aquatic-lateral	2	10	2	18	6	16	10	80
complex-after.dam	0	0	0	1	0	0	0	0
complex-complex	6	1	4	6	6	0	32	1
complex-concentric	1	0	4	1	0	0	3	0
complex-lateral	0	0	0	0	0	0	4	0
concentric-concentric	6	0	0	0	0	0	2	0
lateral-a.full	16	1	3	0	0	0	2	0
lateral-after.dam	10	0	2	8	7	0	6	4
lateral-complex	1	1	2	0	0	0	1	0
lateral-concentric	2	0	18	1	6	0	4	1
lateral-lateral	22	18	10	3	11	2	25	12
column count	94	40	55	60	52	24	116	127

6.4. Reach comparison: dike field density, geometric and hydrological characteristics

6.4.1. Reach comparison: dike structure density and structure type proportions

PBN reach presents a **structure density** of 22.9 units per river kilometre (u/rkm); covering 10.2 ha per river kilometre (rkm). At PDR, the structure density is about 14.2 u/rkm; covering 8.58 ha/rkm. At MON, the structure density is about 8.5 u/rkm, covering 6.2 ha/rkm. At DZM, the structure density is about 12.4 u/rkm covering 11.9 ha/rkm.

The **proportions of opened, closed and specific dike fields** are different according to the reach (chi2 test = 1,975e-09): MON has smaller proportion of opened fields than the other reaches (respectively 27% versus 46.7% and 53.8% for PBN and PDR) whereas DZM stands out by having a bigger proportion of opened fields than the others (61.3%).

6.4.2. Reach comparison: dike structure geometry

Dike field **areas** are significantly different according to the reach (Figure 97). Indeed, closed structures have slightly larger areas at PDR than at PBN (p.value=0.085), slightly larger at MON than at PDR (p.value=0.076), and much larger at DZM than at MON (p.value<6e-08), than in all the other reaches. (PBN ≤ PDR ≤ MON < DZM, median: 0.27 ha; 0.33 ha; 0.46 ha; 1.35 ha).

Open structures have areas smaller at MON than at PDR (p.value=0.024), larger at DZM than at and MON (p.value<2.4e-05), not significantly different from PBN (p.value = 0.53) and PDR (p.value = 0.16) (MON < PDR ≤ DZM ≈ PBN, median: 0.23 ha; 0.3 ha; 0.4 ha; 0.43 ha).

The dike structure **width/length ratio** is significantly different according to the structure type but not different for closed structures from one reach to another (p.value = 0.31), nor is it the case for the opened structures (p.value = 0.27). On the Figure 97, the “pattern” is used as illustrative variable is there to show that the area trends are not linked to one dike field configuration which would be equally dispatched.

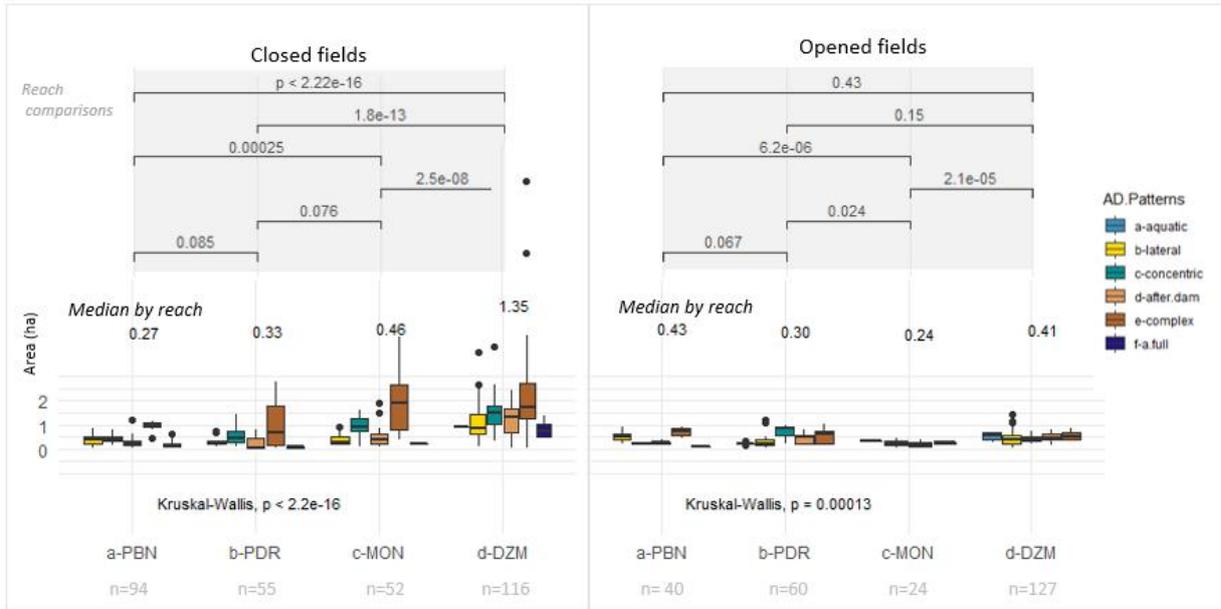


Figure 97: Dike field extent according to reach and structure types

6.4.3. Reach comparison: hydrological connectivity proxies

Dike structures present different **submersion frequency** according to the reach (OPENED: p-value = 5.1e-10; CLOSED: p-value = 3.4e-11; cf. Figure 98). Indeed, studied closed structures have a higher submersion frequency at PDR than at PBN (p.value = 3.0e-14), MON (p.value = 4.3e-12) and DZM (p.value = 0.00027), but there is no significant difference between MON, DZM and PBN. (MON ≈ DZM ≈ PBN < PDR, median: 4.2 d/y; 6 d/y; 6.8 d/y; 29.2 d/y, corresponding IQR: 12; 56.6; 12; 20.2). Open structures have a higher submersion frequency at DZM than at MON (p.value = 2.6e-07), PBN (p.value = 2.4e-06) and PDR (p.value=0.00022). There is no significant but a slightly difference between MON and PBN (p.value=0.07) and a significant one between MON and PDR (p.value=0.002). (MON≈PBN≈PDR<DZM, with MON<PDR, median: 29.5 d/y; 47.8 d/y; 69.3 d/y; d/y; 234 d/y, corresponding IQR:108.4 ; 128.9; 180.8 ; 227). Also, the variability is higher in opened fields than in closed field (cf. IQR), attesting of the situation variability in opened fields, especially at PDR and DZM.

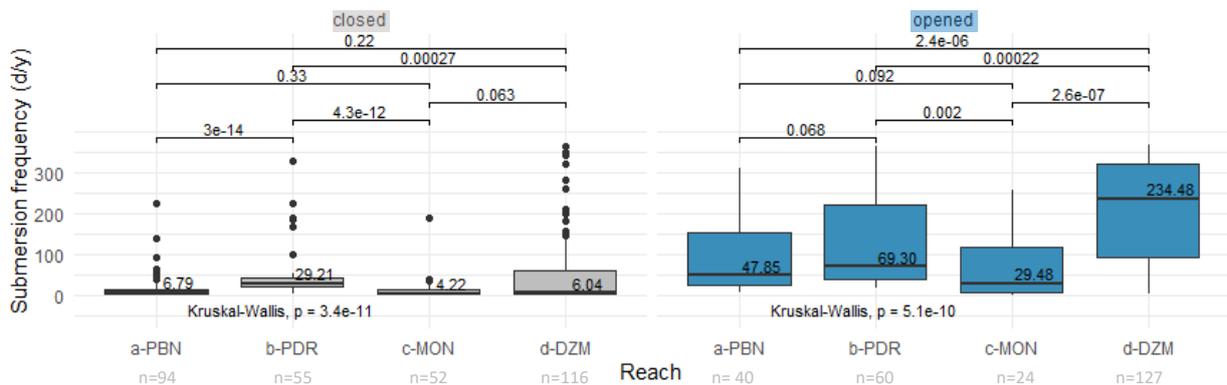


Figure 98 : Submersion frequency of dike structures according to the reach

The studied dike structures are associated with different **1945 MRD** (Figure 99) according to the reach (OPENED: p-value = 9.5e-15; CLOSED: p-value < 2e-16).

Indeed, closed structures have a smaller 1945 MRE at PDR than at DZM (p.value < 2e-16), at PBN than at DZM (p.value = 0.0075) and significantly higher at MON than in all the other reach (e.g MON/DZM comparison: p-value= 3.5e-06) (PDR<PBN<DZM<MON, median: 1.39 m; 2.4 m; 2.95 m; 4.08 m).

Open structures have a smaller 1945 MRE at PDR than at DZM (p.value = 4.2e-14), no significantly different at DZM than at PBN (p.value = 0.6) and significantly higher at MON than in all the other reach (e.g MON/PBN comparison: p-value= 5.6e-05) (PDR<DZM≈PBN<MON, median: 0.28 m; 1.26 m; 1.42 m; 3.46 m).

Dike structures present different **2010 MRE** (Figure 99) according to the reach (OPENED: p-value = 5.7e-11; CLOSED: p-value = 7.4e-11). Indeed, closed structures have a smaller 2010 MRE at PDR than at DZM (p.value = 3.0e-14), MON (p.value = 8.1e-08) and PBN (p.value = 1.6e-06), but there is no significant difference between MON, DZM and PBN. (PDR<PBN≈MON≈DZM, median: 1.96 m; 3.46 m; 3.47 m; 3.82 m). Open structures have a smaller 2010 MRE at PDR than at DZM (p.value = 5.6e-13), slightly smaller than MON (p.value = 0.06) and PBN (p.value = 0.00026), but there is no significant difference between MON, DZM and PBN. (PDR<PBN≈MON≈DZM, median: 1.43 m; 2.08 m; 2.21 m; 2.30m).

Differences are less marked for opened structures than closed one because distributions are associated with a high level of intra-class variability for PDR, PBN and MON (respectively IQR = 1.47; 1.21; 1.68 versus 0.82 for DZM).

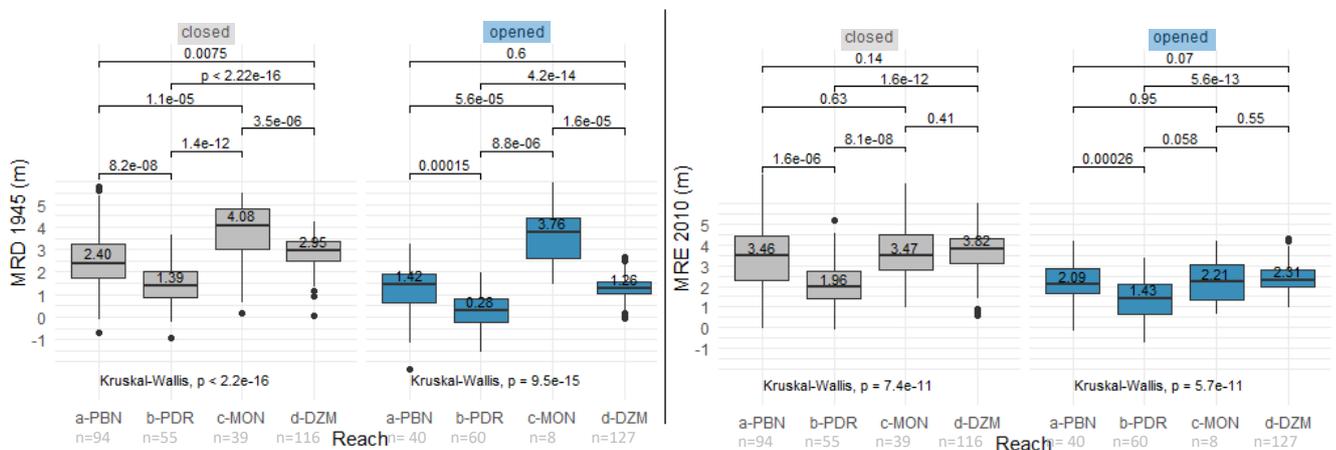


Figure 99 : 1945 MRD and 2010 MRE according to the reach and the structure type

The **closed dike structures** present difference in their **1945 MRD of their longitudinal dike** (Figure 101) according to the reach (p-value = <math>< 2e-16</math>). Closed structures have smaller 1945 Mean RE of their longitudinal dike at PDR than at PBN (p.value = 5.3e-08), at MON than at PBN (p.value = 1.3e-05) but no different at DZM than at MON (e.g DZM/MON comparison p.value = 0.1) (PDR< PBN<MON≈DZM, median: 1.23 m; 1.98 m; 3.05 m; 3.5 m).

The **closed dike structures** are associate with different **2010 Mean RE of their longitudinal dike** according to the reach (p-value = 1.3e-15). Closed structures have smaller 2010 Mean RE of their longitudinal dike at PDR than at PBN (p.value = 3.4e-05), present no significant difference at MON than at PBN (p.value = 0.8) and significant difference at DZM than from all the other reaches (e.g DZM/MON comparison p.value = 0.0002) (PDR< PBN ≈ MON <DZM, median: 2.1 m; 2.93 m; 3.01 m; 4.02 m).

The **closed dike structures** present different **2010 Minimum RE of their longitudinal dike** according to the reach (p-value = 1.9e-10). Closed structures have smaller 2010 Minimum RE of their longitudinal dike at PDR than at MON (p.value = 0.014), present no significant difference at MON than at PBN (p.value = 0.83) and significant difference at DZM than from all the other reaches (e.g DZM/PBN comparison p.value = 0.00030) (PDR<MON≈PBN<DZM, median: 1.27 m; 1.65 m; 1.85 m; 2.68 m).

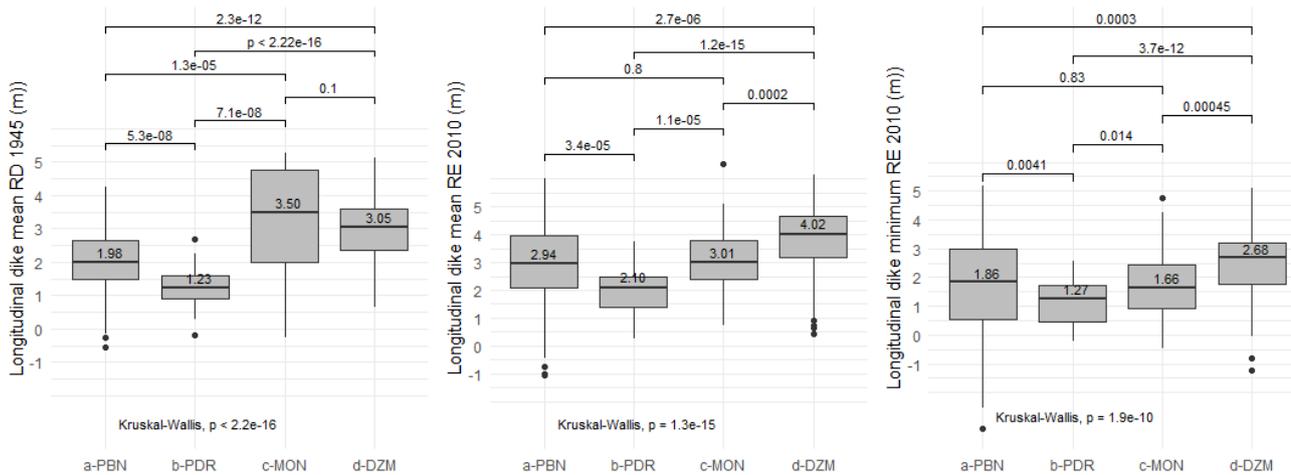


Figure 101 : Longitudinal dike 1945 MRD, 2010 MRE and 2010 Minimum RE according to the reach

6.4.4. Reach comparison: talweg and waterline evolution recorded by dike structures

Even though the **water line** evolves a lot according to upstream-downstream gradient (Figure 102) of each reach, the water line evolution recorded by the dike structures is of the same order of magnitude (p -value = 0.78, $PDR \approx PBN \approx MON \approx DZM$; respectively med: -0.87 m; -0.99 m; -1.42 m; -0.99 m, IQR: 1.73; 0.77; 3.52; 0.60). Note that the IQR is huge at PBN and MON, because a great proportion of dike fields record the before P1 and after P2 increase of RE (with $n_{PBN} = 134$, $n_{PDR} = 115$, $n_{MON} = 76$, $n_{DZM} = 243$).

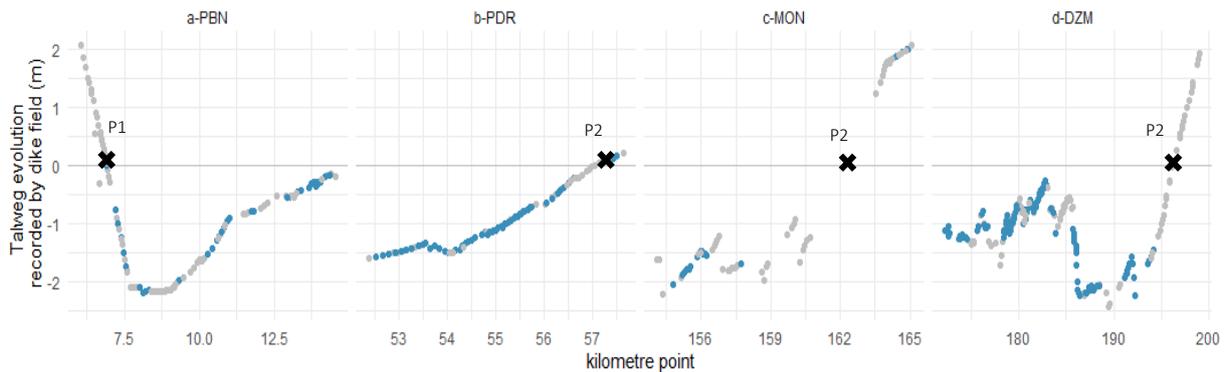


Figure 102 : Water line evolution recorded by dike field according to an upstream-downstream gradient

The **talweg evolution** (1900s-2000s) **recorded by the dike structures** (Figure 103) is different according to the reach (p -value = $< 2e-16$). PBN dike structures have recorded the greatest lowering (med = -2.63 m, max = -6 m, IQR = 1.39). MON dike structures have recorded a median lowering of -1.25 m (IQR = 0.59) whereas it's respectively -0.71 m (IQR = 0.09) and -0.62 m (IQR = 1.05) at PDR and DZM. To note that DZM is the only reach that records some local talweg aggradation (maximum aggradation recorded by dike structures +0.67m).

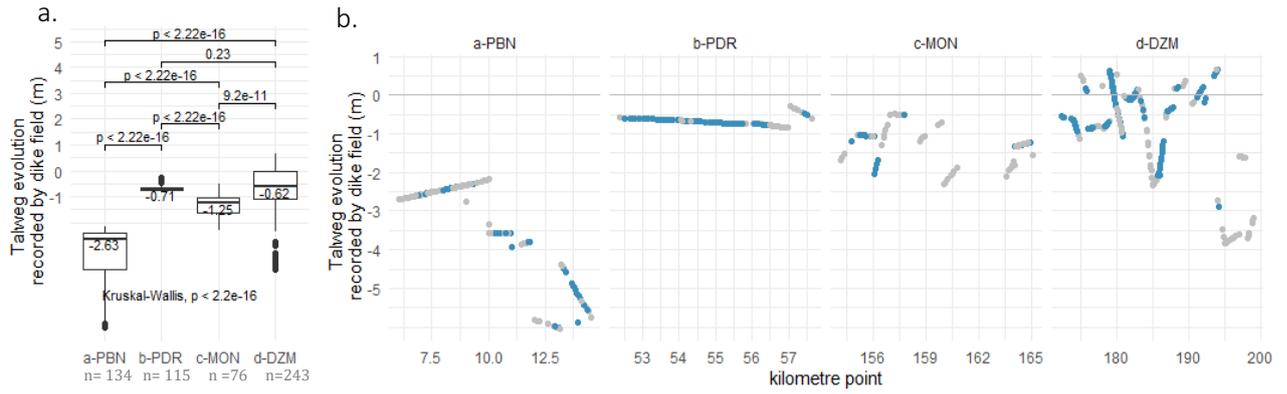


Figure 103 : Talweg evolution recorded by dike field according to the reach (a) and the upstream-downstream gradient (b)

6.5. General overview

If each reach has its own characteristics which play on the processes of terrestrialization (Figure 104), we clearly see thanks to the ACP (Figure 105) that terrestrialization is a general phenomenon on the four sectors since the individuals are more distributed according to their characteristics (dike field type, hydrological connectivity) than grouped by reaches.

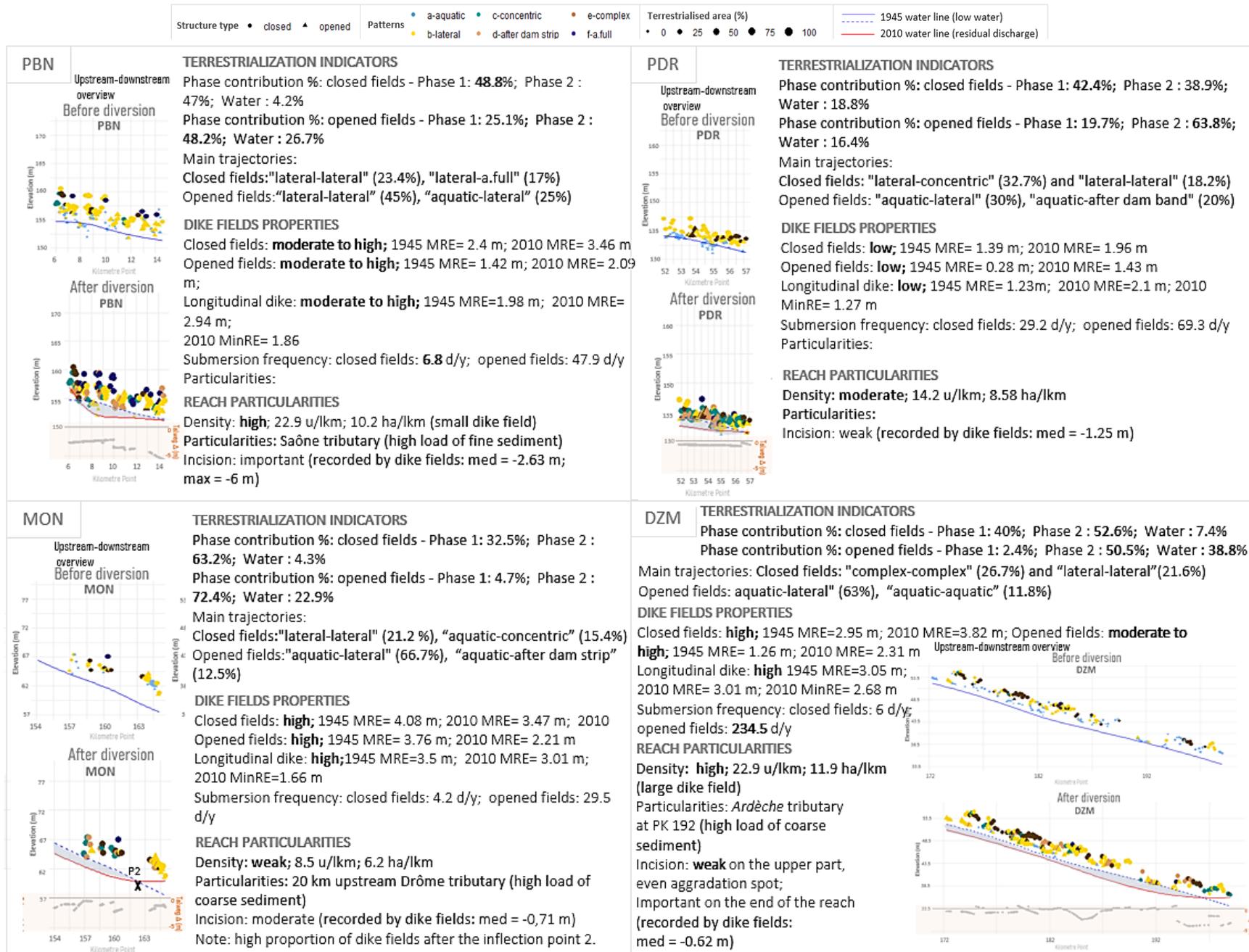


Figure 104 : Overview of each reach characteristics

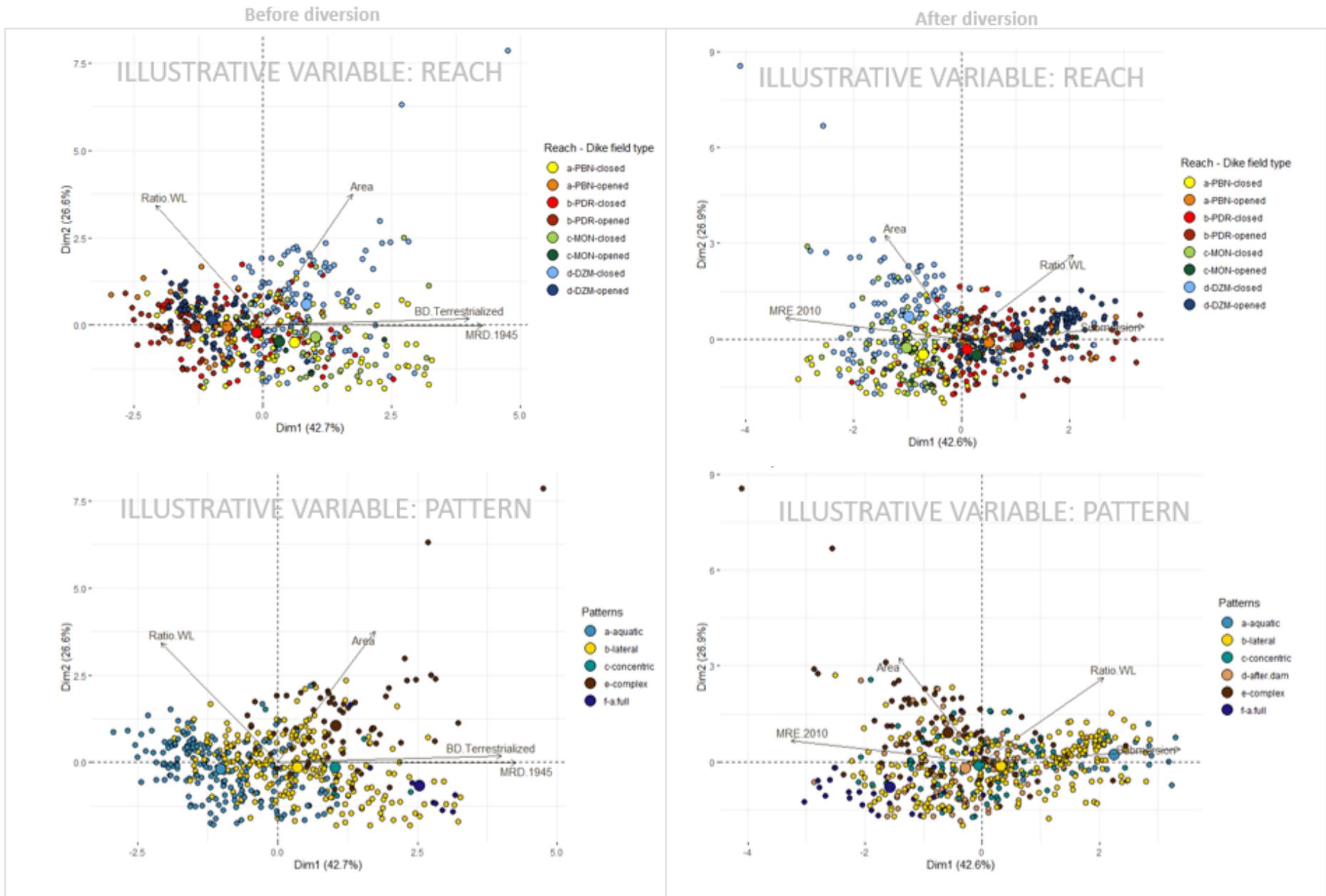


Figure 105 : Reach characteristics and associated terrestrialisation patterns: PCA based on a set of variables related to hydrological connectivity proxies and geometric indicators (for before and after diversion situation).

The largest circles correspond to the center of inertia of the associated point clouds.

7. Discussion

7.1. Methodology developments

7.1.1. Planimetric GIS process

The photograph series are not available for all the reaches at the same date. Besides, because of the different diversion dates from one reach to another, this implies that the photographs series are different too in order to be able to surround the related changes. Indeed, they were chosen to correspond to key moments in the evolution of the margins in order to trace the history of terrestrialization and assess the effect of the main interventions. The “just after diversion” date is dependent on the availability of the photograph series. The amplitude between the date of derivation of reaches and this series varies from +9 to +24 years. However, even if this amplitude seems substantial, general trends can be identified. In this study, we principally have used photograph archives to create GIS datasets in order to apprehend the sediment deposit evolution but they also offer many valuable information, for example about the vegetalisation processes (Seignemartin *et al.*, 2020 – chapter 7). The use of diachronic photographic series also induces biases related to the heterogeneity of the photographs sources and the variable quality due the camera technology and methodology improvement over the studied period. The use of some standardized georeferencing zones (2 kilometres long rectangle shapes) associated with recurrent “dike focused” ground control points allow getting round the variability due to the heterogeneity of the photograph quality. By this way, the georeferencing on a fine scale within geometrical extent (dike structure shapes) makes possible to precisely analyse changes in the terrestrialisation process with a minimal planimetry error (RMSE similar to the ones observed in the literature: *e.g.* Arnaud *et al.*, 2015: RMSE ranged from 1.1 to 4.5 m on 1946 photographic series). Thanks to the specific georeferencing method, the photographs are well adjusted and the surface evolution within the dike structure could be accurately observed and quantified. Another source of variability is related to the heterogeneity of the water discharge (Riquier, 2015). Indeed, we have particularly payed attentions to always work with “no critical” discharge conditions so that it does not impact the planimetric changes observed. Also, to limit the operator bias, the surface digitalisation has always been done by the same expert operator. Moreover, we use the photograph series at t+1 give to inform of deposit stability and prevent from interpretation errors due to the photograph quality variability. Thanks to these precautions, the methodological biases are sufficiently attenuated to highlight the planimetric evolution.

7.1.2. From “deposition” to “terrestrialization” patterns

The originality of this study is based on the fact that it explores theoretical and experimental models with a fresh look thanks to the possibilities of data mining. Indeed, it combines knowledge of already existing theoretical and experimental deposition models with the current terrestrialization patterns reconstructed thanks to the GIS processing of photographic archives.

As mentioned in the methodology part, we were inspired by Copeland (1983) and Sukhodolov (2003) typologies. Working on conceptual model and confronting to field and experiment dataset led them to the conclusion of that many parameters deeply affect the groyne dynamics such as "width, depth, velocity, and sinuosity of the channel; size and transportation rate of the bed material; cohesiveness of the bank; and length, width, crest profile, orientation angle, and pacing of the spur dikes" (Copeland, 1983). Sukhodolov (2003) enriches the parameter list by adding wind and navigation effects. The spatial and temporal complexity of these highly engineered reaches, as well as the multiplicity of infrastructures, lead us to approach the pattern question with an empirical method. By working with very precisely georeferenced photo dataset, the idea is to create GIS diachronic vectors which, after processing, have delivered diachronic planimetric patterns.

To apprehend the terrestrialization processes on a larger scale and on highly engineered floodplains (multiple dike structure configurations, derivation, weir implementation), the classification is based on an inductive approach. Besides, establishing a classification without basing it on the hydraulic parameters has imposed, but also allowed, that the classification remains simple. As a result of our empirical pattern classification, we obtained four categories which are comparable to some of Sukhodolov's ones. Yet, the present study pools up together some Sukhodolov's classes because we have not based our classification on hydraulics parameters, neither than on the scour characterisation, undertaking which would not have been relevant to this spatio-temporal scale of study, nor would it meet the objectives of understanding overall processes. For example, "Lateral" type regroups angular shapes (Sukhodolov's categories as "triangle shaped" and "wave shaped" deposition) with a pattern whose terrestrialized areas are in a back corner of the dike structure and parallel shapes (uniform partial Sukhodolov's category) with lateral and straight form in the back of the dike structure (Figure 7.A).

Besides, we do not only work on groyne fields but on closed ones too, that implies even more pattern possibilities if we think to the longitudinal submersible dike impact. Indeed, it may complicate scour pattern comprehension by playing on a lot of parameters (dike presence, dike height, possible dike breach, etc.). Furthermore, we observe a distinctive feature which does not correspond to any of Sukhodolov's categories: the "Concentric" pattern is indeed mostly observed in the closed dike structures. Another type of our classification is the "Complex" type which is dedicated to particular cases of which specificities are enlightened by the diachronic photo series. Indeed, if our classification simplifies the typology of patterns and reduced hydraulics, it gives it a whole temporal dimension rich in information on the local particularities, and on the global dynamics of transformation and the hydrological disconnection of the alluvial margins.

Moreover, the relevance of a 2D approach to characterize sedimentary deposits is validated by the comparison of planimetric patterns with topography. In addition, this confirms the methodology but also offers an interesting tool for the chronological characterization of sedimentary deposits and opens up interesting perspectives on the sedimentary and chemical characterization of deposits (chapter 5).

7.1.3. Individuals subsample, choice of explanatory variables, underlying implication of the study scale in the variability approach

This study has the advantage of being based on a large number of dike fields. However, the subsample used for explaining terrestrialization processes, does not include all the dike structures. The dataset had to be reduced in order to dismiss the dike fields that had potentially been managed and/or human made modified. The dike fields from the side channel, or located at confluence of tributaries as well as ones with exceptional geometric configurations (semi-closed structure similar to wing fields) have also been excluded from the data set. Nevertheless, they are included in the density calculations of dike fields which characterize each reach (results part 6.4).

We choose to work with metrics quantifying hydrological connectivity such as the average submersion frequency because it has already shown convincing results to explain the hydrological disconnection of the alluvial margins of the Rhône River (Räpple, 2018; Tena *et al.*, 2020). On another hand, Copeland (1983) and Sukhodolov (2003) studies as well as the thesis work of Räpple (2018) have shown the importance of morphometric indicators of dike fields to understand their associate sediment deposition: extent, width, length and width: length ratios which are recurrent in above-mentioned studies.

The bank position (in convexe / concave bend), the sinuosity were tested as explanatory variables of the terrestrialization in preliminary studies (report OSR, Räßple, 2018) but did not show any significant relation in the case of our study. Therefore, we did not integrate them into the dataset.

Also, to note that the average parameters are extracted for each dike field, which involves that the comparisons are not made with equal surface but from one dike structure to another one; implying that the statistical estimator can erase intra-structural variability, but also the amplitude of this variability related to the calculation surfaces considered. Nevertheless, considering previous studies and our study scale, and the fact that we work on actual field structures, it seemed essential to identify average, global descriptors, and only, in a second step, to address the anomalies by local variability.

7.1.4. Hydrological connectivity proxies

The most accurate variable we have to represent hydrological connectivity is the frequency of submersion calculated from the overflow-driven lateral connectivity model from Džubáková *et al.* (2014). The advantage of this variable is that it integrates the reach particularities in terms of geometry (overflowing capacity), discharge, etc. Thus, the frequency outputs are comparable regardless of the reach and regardless of the position within the reach.

However, the submersion frequency is only usable to appreciate the hydrological connectivity on a recent period because it's calculated based on recent water discharge dataset (1986-2010) in by-pass conditions. Besides, extrapolating this connectivity before the diversion is not pertinent: with its total flow, the Rhône was much more powerful and more apt to overflow on the margins.

Nevertheless, we observed that the 2010 Mean Relative Elevation of the dike fields is fairly well correlated to the submersion frequency, that's why we use the MRE and MRD variables as hydrological proxies. Indeed, although not integrating the local variability of hydraulic conditions, the MRE of the dike fields approximates their "capacity to be hydrologically connected", this considered as *discharge-dependent*. The historic water line we collected gives us the opportunity to have a reference to compare to the current water line and to apprehend the changes in terms of dike-field-channel connectivity. As explained in the methodology part, we calculate a vertical distance of the dike field to 1945 waterline (1945 MRD) which is not a true RE because it is not possible to know currently the RE in 1945, because there is no DEM being available at this period. However, it provides a point of comparison to apprehend the impact of the evolution of water lines even it must be kept in mind that the water line of 1945 is a low flow level.

Moreover, the fact that the 1945 MRD is relatively well correlated to the MRD 1945 relative longitudinal dike; which in itself does not accumulate much sediment; give confidence on the relevance of this indicator, but yet, must be interpreted with caution.

Also, because the condition of the dike may have changed over time, it was not accurate to adapt 2010 *MinRE* "dike low spots" descriptor corresponding to outliers (minimum value) by using the current elevation of the dike to represent 1945 situation. Indeed, we have no indication of the dike condition in 1945, which could possibly have less or more topographic heterogeneity (less obsolescence versus more hydraulic stress in total discharge conditions compared to 2010 conditions).

To note that, as in the case of the photographs, the methodology and the precision in the field surveys have evolved considerably. The 1945 water lines we use to calculate de MRD are less densely informed than the 2010 water line, as are the surveys of talweg elevation at the different dates (*Cf.* Parrot, 2015). Nevertheless, at our study scale, they seem sufficient and allow us to identify the main evolution trends.

7.2. Alluvial engineered margins disconnection in two phases and associated terrestrialization processes

7.2.1. Terrestrialization of dike fields in two phases induced by engineering works

As a whole, we distinguish two phases in the terrestrialization evolution of the dike-fields. The first phase corresponds to a period where the reaches are “dike corrected” but not yet by-passed (1900s-1950s-1970s). During this first phase, closed fields are starting terrestrialized, but it is rarely the case in opened fields. It seems relevant to consider that this first phase is driven by sedimentary deposition / erosion processes relating to the hydrological situation and the hydraulic context of the dike fields. The second phase is triggered by diversion and is related to a drastic increase in the percentages of terrestrialized areas, whether in the opened fields or in the closed fields. After this drastic increase, the percentage of terrestrialized area is maintained, some progressively continue to grow. This overall visualization then allows to better understand the dynamics of terrestrialization and confirm that it was accurate to distinguish the "pre" and "post" by-passed situations.

Also, the evolution trends of the percentages “just after diversion -2000s” display in favour of a major and immediate effect of the diversion. However, if this effect is major, the percentage of terrestrialization continues to evolve positively for certain dike fields (19%), which is in agreement with the observations under GIS which testify to progressive evolutions; for example, in the case of concentric patterns with PBN, which after diversion gradually fill up. On the other hand, rarer (10%) are those who present lower terrestrialization percentages in 2000s. However, these dike fields which have evolved over the recent period (just after diversion to 2000s) are cases which seem to correspond to local variability (*cf.* Figure 106). It would also seem that they correspond to more hydrologically dynamic zones.

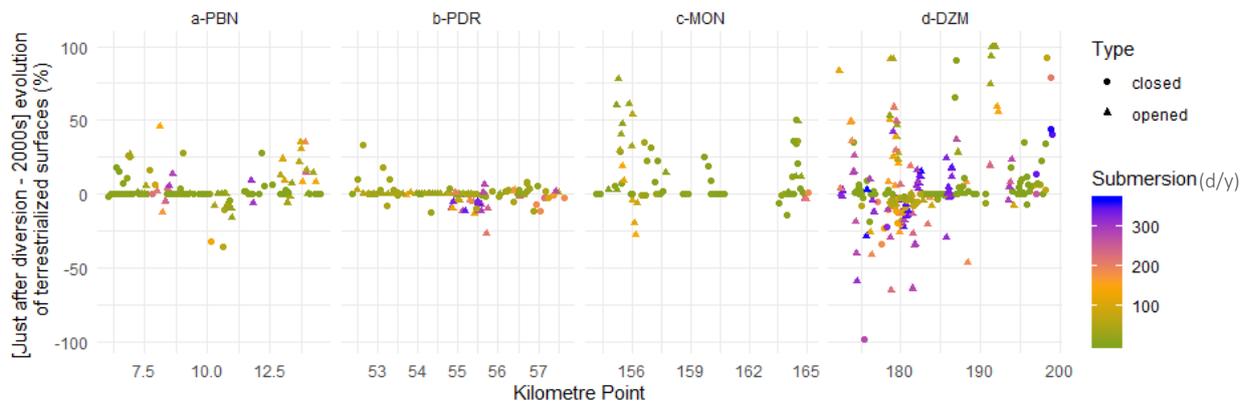


Figure 106 : [Just after diversion - 2000s] evolution of terrestrialized surfaces (%) in dike fields; according to an upstream-downstream gradient; with submersion frequency and structure type as illustrative variable

7.2.2. Impact of the diversion on water levels

The diversion does not only cause a lowering of the water level due to the discharge reduction (A effect on Figure 107) but also some waterline slope changes as described in part 4.2. On the Figure 9, we can clearly observe the double tilting operating at the beginning and at the end of the by-passed sections (at Point 1 and Point 2). Indeed, after a sudden fall at the level of P1, the slope of the water line flattens (B effect on Figure 107) until meeting P2 and undergoes a new tilting. If the first break in slope is induced by the presence of the dam upstream of the by-passed reach, the downstream effect corresponds to the "backflow" effect (sometimes called “backwater effect”), that is to say the downstream connection of the by-passed reach with the main channel which is impacted by the downstream reservoir on the river. This is a phenomenon that has already been observed on the Rhône by-passed channels (RhônEco,

Synthèse générale 2019, Lamouroux *et al.*, 1999)). To this is added in some cases, the effect of the presence of weir, installed to mitigate the effect of abrupt changes in levels of water and the flooding of surfaces in the downstream part of the by-passed channel (case of PDR; cf. chapter 5).

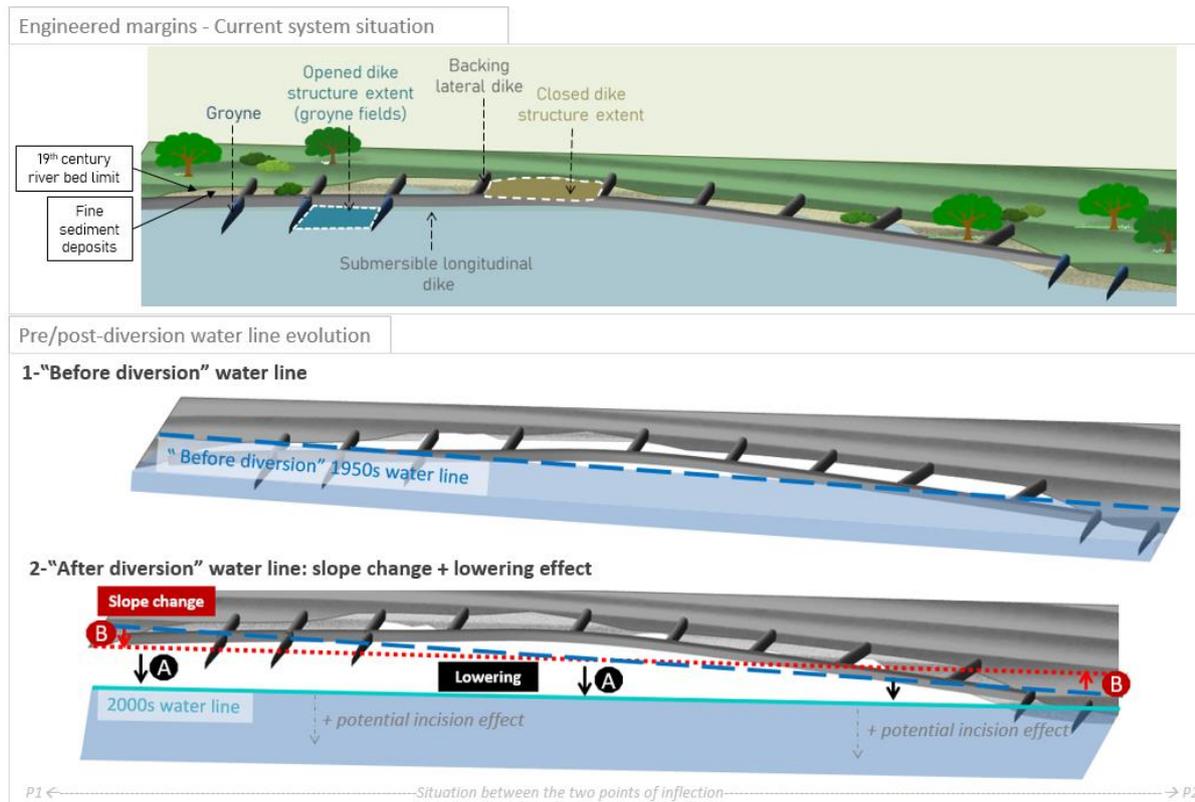


Figure 107 : Water line changes occurred by diversion

Thus, the change in slope induce a change in the amplitude of the disconnection due to dewatering, by positively (between P1 and P2) or negatively (before P1, after P2) incrementing the dike field relative elevation according to the dike fields position in the upstream-downstream gradient of the reach. That could explain a part of the upstream-downstream variability and the amplitude variation of the terrestrialization, with some dike fields which more or less strongly undergo the effects of dewatering.

If the phenomenon is not very appreciable at low flow, the diversion which by-passed most of the flow towards the hydroelectric channel does cause an expected lowering of the water line. It is easier to perceive it at PDR where we have a historic water line (before diversion) in current flow conditions. (cf. chapter 5). Also, the water line lowering could be amplified, more or less locally, by the frequently observed incision of by-passed main channel (Parrot, 2015).

7.2.3. Link between terrestrialization and hydrological connectivity

The current percentage of terrestrialized surface and the dike fields average submersion frequency are very well correlated ($R^2=0.86$). Because the residuals of the linear model do not follow the assumptions of normality, homogeneity and that there are outliers in the data, we performed a linear regression associated with a permutation test in order to confirm the relevance of the linear model. The p-value remains very significant (p-value: $<2.2e-16$).

The submersion frequency which is negatively correlated ($R=-0.93$) to the terrestrialization percentage suggests that the less the dike fields is hydrologically connected, the more it is terrestrialized. The main deviation to the linear model ("After diversion" terrestrialization percentage according to the submersion frequency) is mainly associated with "concentric" patterns. The concentric patterns are

“under-terrestrialised” than they should be if they would follow the linear model. We deduce that the mean submersion frequency calculated over the all system's extent is not representative of the concentric pattern local dynamics. The actual hydrological connectivity is probably underestimated because that kind of patterns seems to be conditioned by breaches or lower spots in the dike which induce water inlets (Figure 108).



Figure 108 : Low spots, breaches in the dykes like hydrological connection points (Lidar DEM data)

Moreover, Minimum dike RE above the channel which are observed on Figure 92 support this observation by displaying some lower values for concentric patterns (longitudinal dike minimum $\text{MinRE}_{\text{med}}=1.25\text{m}$, $\text{IQR} = 1.44$) than for the other patterns. This can be due to water inlets which induce frequent circulating flows with high shear stress limiting sedimentation within water ponds characterized by concentric shapes. Indeed, a parallel study of the sediment deposit structure using Ground Penetrating Radar subsurface images (chapter 7) attest of the presence of fine sediment pools situated at the level of terrestrialized concentric shapes (*e.g.* at PBN). Thereby, these pools are representative of level connectivity which allows water inputs to maintain water surfaces and enough smooth erosive processes to maintain fine sediment deposits.

Another deviation to the model is associated with some open field's sequences located at DZM. They are characterised with the presence of a coarser sedimentation (gravel bar) without vegetation which testifies that they are more active zones.

There, the erosion / deposition processes seem to play more than on other study zones. Thus, the submersion model could find here another limit of prediction by being relevant to well catch disconnection and terrestrialization modalities but being unable to grasp sedimentary processes on highly connected zonation; where hydraulic and geomorphological parameters are predominant. Terrestrialization as it occurs after diversion is the result of a disconnection phenomenon. This could also explain why the geomorphological variables do not have a preeminent role in the explanation of the main trends of terrestrialization.

Besides, the evolution of relative elevation (1945 MRD and 2010 MRE) testifies of the disconnection of the alluvial margins. And this without even taking into account the “pre” and “post-diversion”

topographic differences due to sedimentary filling since the 1945 MRD way of calculation does not include it. Moreover, it is necessary to notice that the values of 1945 MRD are calculated from the low water line and on dike fields which had to be probably less sedimented at this time (so that they have a lower elevation). We must therefore consider that the effect of the lowering of the water line is much higher to what is shown by the values of 1945 MRD and 2010 MRE when we consider the water levels at average flows and the average topography of the dike fields before diversion.

7.3. Terrestrialization patterns characteristics according to hydrological and geometric parameters

7.3.1. Patterns and dike field associated characteristics

The percentages of terrestrialized surfaces differ according to the terrestrialization patterns, which is completely expected and logical since this classification is based on the distribution of terrestrial areas within the dike fields. Indeed, low percentages are obvious for the class of aquatic patterns which, literally, are not “patterns of terrestrialization” but a class testifying to its absence; as well as that a very high percentage is expected in the case of "a.full" which shows a complete terrestrialization even before the observation phase. If this last category is not very informative in terms of evolution in the overall framework of an alluvial plain disconnection, the evolution of the percentages of terrestrialized areas within the other categories, as well as their occurrence, is accurate for understanding the processes of terrestrialization.

Then, the patterns expressed within dike fields are associated with distinct characteristics in terms of hydrological connectivity and geometric parameters (Figure 109).

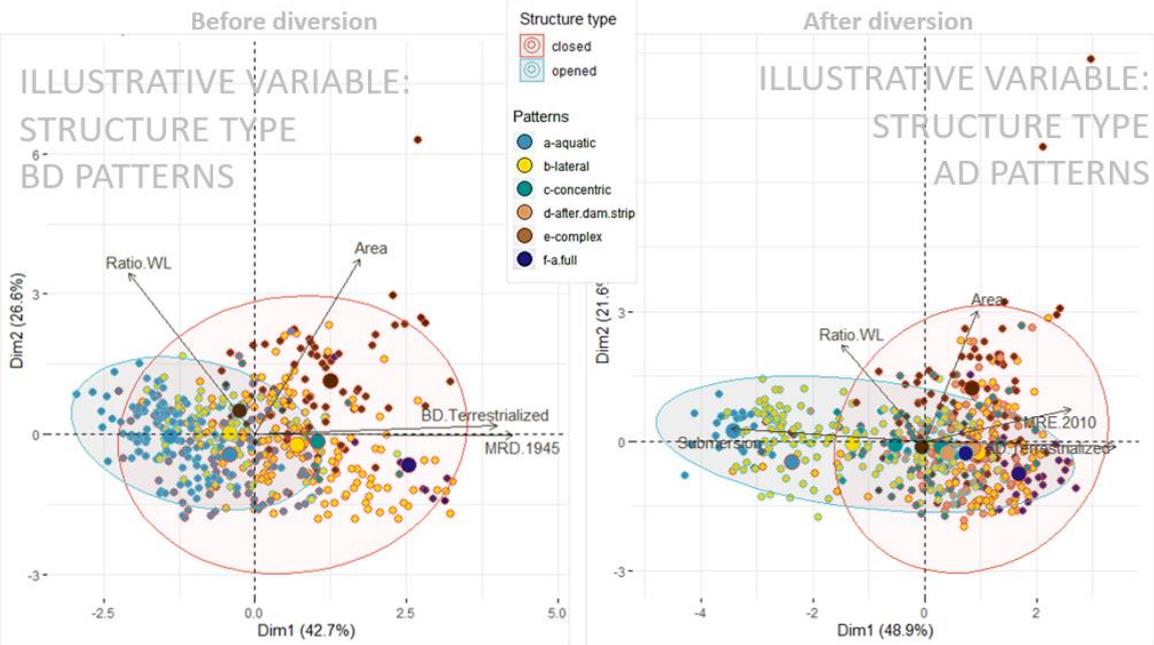


Figure 109 : Dike fields characteristics and associated patterns: PCA built from hydrological connectivity proxies and geometric indicators (for before and after diversion situation).

The largest circles correspond to the center of inertia of the associated point clouds.

Overall, opened structures are associated with a high submersion frequency (median =135 d/y), are close to the water line, in pre-derivation conditions (median =1.17 m), and remain relatively close after the diversion (median = 2.12 m). Closed structures are associated with an overall low submersion frequency (median = 9.7 d/y), are relatively more distant to the water line; with a median of 2.72m of in pre-derivation (median = 2.72 m), even more distant after diversion (median = 3.41 m). In this way,

the closed fields, more hydrologically disconnected, tend to express more terrestrial patterns while the opened fields, more connected, tend to express more aquatic patterns; this on gradients that the PCA allows to visualize well.

The aquatic patterns are associated with 1945 MRD / 2010 MRE which illustrate their proximity to the channel 1945 ($MRD_{med} = 1.2$ m and $2010 MRE_{med} = 1.96$ m) and is associated with a high submersion frequency ($Freq_{med} = 342.1$ day / year). By this way, they correspond to dike fields that are highly connected to the channel. They have very low elevation and are often - or permanently - submerged. They are "too much" connected to the channel for fine sedimentation to remain. If before diversion, aquatic patterns are frequent (49.8% of the patterns observed), distributed according to proportions dominated by opened fields (67.1% versus 32.9%), after diversion the aquatic patterns became rarer (3.9% of cases) and almost an exclusively opened field pattern (95.5% of the cases in our sample). In a context of disconnection of the alluvial margins, this suggests that only the closest dike fields and more connected to the channel could maintain this pattern.

The lateral patterns are associated with intermediate 1945 MRD and 2010 MRE ($MRD_{med} = 2.37$ m and $MRE_{med} = 2.59$ m). Lateral patterns are more "perched" and slightly less connected than aquatic ones. This explains why they can record sedimentary deposits. Their submersion frequency, although quite high ($Freq_{med} = 67.9$ day / year) stands out by a strong within-class variability (IQR = 222). However, depending on their connectivity gradient, their station context, they are more or less filled, more or less subject to erosion. Lateral patterns are very common, either before or after diversion (respectively 35% and 44.2% of the patterns observed). If they are mainly attendant to the closed fields before diversion (74.4% versus 25.6%), after diversion the trend is reversed (36.7% versus 63.3%); and this while the percentages of terrestrialized surface increase strongly (median: from 37.9% to 90.1%). This suggests that before diversion, dike fields with moderate connectivity are able to store sediments. In the case of lateral patterns, this results in deposits with progressive lateral expansion. The more connected dike fields do not record this type of sedimentation, it would seem that erosive processes are preponderant and do not allow the installation of sedimentary deposits. On the contrary, on less connected dike fields, the dike fields with a lateral expansion evolve toward entirely terrestrialized dike fields.

The few concentric patterns which are expressed before diversion are relatively more distant from the water line (1945 MRD = 2.95 m) than those which are expressed after diversion (2010 MRE = 2.11 m). The average submergence frequency associated with them is rather low (med = 27 days / year). Concentric patterns are mainly expressed in closed structures with characteristics similar to those that record lateral patterns except that they are singled out by dike breaches ($MinRE_{med} = 1.25$ m), allowing backwaters and scours, the origin of these concentric shapes. These concentric pools appear to be sometimes still in water, or sometimes totally filled by fine sediment, depending on their current degree of hydrological connection (*cf.* chapter 5). Also, if the concentric patterns are rare before diversion (1.4% of the observed patterns), their frequency increases to 15% after diversion; and the percentage of terrestrialized surface associated to concentric type has also increased ($S_{BD} = 56.1\%$, $S_{AD} = 90.8\%$). It is a pattern only observed in closed fields before derivation and quasi-exclusive after diversion (88%). This is not surprising because the scours that produce these forms must be local and moderate: if the hydraulic stress is too strong, then there is no sedimentation. In the context of closed field (with moderate global connectivity), the presence of breaches and low spots on the longitudinal dikes initiate connection points with the channel which meet these conditions. As for opened fields, these forms are rare because by being open on the channel, the scour patterns are not expressed locally but on the

entire dike field. We therefore observe more of the "wave" and "triangle" shaped type as described by Sukhodolov (2003) that we meet in our "lateral category". Very special conditions are therefore necessary for an opened field to express concentric shape (hydraulic conditions, opened field geometry; *e.g.* length-to-width ratio). With the dewatering caused by the diversion, the reduction of the hydraulic stress would allow the appearance of concentric shapes opened fields, by letting the "wave shapes" close on themselves.

The "after dam strip" patterns are associated with a high 2010 MRE (med = 3.43 m) and a low submersion frequency (med = 19.3 days / year). Characterized by fully terrestrial surfaces, the "after dam strip" patterns are subsequent to the diversion: the lowering of the water line reveals whole surfaces previously under water. They correspond to 17.3% of the post-diversion patterns and are distributed according to proportions slightly dominated by closed fields (57.1%). The closed fields which display lateral or aquatic patterns are strongly affected by the dewatering that disconnect and emerge them. In the groyne fields, the dewatering effect is also important by exposing, in most of the cases, some gravel bars. Located at an enough high relative elevation, those opened fields remain terrestrialized in a diversion context for which the solid transport capacity of the river is diminished, but maintain a certain dynamic (erosion and sedimentary deposition). Vegetation attests it, by remaining low, herbaceous or bushy, or almost absent in the groyne fields (Seignemartin, 2020b) while it is developing strongly in the more disconnected closed fields (Räpple, 2018).

The "complex" patterns are associated with among the highest 1945 MRD and 2010 MRE (1945 MRD_{med} = 2.95 m and 2010 MRE_{med} = 3.43 m). The frequency of current submersion is quite low (Freq_{med} = 27 days / year). They are distinguished by very large areas (BD.Area_{med} = 1.44 ha) and width / intermediate length ratios, indicating that they are simply larger, both in width and in length. The complex patterns correspond to a singular yet very heterogeneous category: it includes sedimentation patterns whose spatial organization is complex and which is initially explained by particular forms: ancient islands, side channels, etc.). Terrestrialization pattern complexity of these compartments with particular physical characteristics (very large) reflects the variety of situations. Proportions of complex patterns are dominated by closed fields because they are the type of structures put in place to answer to those situations. Because it is dependant of those situations, the number of complex patterns is logically maintained (12.3% before diversion; 14.3% after diversion). The complex patterns, which are associated with particular alluvial forms, are still semi-aquatic before derivation (terrestrialized surface: med = 52.8%). The disconnection induced by dewatering then ends up erasing these remnant forms (terrestrialized surface: med = 100%).

"A.full" patterns are those that are expressed furthest from the water line (MRD_{med} = 4.48 m and MRE_{med} = 4.57 m). They are associated with very low current submergence frequencies (1.6 days / year). They are also distinguished by their particular geometry: very small area (*e.g.* BD.Area_{med} = 0.15 ha) and low width/length ratio (*e.g.* BD.Ratio_{med} = 0.27). They correspond to small and elongated closed dike structures, located further from the channel (sometimes behind a first range of dike structures) and are among the first terrestrialized.

7.3.2. Low effects of dike-field geometry on terrestrialisation

Geometric parameters do not reveal significant effect on the percentage of terrestrialization. Also, the geometrical variability of the dike fields do not seem to influence the terrestrialization pattern

expression but seems rather carried by the particular conditions of the dike fields with which they are associated. Besides, note that patterns are expressed with similar geometric characteristics before and after diversion, except for remaining aquatic ones, which after diversion, are associated with higher width/length ratio. This would be in agreement with the idea that the wider a well-connected dike field is, the more it is subject to scouring and therefore to erosion. However, it would seem rather that this change is linked to a sampling bias. Indeed, the sample size being much reduced after diversion and aquatic remaining dike fields are mainly located at PDR and DZM which presents higher width / length ratio. Moreover, if the ratio change is statistically significant, it is probably not sufficient to deeply impact recirculation pattern in view of the values presented in the literature (Ratio from 0.5 to 2 are associated with on loop recirculation; Sukhodolov and al., 2002). Indeed, once the singularities of the complex and the “a.full” types out, the geometric parameter of the dike fields varies little.

7.3.3. Before-after diversion relative elevation associated to patterns

Overall, the trends between pattern types concerning their RE remain the same before and after diversion, (*e.g.* aquatic patterns are relatively closer to the water line than the lateral patterns, etc.). On the other hand, by comparing the RE values before and after diversion for the same pattern, we observe a general increase of associated RE (except for concentric patterns), testifying to the overall disconnection of the dike fields. Thus, patterns are expressed at higher RE and are more terrestrialized.

Concentric patterns are associated with a lower relative elevation after diversion than before diversion (1945 MRD > 2010 MRE). That could be interpreted as the sign that concentric patterns, after diversion, could only be expressed in lower elevated dike fields because the hydrological connectivity is not enough sufficient to maintain those shapes for higher elevated structures, which finally end by being fully filled. Nevertheless, if the few pre-diversion concentric patterns are associated with high dike field 1945 MRD, they are also associated with relatively lower longitudinal dike 1945 MRD (lower than after diversion 2010 MRE). This fact could support that concentric shapes do not express themselves in the same “pre” and “post-diversion” conditions: before diversion, with a high hydrological connectivity global context, concentric patterns could only express locally (few individuals) at higher RE than after diversion. After diversion, with a low hydrological connectivity context, the concentric express could only express at lower RE. Or this difference could also support the idea that 1945 MRD is bad at estimating the mean relative elevation of concentric shapes (topographic change due to sediment filling and high RE variability in those atypical configurations). Nevertheless, the “pre-diversion concentric” group is very small ($n = 8$), fact which, added to the set of possible interpretation biases will lead us not to over interpret this result and to rely more on the trends that emerge from the study of the relative levels of water lines compared to the longitudinal dikes of closed fields.

Also, even if we do not know the dike condition evolution (possible deterioration and obsolescence), it is interesting to study their relative elevation to the waterline, because unlike the RE which are calculated on the total dike field extent, it does not undergo any major topographical modification due to the sediment filling of the structures (dikes themselves usually do not accumulate sediment). The longitudinal RE testify in favour of a global disconnection of the engineered margins and do not show any major change in the expression of the patterns, except that they are all expressed at greater relative elevation and are associated to higher terrestrialized surface percentages; except again for concentric patterns of which difference is not significant.

7.4. Terrestrialization: a multi-driver phenomenon

If the closed fields have begun to terrestrialize from their establishment at the beginning of the 20th century, opened fields remain mainly aquatic before diversion. Indeed, the closed fields are subjected to deposition processes which gradually fill them with fine sediment throughout the first half of the 20th century while the opened field remains aquatic and does not accumulate sediment. The closed fields, with their longitudinal dike seem to function like sediment traps, which once entered the compartment, are difficult to remobilize, even in pre-diversion conditions. It is a phase during which the expansion of terrestrialized areas is based on sediment deposition processes.

On the other hand, following the diversion, the increase in terrestrialized surfaces is drastic because it is no longer a progressive phenomenon of accumulation of sediments but a physical lowering of the water level, a "dewatering", which exposes formerly underwater surfaces. It drastically disconnects the closed fields, located relatively higher and more outside the channel while the opened fields, which are settled in the channel, are proportionally terrestrialized to the channel retraction. To this, it can be added that certain areas are subject to an incision in the channel, which also contributes to the lowering of the water line. After diversion, sedimentary processes take place in a hydrologically modified context favourable to deposition. Thus, the terrestrialization phenomenon of the margins of the Rhône River result both of the expansion of terrestrial surfaces by sedimentary deposition processes and both of the expansion of land surfaces due to dewatering.

It is also interesting to show that an empirical classification makes it possible to obtain patterns which are the reflection of a multi-driver situation (Figure 110). For instance, the shapes observed in complex patterns are initiated by local hydrogeomorphological singularities, which impact the way they are subject to sedimentation and respond to dewatering. On the other hand, the aquatic, lateral and concentric patterns are the reflection of the "dike field – channel" relation: their occurrence and their filling is a reflection of the hydrological connectivity evolution before and after diversion. "After dam strip" is the pattern that records the dewatering effect. Thus, their study made it possible to highlight the underlying processes which lead to terrestrialization in a multi-driver situation.

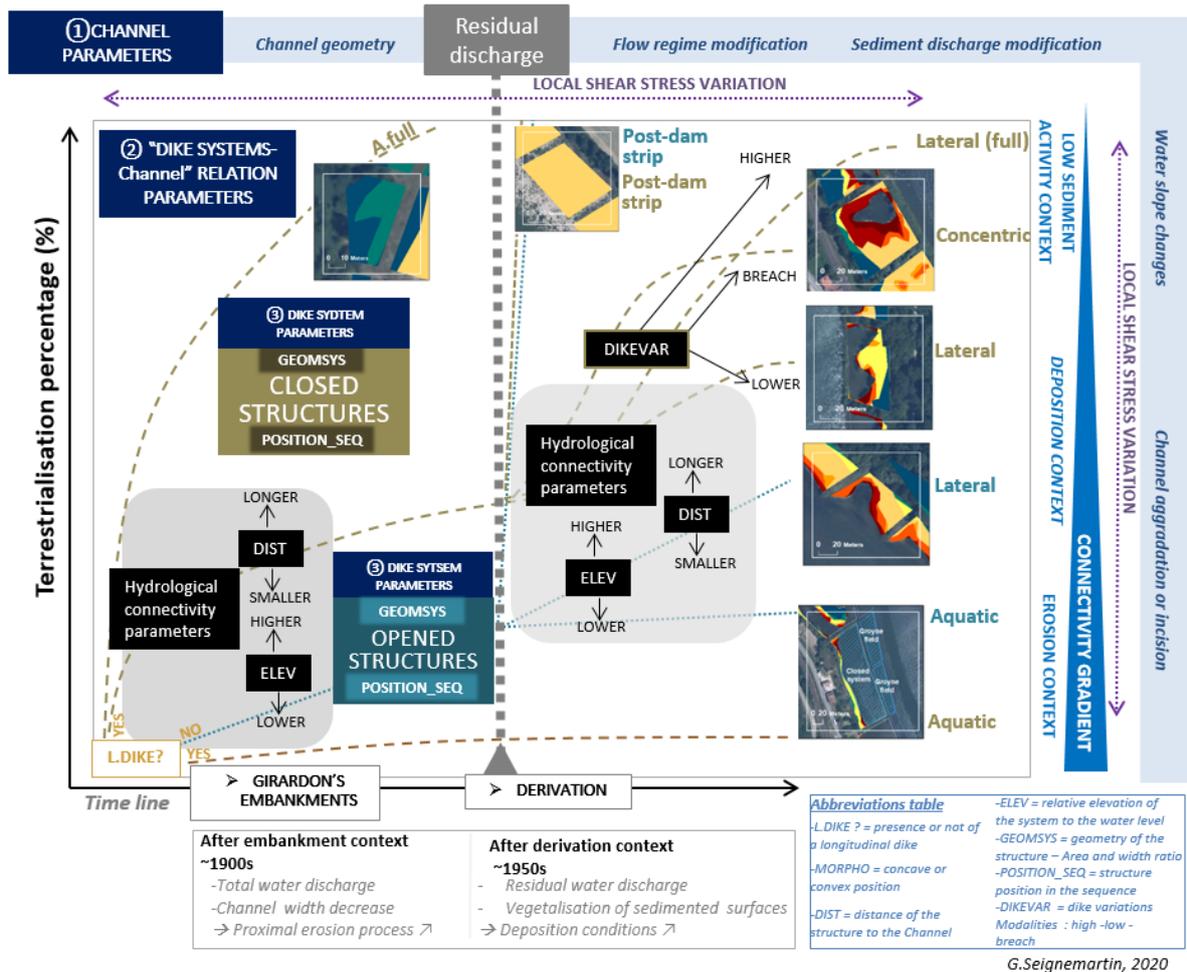


Figure 110 : Terrestrialization evolution according to control factors

It is also interesting to note that the aquatic and lateral patterns present the diversity of forms found in Sukhodolov typology, it would therefore be possible to refer to existing models and compare the data sets produced by GIS. Once the major changes have been assessed and temporally identified, the dike field geometric parameters and hydraulic indicators could possibly explain the variability at a local level (group of dike fields).

7.5. Reaches terrestrialization history and characteristics

All four reaches are strongly affected by this terrestrialization phenomenon (Figure 111). They all present symptoms of the Rhône channel disconnection from its margins. This results in the transformation of aquatic dike fields into semi-aquatic ones (phase 1); then into terrestrial margins (phase 2). Nevertheless, if this phenomenon is general, the sectors present specificities in terms of characteristics but also in the way in which they undergo the terrestrialisation. As computational figures, the figure 104 and 111 can be used to illustrate the major characteristics we refer above.

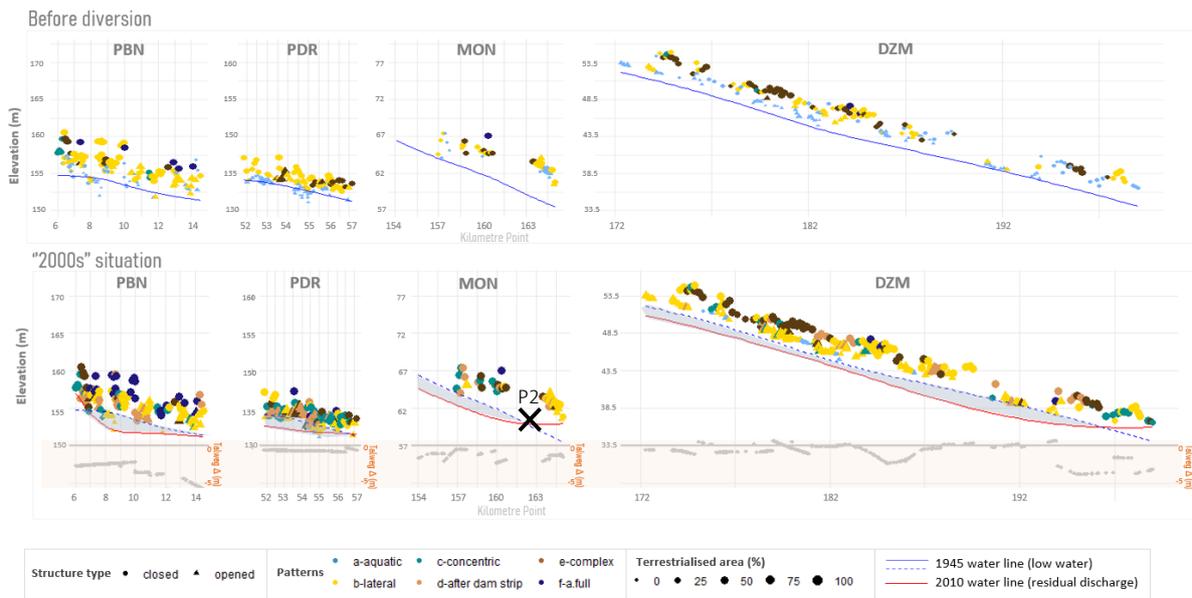


Figure 111 : General overview of the terrestrialization processes according to the reaches

7.5.1. Pierre-Benite

Before diversion, PBN has already started its terrestrialization with 48.8% of terrestrialized area in the closed fields and 25.1% in the opened fields. In the 1950s, the most frequent patterns are lateral (57.45%) and aquatic (23.4%). Also, the dike fields have moderate RD ($MRD_{med} = 2.4$ m in the closed fields; $med = 1.42$ m in the opened fields), just as the dike heights to the water line are also moderate ($MRD_{med} = 1.98$ m). This testifies of a hydrological connectivity important enough for the opened fields to sustain only weak deposits but that the closed fields have sediment inputs. But it also testifies of connectivity enough moderate so that it does not remove sediment deposits in closed fields. Also, PBN is a very heavily dammed reach with its 22.9 dike fields per linear kilometre corresponding to 10.2 hectares per linear kilometre of corrected surface; that is why it is possible that the impact of the first development phase had been more significant on terrestrialization here than in the other reaches.

The phase 2 leads to terrestrialize 47% of the surface of the closed fields and 48.2% of the surface of the opened fields, which ends up terrestrializing the closed fields (remaining water area = 4.2%) and drastically increases the terrestrial surfaces in the opened fields (remaining water area = 26.7%). In the closed fields, the most frequent patterns are then the "after.dam.strip", lateral, "A.full", and concentric patterns. These last ones are at PBN, completely terrestrialized (no more aquatic pool). In the opened fields, the patterns are mostly "lateral" and "after.dam.strip" and there is no longer any aquatic pattern after diversion.

Also, PBN presents dike fields with fairly high RE after diversion ($med = 3.46$ m in the closed fields; $med = 2.09$ m in the opened fields). The frequency of submersion associated with the closed field is low (6.8 days/year) while that associated with the opened fields is slightly higher (47.8 days/year). The longitudinal heights of the dikes (closed fields) compared to the water line are quite high in 2010s ($med = 2.94$), and significantly. It is also the reach where there is the highest incision (the closed fields register a median incision of -2.63 m).

So, the dewatering led to the disconnection of the closed fields, the surfaces of which has been completely terrestrialized (*e.g.* on Figure 112). The opened fields, less protected (no longitudinal dikes), a little closer to the channel for some, have a little more variability in terms of hydrological connectivity

but have mostly become terrestrial too. Also, it should also be noted that the residual discharge from 2010 at PBN, is an increased discharge to 100 m³/s (restoration measures) while the other reaches do not see their discharge improves before 2014. This might a little affect the remaining water surface percentages.

Also, if there are some concentric patterns, the major part ended up becoming terrestrial only a few years after the diversion. This confirms that PBN is a reach where the channel became very disconnected from its margins; on the one hand because of the diversion; but also very probably because of the considerable incision. Moreover, PBN is located close downstream of the confluence of the Rhône with the Saône, a tributary known for its high load in fine sediments. This could also enhance the filling of the dike fields by sediment deposition.

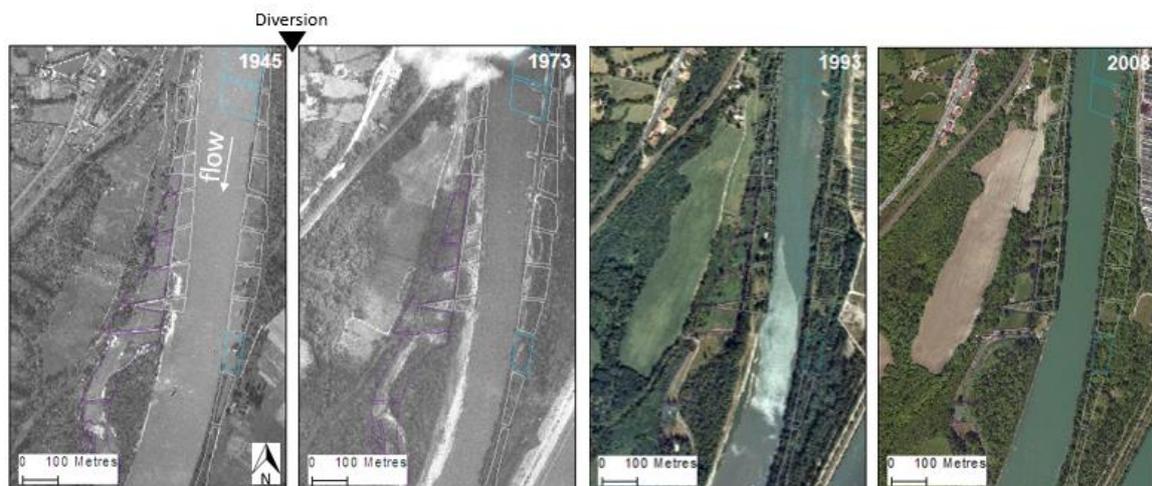


Figure 112 : Terrestrialization evolution in of some dike fields (blue = opened fields; grey = closed fields; purple =special configurations) at PBN (PK 9)

7.5.2. Péage-de-Roussillon

PDR is a fairly artificial reach with its 8.58 hectares per linear kilometre of corrected surface. Before diversion, PDR has also already started to terrestrialize in the closed fields 42.4% of sediment area and 19.7% in the opened fields. The most frequent patterns are the lateral (med = 70.9%), aquatic and complex patterns (both 14.55%). Also, PDR presents dike fields with low RD (med = 1.39 m in the closed fields; med = 0.26 m in the opened fields) and longitudinal dike heights (closed fields) in relation to the water line are much lower than in the others reach (1945 MRD_{med} = 1.23 m). Level with the water, the opened fields are subject to high shear stress while the closed fields, protected by their longitudinal dyke, are capable of maintaining deposits.

The phase 2 contributes to terrestrialize 38.7% of the area of closed fields and 63.8% of the area of opened fields; which pursues terrestrialization in the closed fields (remaining water area = 18.8%) and drastically increases land areas in the opened fields (remaining water area = 16.4%). In the closed fields, the most frequent patterns are then the concentric ones (54.55%). At PDR, the concentric patterns are still partially aquatic (aquatic concentric pools). The minima associated with the RE of the longitudinal dike are also particularly low (2010 MinRE med = 1.27 m).

In the opened fields, the patterns are mainly "lateral" and "after.dam.strip" (both 35%). Also, PDR presents dike fields with REs still low in 2010s (med = 1.96 m in the closed fields; med = 1.43 m in the opened fields). The frequency of submersion associated with closed fields is the highest of all reaches (29.2 day / year) while that associated with opened fields is highest (69.3 day/year), but does not represent the maximum inter-reach. The longitudinal dike heights to the water line (closed fields) are

much lower there than in the other reaches (2010 MRE med = 2.1 m). The incision is rather weak (med = -0.71 m) compared to the other reaches.

Dewatering has exposed previously underwater surfaces but, the “relatively lower” PDR margins are more “dynamic”, their frequency of submersion is higher in closed fields and moderate in opened fields. Besides, the opened fields are fairly strongly terrestrialized but remain very hydrogeomorphologically “dynamic” (mineralized strip with pioneer vegetation, *cf.* chapter 9 and *e.g.* on Figure 113, left bank). As for the closed fields, the numerous concentric patterns still present water pools, which testifies to the presence of low dikes and breaches on these low dikes (*e.g.* on Figure 113, right bank). To note that “just after diversion -2000s” terrestrialized percentages doesn’t evolve much at PDR, which suggests that the hydrological connectivity conditions of the PDR margins are such that they maintain the current “terrestrial-aquatic” mosaic, which is not the case in other sectors (except in the very connected opened fields at DZM).

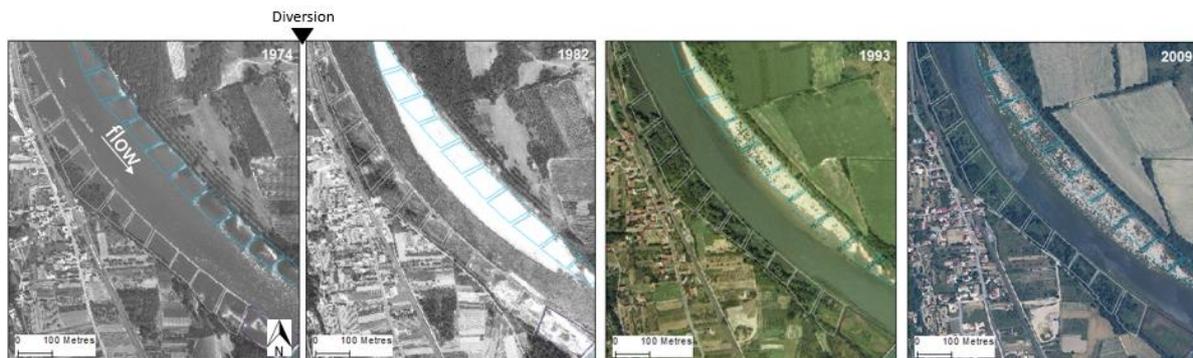


Figure 113 : Terrestrialization evolution in of some dike fields (blue = opened fields; grey = closed fields; purple =special configurations) at PDR (PK 53)

7.5.3. Montélimar

Before diversion, MON is the reach that was the least terrestrialized of all before diversion with a percentage of 32.5% in the closed fields and 4.7% in the opened fields. The most frequent patterns are the lateral patterns (med = 53.85%) weakly terrestrialized and the aquatic patterns (32.7%). Also, before diversion MON presents dike fields with very high RD (med = 4.08 m in the closed fields; med = 3.76 m in the opened fields). The longitudinal dike heights to the water line (closed fields) are much higher there than in the other reaches (1945 MRD_{med} = 3.5 m before diversion). Besides, MON is much less dammed with 6.2 hectares per linear kilometre of corrected area. Despite significant 1945 RD, being much less constrained (density of dike fields much lower), it is possible that the impact of the first phase on terrestrialization had been less significant in this regard.

The phase 2 participates in terrestrializing 63.2% of the surface of the closed fields and 72.4% of the surface of the opened fields. It drastically increases the terrestrialization in the closed fields (remaining water area = 4.3%) and in the opened fields (remaining water area = 22.9%). In the closed fields and in the opened fields, the most frequent patterns are then the lateral and “after.dam.strip” patterns. Also, MON presents dike fields with high RE after diversion (med = 3.47 m in closed fields) and moderate in opened fields (med = 2.21 m) but surprisingly lower than before diversion (at low water). Note that the number of dike fields is lower at MON and that a larger proportion is located downstream of point P2 (Figure114, MON), which tends to decrease the 2010 MRE, which would explain why it is higher before than after diversion (intra-reach spatial variation and over-representation of certain groups within the sample). Also, remember that MRD is a residual discharge associated value, which does not allow us to appreciate the “lowering” effect of dewatering. The current submersion frequency associated with

closed fields is the lowest of all reaches (4.2 day/year). In opened fields, the submersion frequency is also quite low (29.5 day/year). The longitudinal dike heights to the water line (closed fields) are much higher there than in the other reaches (2010 MRE med = 3.01 m after diversion and 2010 MinRE med = 1.66 m).

It was at MON that the phase 2 had the most impact on margin terrestrialization. Nevertheless, if the phase 2 had a major impact, the after-diversion evolution is very informative in term of process contribution: at MON, like in the other reaches, the closed fields had become mainly terrestrial just after diversion (med =89.6%). Yet, the associated important related variability (IQR=40.7%) testify of a diversity in terrestrialization state, variability which disappear in the 2000s (med =100%; IQR=0). Moreover, in opened fields, there is a huge evolution between the [just after diversion date] and the 2000s percentages (med: from 62.4% to 97.4%). Thus, IQR variability evolution in closed fields and evolution percentages in opened fields testify of a phase 2 with a different dynamic in MON compared to other sectors. First, let's remember that MON had little terrestrialized in phase 1, phase 2, by comparisons, had consequently a more drastic effect than in the other sectors. Besides, the dike fields seem to be relatively “perched” before diversion (1945 MRD) but do not accumulate sediment very much in a context where the correctional constraint (density of dikes) is less strong. Then, it would seem that if the diversion has a strong impact, it plays less here on the direct "dewatering" effect than on the fact that the diversion makes the margins less submersible, less erodible and therefore more prone to deposition. The photo-interpretation of the time series seems to reinforce this assumption (Figure 114).

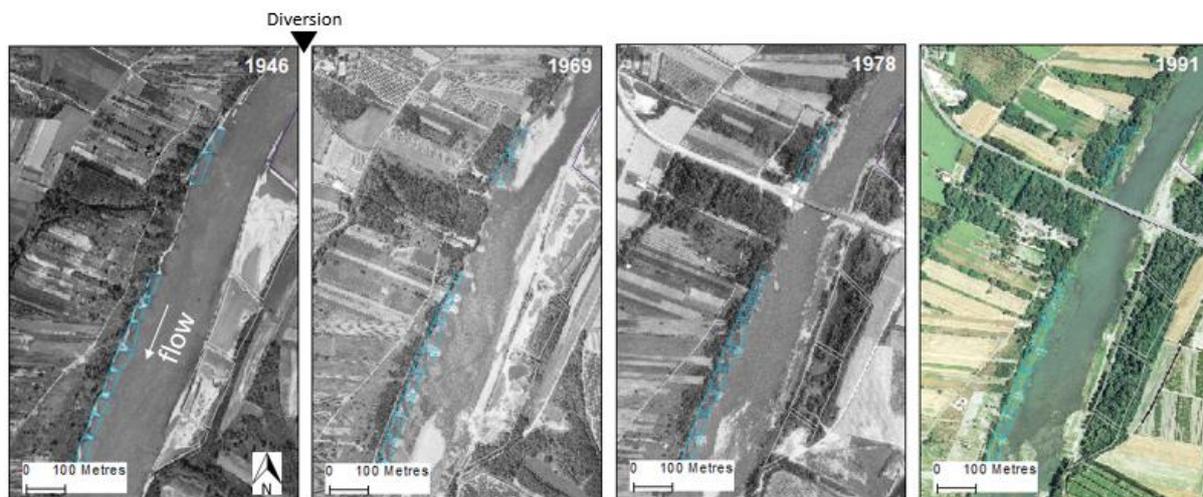


Figure 114 : Terrestrialization evolution in of some dike fields (blue = opened fields; grey = closed fields; purple =special configurations) at MON (PK 155)

7.5.4. Donzère-Mondragon

DZM is strongly artificialized with 11.9 hectares per linear kilometre of corrected surface and it has the distinction of having closed fields overall larger than the other reaches (Figure 115).

Before diversion, DZM has already started to terrestrialize with 40% of land area in the closed fields and 2.1% in the opened fields. The most frequent patterns are the lateral (36.2%), complex (34.5%), and aquatic (25.9%) patterns. Note that at DZM, there are many closed fields associated with geomorphological features, so there are not many complex patterns. Also, DZM presents dike fields with high RE in the closed fields (med = 2.95 m before diversion, med = 3.62 after diversion) but low in the opened fields (med = 1.26 before diversion). The longitudinal dike heights to the water line (closed fields) are high (1945 MRDmed = 3.05 m before diversion). From a hydrological point of view, the situation is similar to that of PBN and PDR for the closed fields: the closed fields have sediment supplies,

but then again has a fairly moderate connectivity so that it does not disturb the upkeep of sedimentary deposits. On the other hand, the opened fields, much closer to the channel, are too "dynamic" to allow a lasting sedimentary deposition.

The phase 2 contributes to terrestrialize 52.6% of the surface of the closed fields and 50.5% of the surface of the opened fields; what pursues terrestrialization in the closed fields (remaining water area = 7.4%) and increases land areas in the opened fields which remain still very aquatic for some (remaining water area = 38.8%). In the closed fields, the most frequent patterns are the lateral (33.6%), complex (36.2%) and concentric (14.7%) patterns while the lateral (72.4%) are in the opened fields; there are still 11.8% of opened aquatic fields. Besides, DZM is a reach which presents dike fields with high RE in the closed fields (med = 3.62 after diversion) but rather moderate after diversion (med = 2.31). Above all, the frequency of submersion associated with opened fields is very high (234.5 days/year) but that of closed fields is very low (6 days/year) but presents a higher interquartile range than that of other reaches. The longitudinal dike heights to the water line (closed fields) are very high there (2010 MRE med = 4.02) and the minimums associated with the ER of the longitudinal dyke are also quite low (2010 MinRE med = 1.66 m), which coincides with the significant presence of concentric patterns. DZM is a reach that is distinguished by its closed, "perched" closed fields, which are very disconnected and some of its opened fields, level with the water, very connected and very little terrestrialized (*e.g.* on Figure 115, right bank). Some of its opened fields are, in the contrary, a lot of less submerges and a lot of more terrestrialized. Thus, the diversity of implantation of opened files and their hydrological connectivity strongly influences their state of terrestrialization.

To note that it's the only reach that has talweg aggradation in some places; it nevertheless presented an incision at the end of the reach (PK 195); this can notably explain part of the longitudinal variability. In addition, the confluence of the "Ardèche" tributary at PK192 may have potentially modified hydro-sedimentary "dynamics" (increased bed load).

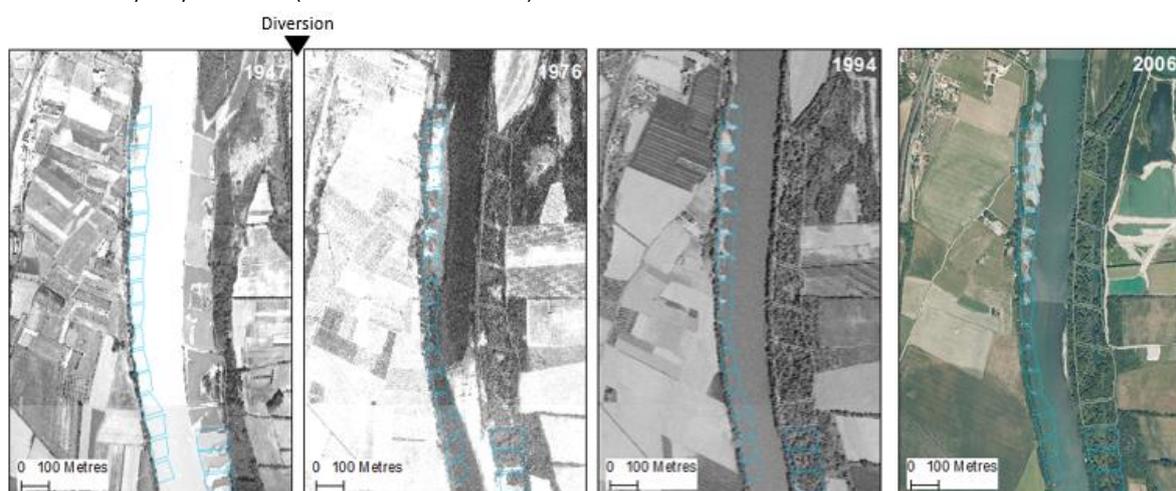


Figure 115 : Terrestrialization evolution in of some dike fields (blue = opened fields; grey = closed fields; purple = special configurations) at DZM (PK 181.5)

7.5.5. Common trends and sediment processes assumptions

Thus, on all sectors the phase 1 is associated with a terrestrialization phenomenon which seems inherent to sedimentary processes (erosion/deposition), themselves dependent on various factors such as hydrological connectivity, hydraulic constraints (which for example, are less strong in the closed fields protected by a longitudinal dike) but also the magnitude of the reach disconnection caused by the dike field corrective measures (dike field density). After diversion, the channel retracts and the dewatering

process disconnects the engineered margins. These margins, facing a diminished river discharge, are then prone to accumulate fine sediments and are therefore less subject to erosive processes, except during the flood phases (when the maximum power plant discharge is exceeded). Indeed, in a flood context, the closed fields can be submerged but the vegetation in place (established alluvial forest; Räßle, 2018) seems to be able to keep in place the deposits that it overhangs (durability of deposits over the course of the photographic series). In addition, when the flood recedes, the longitudinal dike tends to retain the sediments that settle, as in the classic cases of overbank sedimentation (e.g. Middelkoop et Van Der Perk, 1998). Field observations have shown that there still was a fine effective deposition in closed fields since the tree trunks are overlaid by the sediments at their base. On the other hand, in the opened fields, the variability of the situations is greater. They are not protected by a longitudinal dike and their hydrogeomorphological "dynamics" is conditioned by their relative position to the channel and local hydraulic constraints. Thus, the less dynamic opened fields are subject to the development of vegetation (pioneer herbaceous and shrubby type) and accumulates rather fine sediments (e.g. right bank on Figure 114) while the more hydrogeomorphologically dynamic display mineral surfaces (pebble bank) where the vegetation does not develop (e.g. left bank on figure 113).

8. Conclusion and perspectives

In this study, many processes and control factors are addressed by proxies. The indicators are often imperfect because they do originate from geo-historical data. It allows neither homogeneity of the biases linked to the temporal variability, nor homogeneity of the biases linked to the spatial variability. Nevertheless, despite this, the agreement of these indicators between them still makes it possible to assess the relevance of the trends they reveal. This exploratory approach, despite all the uncertainties linked to the space-time scale, allows us to better understand the geo-historical evolution of the Rhône River of the *Anthropocene*.

In term of process, the terrestrialization phenomenon of the margins of the Rhône result both of the expansion of terrestrial surfaces by sedimentary deposition processes (mainly during the phase 1 when the Rhône is only "corrected" but during the phase 2 too) and both of the expansion of land surfaces due to dewatering (phase 2). The phase 1 is associated with a terrestrialization inherent to the incumbent sedimentary processes (erosion/deposition), themselves dependent on various factors such as hydrological connectivity, hydraulic constraints but also such as the scope of the overall disconnection caused by the dike field corrective measures themselves; which is characteristic to each reach (infrastructure density). After diversion (phase 2), the channel retracts and the dewatering process disconnects even more the engineered margins. These margins, facing a diminished Rhône River, are then inclined to accumulate sediments and are therefore less subject to erosive processes; fact which tends to a completion of the phenomenon of terrestrialization.

Besides, terrestrialization patterns offer an interesting tool for the chronological characterization of sedimentary deposits and opens up interesting perspectives on the sedimentary and chemical characterization of deposits with operational openings. Indeed, the Rhône River restoration program aims a remobilization of the sediment deposits to promote bank erosion and sediment load by a selective dike dismantling. The additional benefits of this characterization is to provide key information to target the good candidates for the dike structure dismantling by choosing ones with a high morphodynamic potential and; by crossing the pollution and sedimentation spatio-temporal setting; with a low pollution risk (cf. chapter 5, 6 and 7).

Finally, our pattern typology, more than sediment deposit patterns, are patterns of "terrestrialization", a reflection of the 20th century floodplain disconnection as the recurrent symptoms of "lateral mobility space deprivation" of Anthropocene Rivers.

Chapitre 7. Caractérisation topographique et structurale des dépôts sédimentaires des endiguements Girardon

Description et informations

Ce chapitre fait le lien entre la planimétrie, la topographie et les structures des dépôts sédimentaires ; il a pour objectif de comprendre l'organisation spatiale et structurale des dépôts sédimentaires au sein des aménagements de correction. La méthodologie qui est présentée dans le détail dans le chapitre 4 fait appel à l'extraction de transects topographiques à partir du MNT, aux relevés effectués au radar géologique et aux sondages à la perche sur le secteur de PDR.

1. Topographie selon les patrons d'atterrissement

1.1. Altitude relative du lit majeur selon la période de début d'atterrissement des dépôts

On observe un gradient de l'altitude relative du lit majeur (RE à la ligne d'eau de 2010 en fonction de la période de début d'atterrissement de la zone considérée : plus les zones ont été atterries tôt, plus elles sont en position élevée par rapport à la ligne d'eau (Figure 116). Les zones atterries au cours de la période 1900-1938 sont ainsi situées en moyenne à $3,58 \pm 1,05$ m au-dessus de la ligne d'eau contre $0,65 \pm 0,32$ m pour celles de 2002-2009.

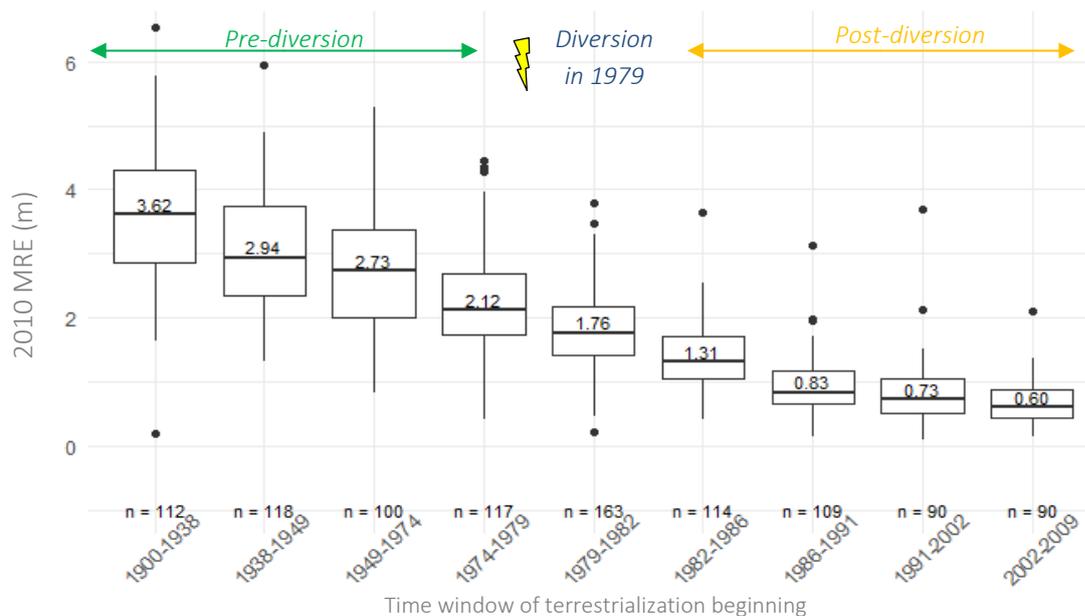


Figure 116 : Élévation relative à la ligne d'eau de 2010 (2010 MRE) selon la chronologie de la début de la terrestrialisation des surfaces au sein des endiguements Girardon (calculée sur 216 structures d'endiguement à PDR ; les n indiqués correspondent au nombre d'individus, i.e de structures qui ont une période de terrestrialisation correspondant à la

Ainsi, les zones définies par l'approche planimétrique diachronique présentent des contrastes topographiques bien marqués (notamment « pré » et « post-dérivation »). C'est cette variabilité spatiale que nous allons explorer dans la partie suivante.

1.2. Transects topographiques échantillonnés selon les patrons d'atterrissement

Pour rappel, la classification des patrons d'atterrissement (cf. Chapitre 6) détermine cinq types : les patrons aquatiques, latéraux, concentriques, « after dam strip » et complexes (Figure 117).

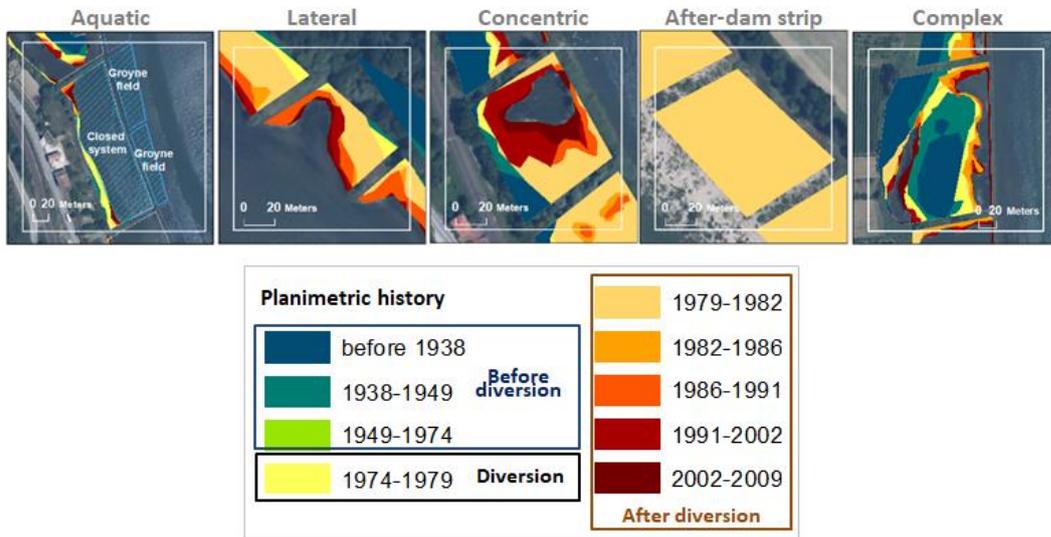


Figure 117 : Typologie de patrons d'atterrissement au sein des structures Girardon (cf. chapitre 6)

Nous allons explorer leur organisation topographique à travers des exemples pour chacun des patrons. Rappelons qu'il n'y a pas de situation « type » mais de nombreuses situations qui reflètent la variabilité des conditions locales. Ainsi, les exemples ont été choisis de manière à recouper différentes périodes d'atterrissement ; et ce dans des cas de figure où la chronologie était la plus intelligible possible.

Les patrons latéraux

Sur les transects transversaux, il y a une rupture de niveau à 70 m au niveau des transects D, E et à 55 m au niveau du transect F (Figure 118), qui correspond à la délimitation spatiale « pré » et « post » dérivation des emprises d'atterrissement. Sur les transects longitudinaux A et C à 10 m, on devine notamment la digue transversale à travers le bourrelet qu'elle occasionne. Sur le transect B, on ne la discerne pas, il semblerait possible, au vu de l'élévation ($E \approx 137$ m) et de l'expression topographique (exhaussement entre 20 et 70m) qu'elle soit dissimulée par des dépôts sédimentaires sus-jacents.

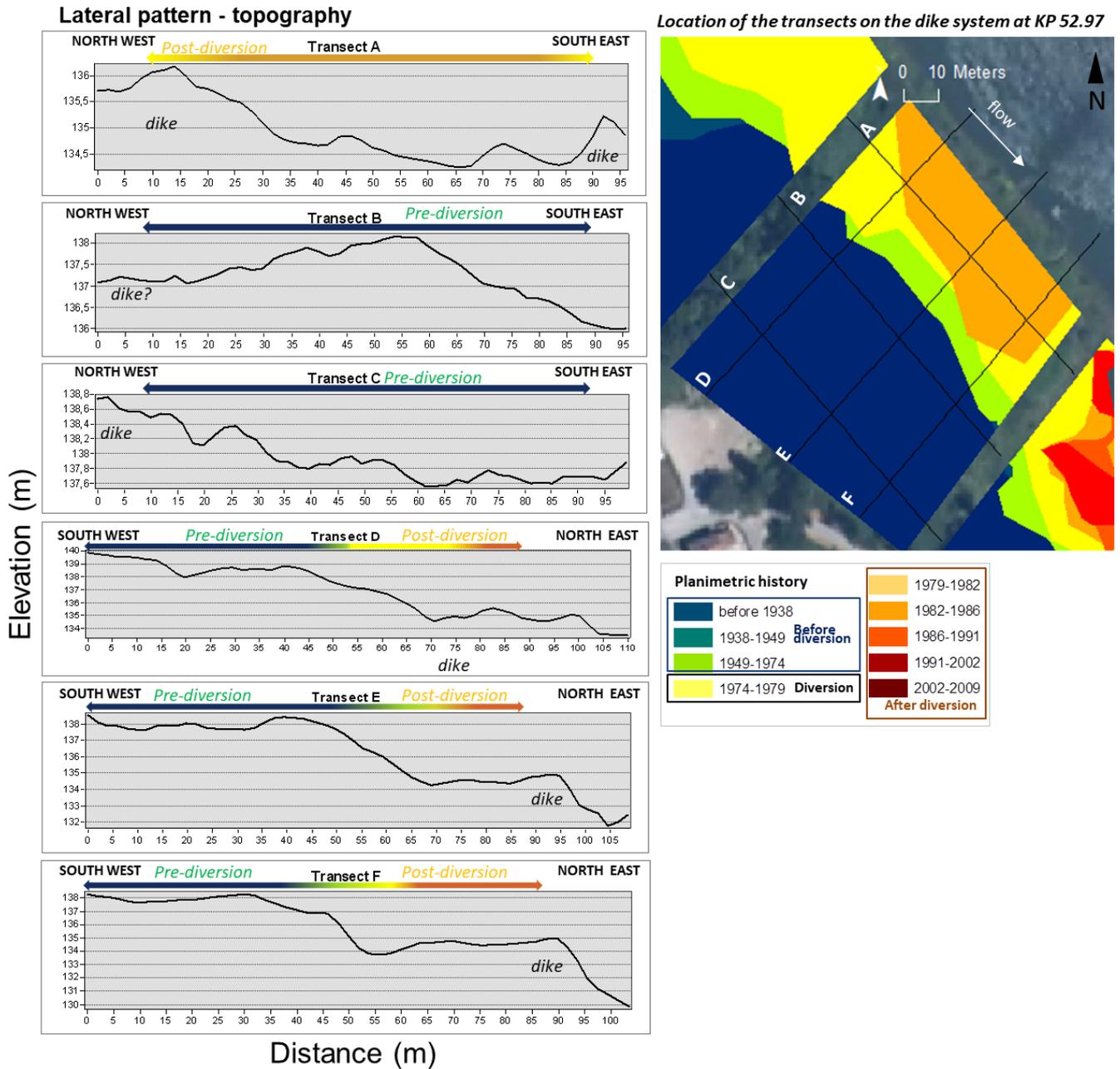


Figure 118 : Transects topographiques et leur carte de localisation au niveau de patrons latéraux. Les flèches colorées correspondent à la chronologie planimétrique.

Les patrons concentriques

Au niveau des patrons concentriques (Figure 119), il y a une importante variabilité de la RE au niveau des dépôts récents concentriques qui se referment progressivement sur eux-mêmes. Aussi, sur les transects longitudinaux A et B, derrière la digue longitudinale, on constate une dépression. Celle-ci pourrait vraisemblablement correspondre à une fosse de dissipation : lorsque le débit est suffisant pour déborder par-dessus les digues, la zone est plus hydrauliquement contrainte puisqu'elle est située au niveau d'un point bas de la digue (cf. chapitre 6 et Figure 124). Dans le cas des structures les plus hydrologiquement connectées, on retrouve mêmes des zones aquatiques pérennes. L'expression latérale de la fosse de dissipation est observable sur les transects topographiques C et D, et sur les transects transversaux au niveau des PK54.8 et 55.05. Qui plus est, il n'est pas rare d'observer une dépression topographique derrière la digue longitudinale en dehors même des formes concentriques, dépression qui peut elle aussi être le résultat de la dissipation de l'énergie en cas de débordement (Transect E).

Enfin, il est intéressant de noter à quel point la chronologie planimétrique se retranscrit morphologiquement : la configuration « *former abutment* » au niveau du transect D correspond à un dépôt plus ancien observable sur le patron planimétrique associé (1938-1949).

Concentric pattern - topography

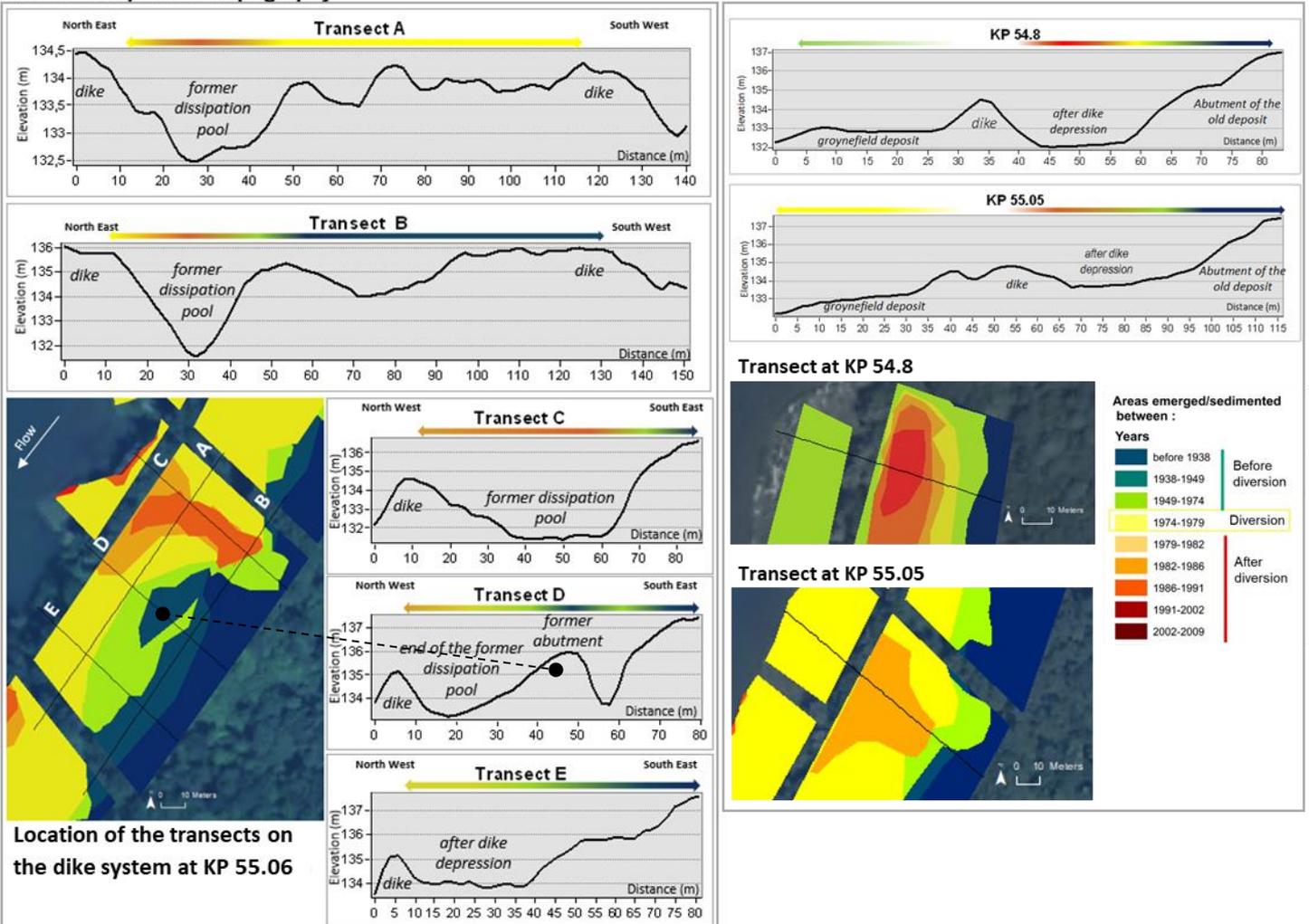


Figure 119 : Transects topographiques et leur carte de localisation au niveau de patrons concentriques
Les flèches colorées correspondent à la chronologie planimétrique.

Les patrons « After dam strip »

Les patrons « after dam strip » présentent des topographies plutôt uniformes (Figure 120). Il est possible de déceler des bourrelets au niveau des épis sur les transects longitudinaux (Transect A et B). Sur les transects transversaux, les dépôts présentent une pente plus ou moins progressive jusqu'à la butté correspondant au fond du compartiment et au bourrelet de l'ancienne berge (avant la mise en place des endiguements), correspondant à des levées aux abords de l'ancien lit du Rhône.

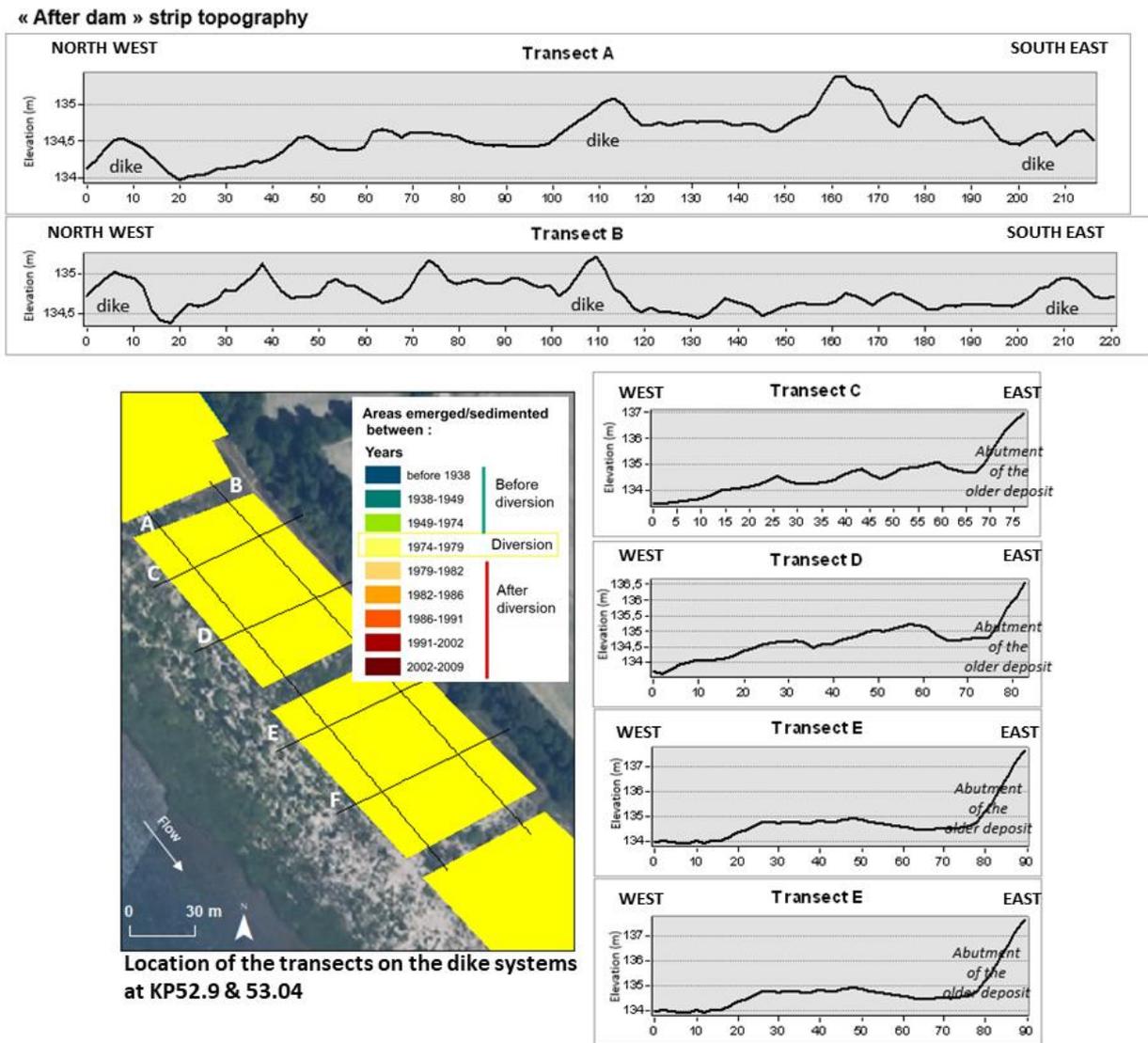
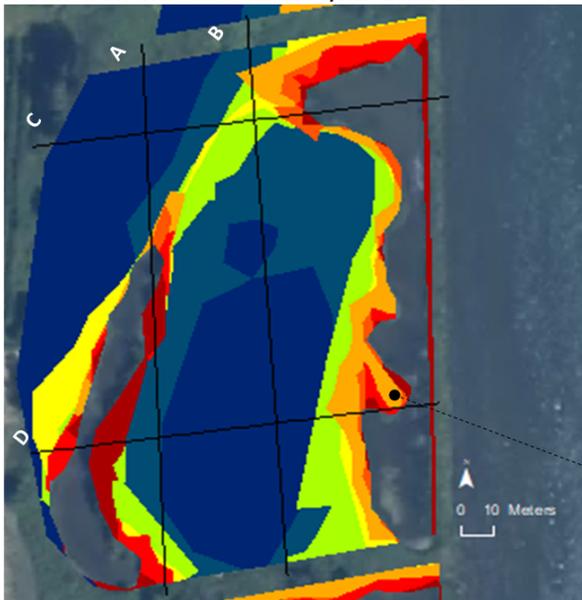


Figure 120 : Transects topographiques et leur carte de localisation au niveau de patrons « after dam strip »
Les flèches colorées correspondent à la chronologie planimétrique.

Les patrons « complexes »

Cet exemple de patron complexe (Figure 121) s'exprime au niveau d'un bras mort (*lône* de la Boussarde). La topographie observée est très concordante à la séquence chronologique planimétrique. Le fond du casier et l'îlot plus ancien, sont davantage *perchés* (par exemple, entre 20 et 60 m ainsi que entre 95 et 165 m sur le transect A ou encore entre 50 et 180 m sur les transect B), *tandis* que les dépôts plus récents le sont beaucoup moins.

Location of the transects on the dike system at KP57.19



Planimetric history	
before 1938	1979-1982
1938-1949 Before diversion	1982-1986
1949-1974	1986-1991
1974-1979 Diversion	1991-2002
	2002-2009 After diversion

Complex pattern - topography

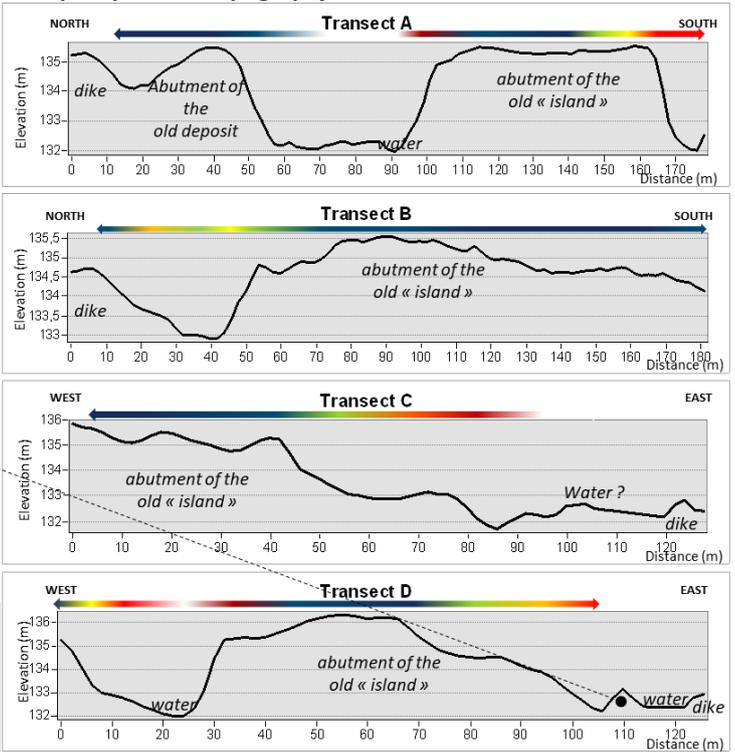


Figure 121 : Exemple de transects topographiques et leur carte de localisation au niveau de patrons complexes
Les flèches colorées correspondent à la chronologie planimétrique.

2. Epaisseurs et volumes sédimentaires selon la chronologie de terrestrialisation

Notons que par la suite, nous nous réfèrerons aux sédiments de texture limoneux-sableuse à sableux-limoneuse (analyses granulométriques, *cf.* BRGM, 2013) comme étant globalement « fins », et aux sédiments de l'ancien lit du Rhône comme étant plus grossiers, constitués principalement de galets. Ce raisonnement s'appuie sur les campagnes de terrain qui mettent en avant la présence d'une couche de sédiments grossiers sur lesquels les instruments de mesure et de prélèvement (perche de sondage, tarière pédologique) viennent buter, limite qui correspond au toit de galets (*cf.* Tena *et al.*, 2020 ; Rappé, 2018 ; OSR3 et OSR4). Nous avons donc cherché à mieux caractériser ces dépôts alluviaux et avons estimé des volumes de sédiments fins et grossiers stockés dans les endiguements Girardon. Les volumes de sédiments fins et grossiers sont estimés sous SIG à partir du MNT, d'une modélisation du toit de galets (à partir des sondages à la perche) et du fond de vallée (dérivé des profils bathymétriques) avec pour postulat que la couche comprise entre le fond de vallée et le toit de galets correspond à l'ancien lit du Rhône et est majoritairement constituée de sédiments grossiers (galets) tandis que celle la surplombant est constituée de sédiments fins (limons et sables). En les confrontant à l'emprise surfacique des zones définies par la chronologie planimétrique au sein des endiguements Girardon, on obtient les volumes sédimentaires associés. Pour plus d'informations, se référer au Chapitre 4, Section 3.2.5). Les épaisseurs moyennes de sédiments fins associées aux surfaces terrestrialisées pré-dérivation sont comprises entre $1,33 \pm 1$ m et $2,2 \pm 1,1$ m et entre $0,83 \pm 0,6$ m à $1,33 \pm 0,7$ m pour les zones atterries lors de la phase post-dérivation (Figure 122.a). Les épaisseurs moyennes de sédiments grossiers associées aux surfaces terrestrialisées pré-dérivation sont comprises entre $3,69 \pm 1$ m et $4,2 \pm 1$ m et entre $2,76 \pm 0,78$ m et $3,43 \pm 1,1$ m pour les zones terrestrialisées post-dérivation (Figure 122.b). Ainsi, les épaisseurs de sédiments fins et grossiers sont plus importantes sur les surfaces qui se sont atterries avant dérivation.

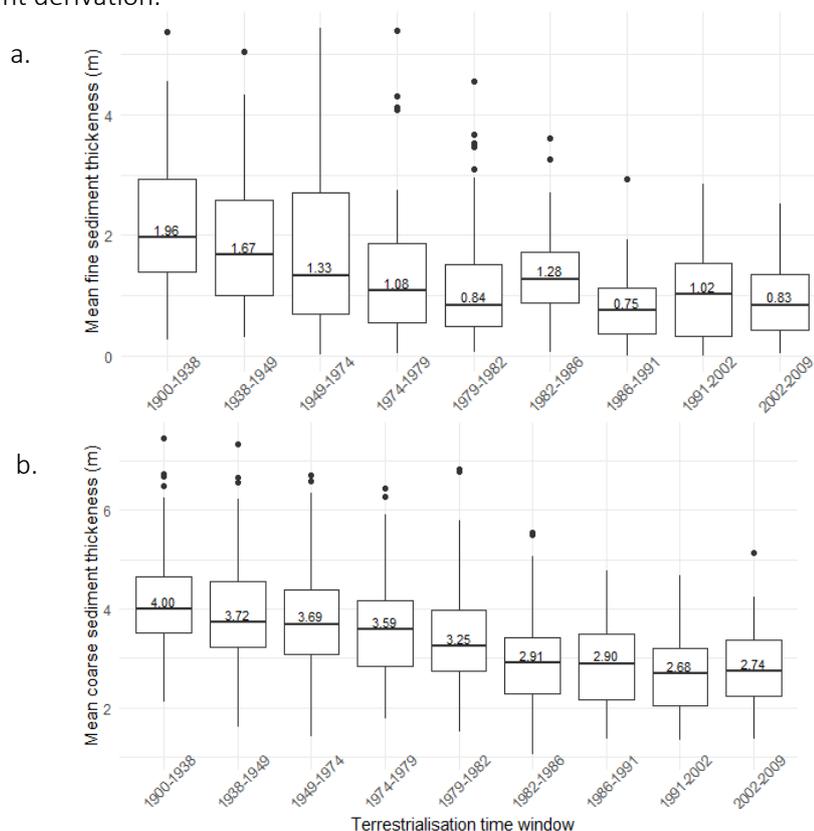


Figure 122 : Epaisseurs de sédiments fins (a) et grossiers (b) selon la chronologie de terrestrialisation des surfaces (NB : échantillon de 147 structures d'endiguement car épaisseurs évaluables uniquement sur l'étendue du modèle raster du toit de galets, disponible du PK 52 à PK 58)

A PDR, entre le KP 52 et 58, les volumes de sédiments fins associés aux surfaces atterries avant dérivation (41,6 ha) correspondent à un volume cumulé de plus de 440 000 m³ et 230 000 m³ dans les surfaces atterries post-dérivation (35,4 ha) dans les structures Girardon (calculées sur un échantillon de 147 structures d'endiguement car les épaisseurs ne sont évaluables qu'uniquement sur l'étendue du Raster modélisant le toit de galets, disponible du PK 52 à PK 58). Les calculs réalisés à partir de l'estimation du fond de vallée moyen (*i.e.* basé sur les points des profils bathymétriques moyens) prédisent des volumes cumulés de sédiments grossiers équivalents à 365 000 m³ et 358 000 m³ sur les surfaces « pré » et « post-dérivation ». En basant les calculs sur le fond de vallée le plus bas (*i.e.* modélisé à partir des points des profils bathymétriques les plus bas), les volumes cumulés estimés atteignent plus de 800 000 m³ et 1 million de m³ sur les surfaces « pré » et « post- dérivation » (Tableau 40). Cette hypothèse « haute » n'est pas celle que l'on retiendra pour les préconisations opérationnelles car ces volumes ne correspondent pas à des volumes forcément remobilisables par le Rhône (*cf.* méthodologie chapitre 4, Section 3.2.5).

Tableau 40 : Surface, volume de sédiments fins et grossiers selon la chronologie planimétrique d'atterrissement observée dans les structures Girardon (n =147)

	Surface (m ²)	Fine sediment volume (m ³)	Mean coarse sediment volume (m ³)	Maximum coarse sediment volume (m ³)
1900-1938	134644	254 606	186 215	401 563
1938-1949	87 987	100 405	88 967	196 626
1949-1974	51 602	42 351	35 578	83 307
1974-1979	142 053	45 194	54 584	131 787
Before diversion	416 286	442 556	365 345	813 284
1979-1982	253 188	159 679	304 756	838 525
1982-1986	34 320	41 881	27 286	92 083
1986-1991	23 826	8165	11702	38 589
1991-2002	17 590	11 496	5338	29 472
2002-2009	25 835	10 832	9046	34 348
After diversion	354 759	232 053	358 128	1 033 017
Total	771 045	674 609	723 473	1 846 301

3. Structures de subsurface des dépôts sédimentaires

3.1. Dans les casiers Girardon (structures fermées)

Le radargramme GPR A (Figure 123) recoupe un train de casiers situé à proximité du chenal (*cf.* Figure 57 du Chapitre 4). La carte associée résume l'histoire planimétrique de la terrestrialisation. La diachronie photographique retraçant cette évolution est disponible en Annexe 5.

Sur le radargramme, par interprétation des réflecteurs, on devine les tenons, le fond des casiers et certaines macrostructures des dépôts sédimentaires. L'enchevêtrement de nombreux réflecteurs plus ou moins denses et marqués peut être interprété comme une inter-stratification de couches sédimentaires à la texture plus ou moins variable : probablement des couches limono-sableuses et sablo-limoneuses au vu des sédiments examinés dans les casiers (BRGM, 2013). La base de cette sédimentation complexe semble s'établir de manière plus ou moins uniforme autour de 3,5 à 4m de profondeur, auprès de ce qui est interprété comme étant le toit de galet (réflecteurs plus épais). Celui-ci, lorsque déduit de l'interprétation des radargrammes, est représenté par une ligne rouge. La ligne jaune correspond à l'interprétation de la limite de « refus » des sondages à la perche (représentés par des traits rouges verticaux) effectués aux abords du transects GPR. La confrontation entre les sondages à la perche et les radargrammes interprétés met en évidence des zones de discordance entre les deux techniques (*e.g.* au niveau de S2PDR16). Nous reviendrons sur les possibles raisons de cette discordance en discussion de ce chapitre.

L'aval immédiat de chacun des tenons (« dike » sur la Figure 123) semble généralement composé de sédiments *plus fins* (peu de réflecteurs, peu marqués). Une confirmation est apportée par l'analyse diachronique qui indique que ces zones correspondent à des zones comblées tardivement par des sédiments potentiellement plus fins (capacité de transport réduite après la dérivation).

Ce type de structure correspond vraisemblablement à des cuvettes de dépositions. Plusieurs de ces cuvettes annotées de ① à ⑤ (figure 123) sont observables sur les profils topographiques. Par exemple, la zone ④ encore en eau avant 1986 présente ce type de configuration, avec un dépôt central qui semble plutôt homogène et composé de sédiments plus fins (peu de réflecteurs, peu marqués) et des dépôts plus graveleux à l'aval de ces zones (réflecteurs plus épais surlignés en jaune, Figure 123, à 500m). Ainsi, on constate des correspondances remarquables entre les patrons planimétriques, la topographie et l'organisation macrostructurale déduite de la densité de réflecteurs.

Closed fields (« casier Girardon ») sedimentation patterns

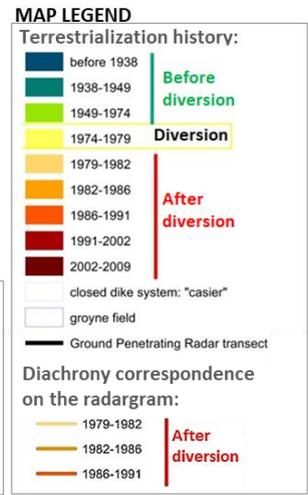
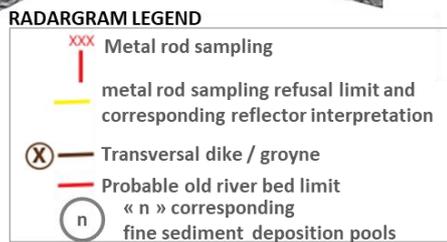
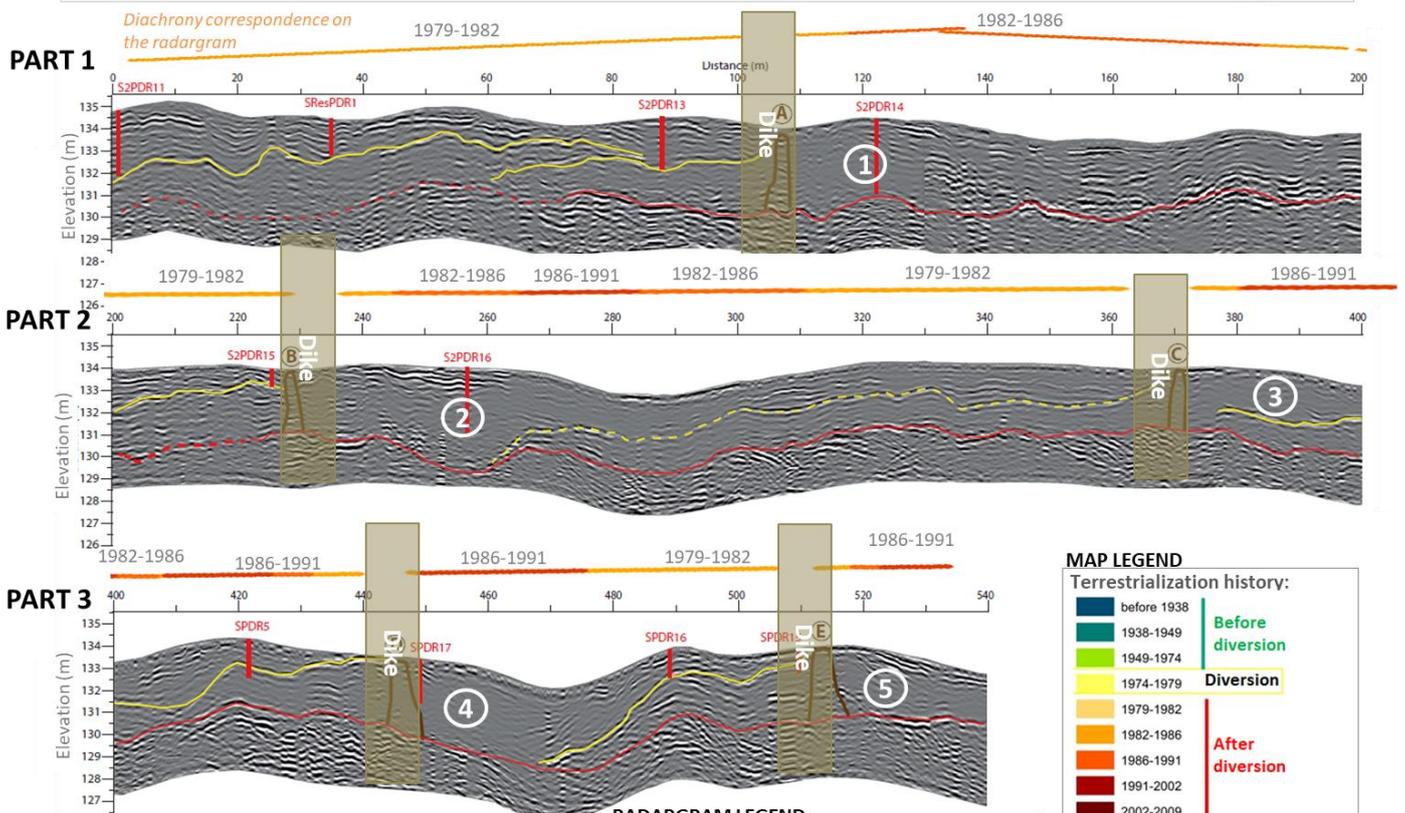
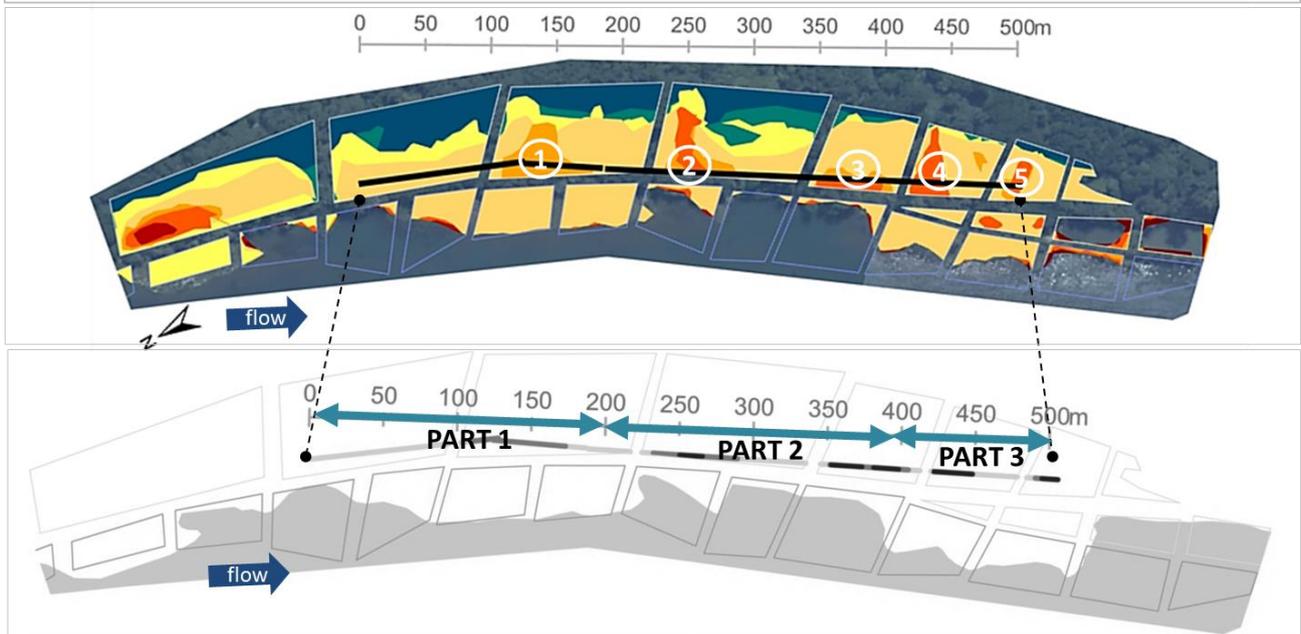


Figure 123 : Radargramme « A » traversant un train de casiers (succession de structures fermées) à PDR (PK 55, rive gauche) et sa contextualisation chrono-planimétrique

Source des radargrammes interprétés : T.Winiarski (ENTPE, OSR4)

sur les figures) étaient probablement plus hydrauliquement contraintes avant la dérivation (1979), au point de demeurer aquatiques. Après la dérivation qui a eu pour effet d'« éloigner/percher » les marges alluviales, ces zones ont fini par accumuler des sédiments fins, qui dans un contexte de déconnexion hydrologique, n'ont pas été remobilisés.

Ainsi, les patrons concentriques devenus terrestres semblent associés à des cuvettes de déposition post-dérivation se remplissant progressivement par une sédimentation fine résiduelle (zone lisse sur les radargramme).

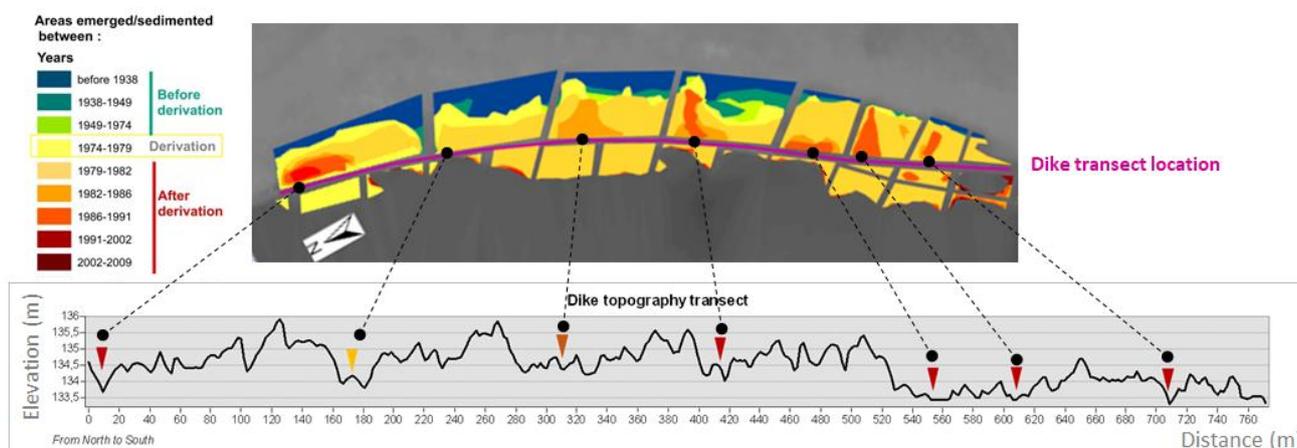


Figure 124 : Mise en relation des cuvettes de déposition de sédiments fins récentes (zone orangées) avec les points bas identifiés sur le transect topographique de la digue longitudinale des structures Girardon (PK 55, rive gauche)

3.2. Dans les camps d'épis (structures ouvertes)

Le radargramme GPR B (Figure 125) recoupe un champ d'épis (*opened fields*) situé à proximité du chenal (cf. figure 57, chapitre 4). Les réflecteurs sont beaucoup plus marqués que dans les casiers. Les champs d'épis - plus dynamiques puisque non protégés par des digues longitudinales – semblent ainsi avoir accumulé des sédiments plus grossiers (potentiellement des sables grossiers, des graviers ou encore des galets), les particules les plus fines étant probablement remobilisées lors des submersions régulières (fréquence de submersion accrue dans les champs d'épis, cf. chapitre 6). On observe néanmoins des dépôts de sédiments un peu plus fins (peu de réflecteurs) dans les zones les plus protégées, comme par exemple derrière certains tenons (Partie 3, entre 130 et 140m et segment B4, entre 80 et 100 m).

Opened fields (« champs d'épis ») sedimentation patterns

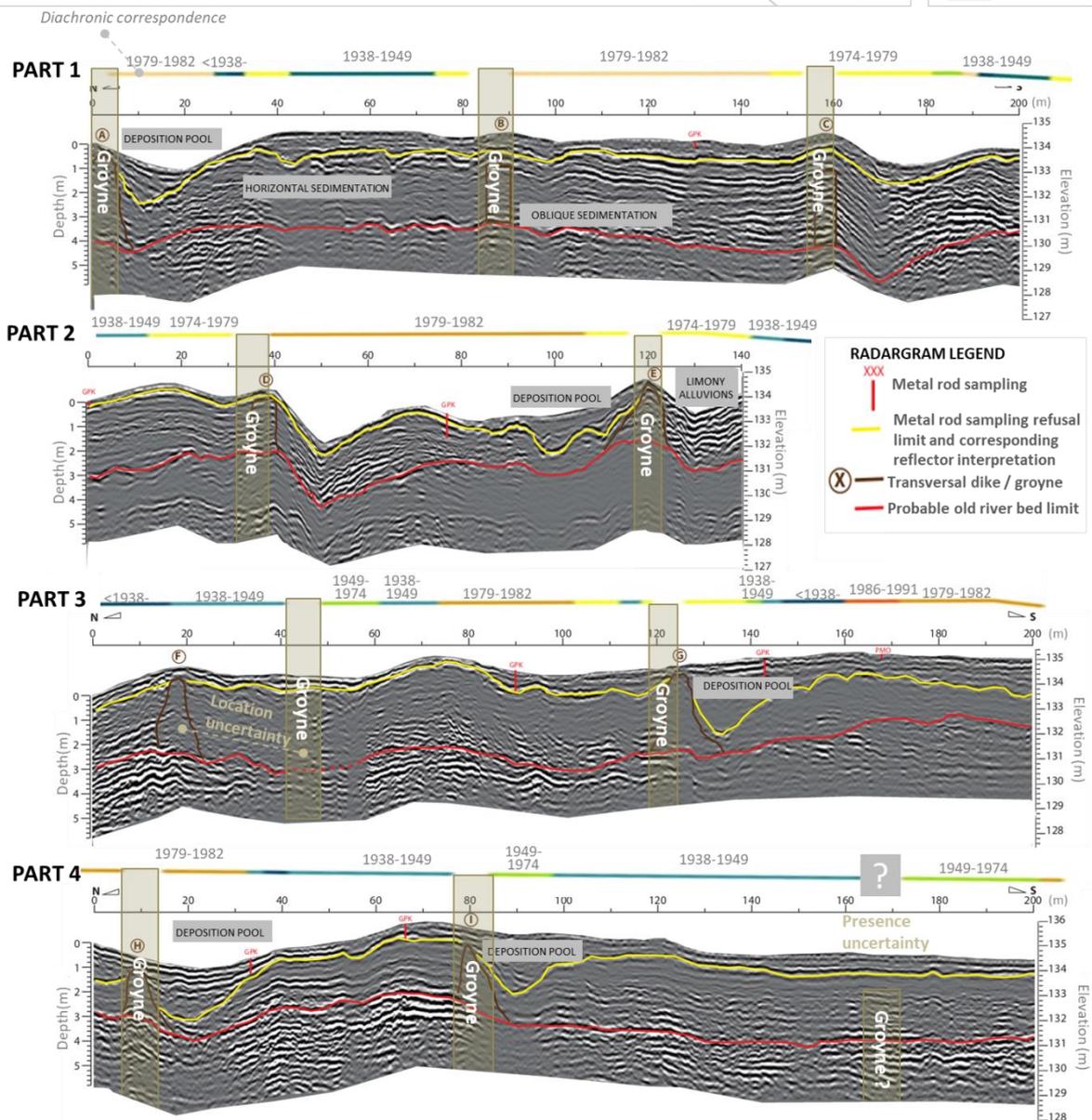
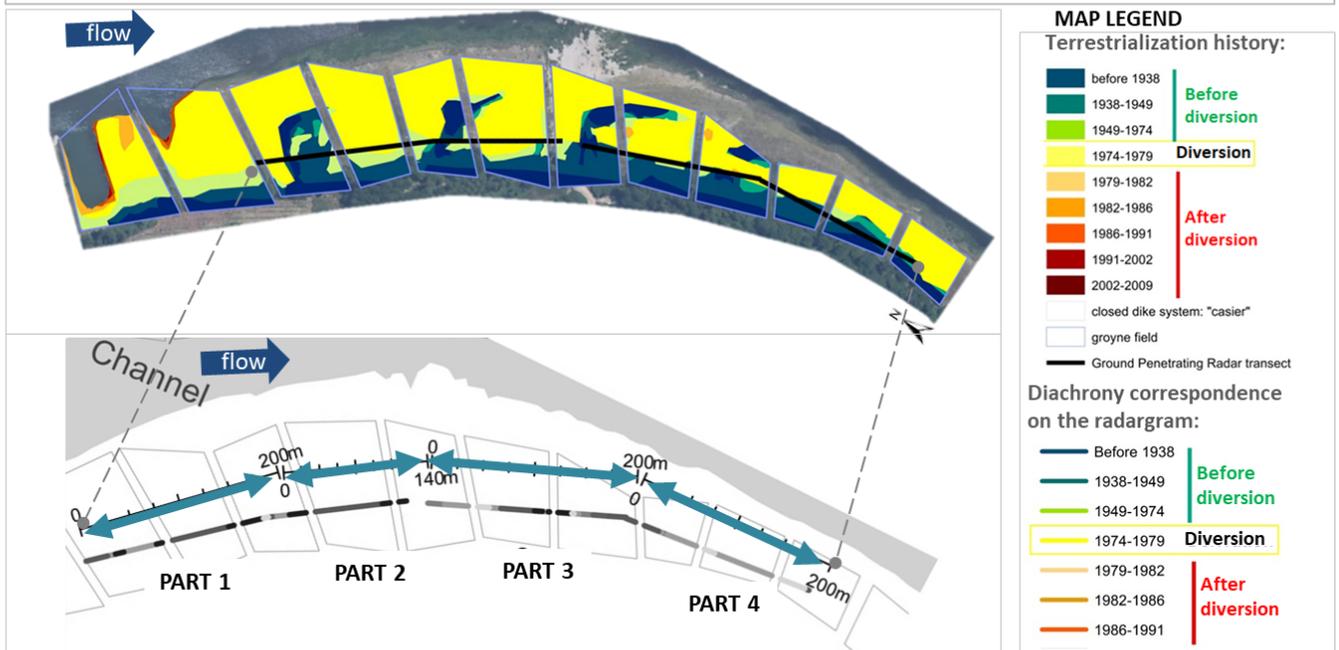


Figure 125 : Radargramme « B » traversant des champs d'épis (succession de structures ouvertes) à PDR (PK 54, rive droite) et sa contextualisation chrono-planimétrique. Source des radargrammes interprétés : T.Winiarski (ENTPE, OSR4)

4. Discussion/conclusion

Les transects extraits du MNT témoignent d'une organisation spatiale et d'une topographie en accord avec la diachronie planimétrique. C'est à la fois une importante validation sur le plan méthodologique puisque cela témoigne de la précision des patrons planimétriques, mais c'est aussi une véritable source d'information sur les processus sédimentaires observés au sein de ces infrastructures. Le MNT LiDAR permet de saisir l'organisation topographique des dépôts sédimentaires tandis que les transects effectués au radar pédologique, plus ponctuels viennent préciser leurs structures en subsurface. Ainsi, les transects topographiques et les radargrammes mettent en évidence des récurrences morphologiques telles que :

- Des dépressions localisées en aval des digues transversales (épis ou tenons) : *e.g.* au niveau des champs d'épis « after dam strip pattern » (Figure 120) ; dans les casiers aux patrons « concentriques » (Figure 119). Leur expression topographique laisse à penser qu'elles sont des fosses causées par la dissipation d'énergie où les flux d'eau débordants arriveraient hypothétiquement de façon (plus ou moins) perpendiculaire à ces digues transversales.
- Des fosses « d'érosion » localisées au niveau de points bas de la digue longitudinale des casiers. Ces points bas semblent laisser davantage entrer les flux d'eau ; provoquant alors de l'affouillement à l'origine des patrons concentriques (Figure 119 et Figure 124). Les formes concentriques évoquent dans une certaine mesure, un motif inversé/en négatif (motif sédimentaire et non celui des courants) des patrons de recirculation des courants observés dans les champs d'épis (Elawady *et al.*, 2001c ; McCoy, 2006). Dans le cas où ces formes se retrouvent hydrologiquement déconnectées (*e.g.* dans des zones où le chenal est incisé et/ou suite à la mise en dérivation), ces dépressions finissent par se remplir de sédiments fins.
- Des dépressions localisées derrière la digue longitudinale des casiers (parallèle au chenal) plus modérées et assez communes (mais non systématiques) là où la digue longitudinale n'est, dans ce cas-là, pas particulièrement basse (*e.g.* au niveau du transect E en Figure 119) ; celles-ci résultant possiblement de la dissipation de l'énergie lors de débordement de la digue longitudinale, dans des zones assez exposées (*e.g.* en concavité où les contraintes hydrauliques sont fortes et dans le cas où elles s'exprimeraient de façon plus ou moins oblique à la digue longitudinale).
- Des fonds de casier (souvent dans le premier tiers/la première moitié du fond du champ de digue (partie la plus distale au chenal) qui ont commencé leur atterrissement en phase de pré-dérivation et qui présentent une topographie surélevée. Ils sont formés par des dépôts pré-dérivation et des dépôts sus-jacents « post-dérivation » (Figure 126). Dans certains champs de digues, on observe, dans l'extrême fond des casiers, une butée pouvant correspondre à la levée (levée au sens de "*elevated partitions between channels and floodplains*", *cf.* Brierley *et al.*, 1997, *i.e.* bourrelets naturels de digues) de l'ancienne berge du Rhône (« pré-correction »).
- Des zones déjà terrestres sur les cartes de 1860 (*i.e.* antérieures à la mise en place des endiguements) qui sont en position surélevée, par rapport aux zones récemment atterries et correspondant à des spécificités géomorphologiques (anciens îlots, fermeture de *lône*, *e.g.* patrons complexes en Figure 121).

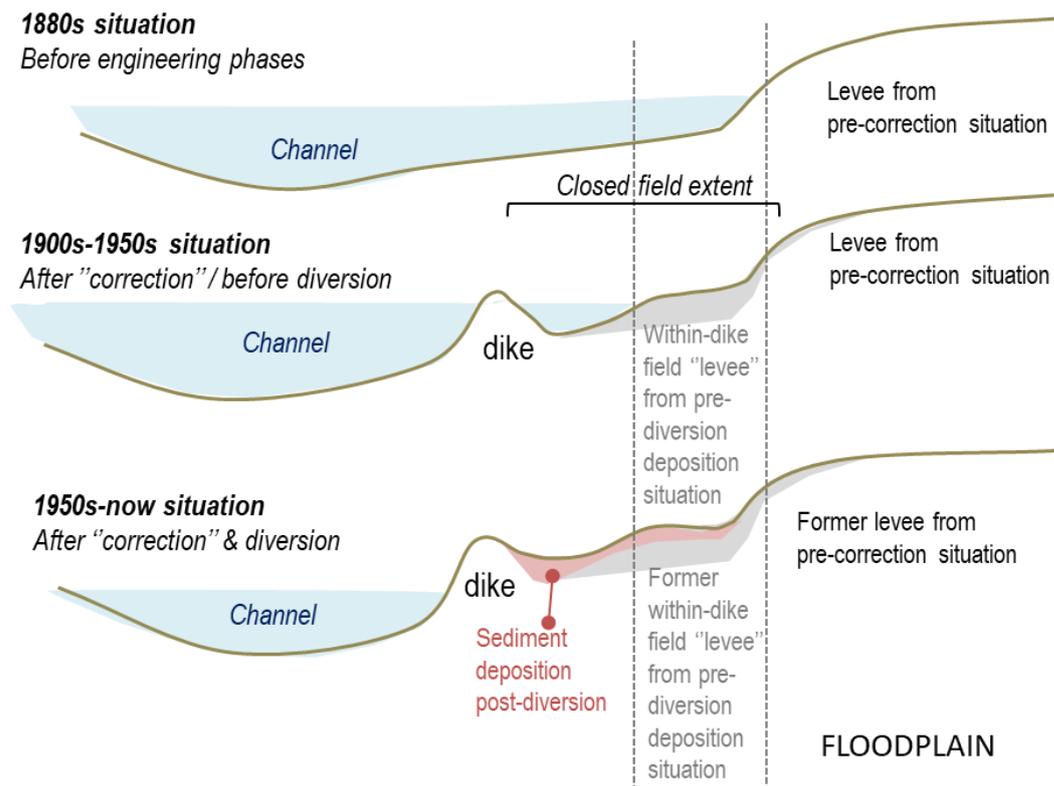


Figure 126 : Evolution de la topographie des marges alluviales du Rhône selon les phases d'aménagements

Complémentaire aux sondages à la perche, le géoradar laisse deviner des structures sédimentaires complexes et notamment une inter-stratification de dépôts plus ou moins fins. Les radargrammes permettent donc de mieux comprendre la dynamique de dépôt des sédiments. Par exemple, si l'on se réfère aux travaux de Beres *et al.* (1999) et de Regli *et al.* (2002), on observe sur les radargrammes de PDR de nombreux motifs correspondant aux radarfaciès qu'ils mettent en évidence sur des dépôts graveleux du Rhin ; *e.g.* « *trough shaped* » et « *parallel continuous* », etc. (Figure 127). Ces motifs sont étudiés à une échelle plus grossière (antenne 50 MHz) que celle de notre étude (200 MHz) mais l'interprétation des principaux réflecteurs semble tout de même permettre la comparaison.

Radarfaciès type	Reflection pattern		E.g. PDR radargram
	(a)	(b)	
trough shaped (ts)			
oblique sigmoidal (os)			
parallel continuous (pc)			
reflection poor (rp)			

Figure 127 : Comparaison de Radarfaciès observés par Beres *et al.* (1999) et de Regli *et al.* (2002) à partir d'antenne 50 MHz et sur les radargrammes de PDR obtenus à 200 MHz (adapté de Regli *et al.*, 2002)

Nombre d'études (*e.g.* Regli *et al.*, 2002 ; Beres *et al.*, 1999) mettent en évidence le lien entre motif, densité des radarfaciès, et la texture des couches associées. Sans pouvoir entrer dans le détail puisque nous ne disposons pas de carottes sédimentaires au niveau de ces radargrammes, il est quand même

possible d'observer que les champs d'épis, beaucoup plus exposés au fleuve et ainsi plus hydrauliquement contraints présentent des motifs et des structures associés à une sédimentation plus grossière. Dans les casiers, on retrouve une certaine hétérogénéité et des zones avec une réflexion typique d'une sédimentation fine, en adéquation avec les observations du BRGM (2013) qui ont mis en évidence des dépôts globalement limoneux et sableux au sein des casiers Girardon. De plus, Vauclin *et al.* (2020), qui ont travaillé en plaine alluviale (zone plus distale que la nôtre, derrière l'emprise spatiale des endiguements) montrent qu'il est notamment possible de dissocier les « legacy sediment » du 20^{ème} siècle des dépôts plus anciens et plus grossiers sur les radargrammes (Figure 128).

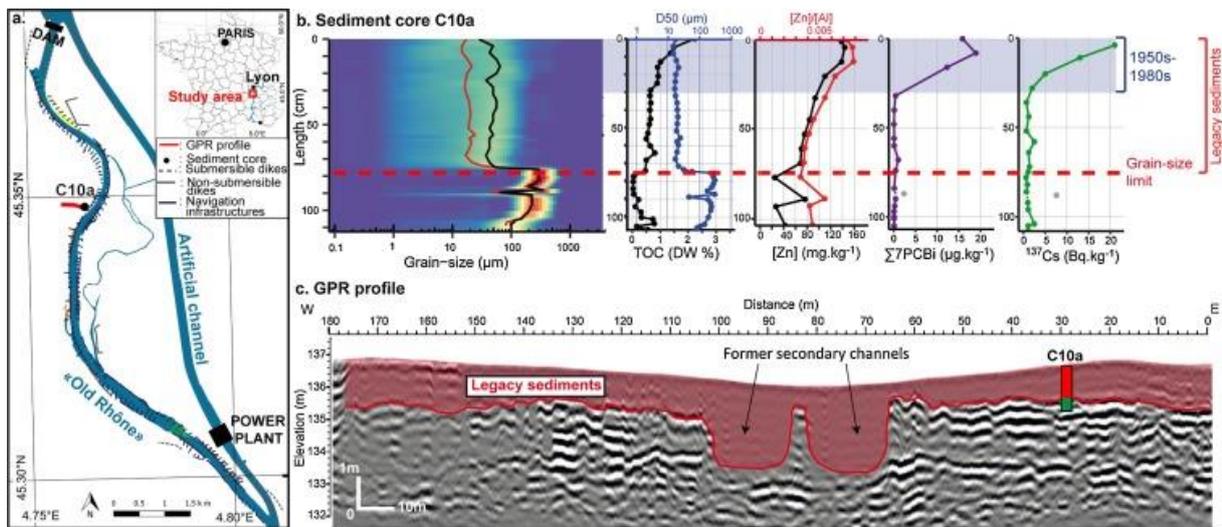


Figure 128 : Exemple de caractérisation multicritère des « legacy sediments » en plaine alluviale à PDR (issu de Vauclin *et al.*, 2020)

Or, dans les casiers, les sédiments fins des champs de digues sont tous des « *legacy sediment* » puisqu'ils se sont accumulés suite à la mise en place des endiguements. La délimitation « *legacy sediment* »/ancien lit du Rhône (toit de galets) est d'autant plus marquée par les différences de texture sédimentaire entre l'ancien lit du Rhône constitué d'alluvions grossières et les dépôts de sédiments du 20^{ème} siècle (cf. Figure 129).

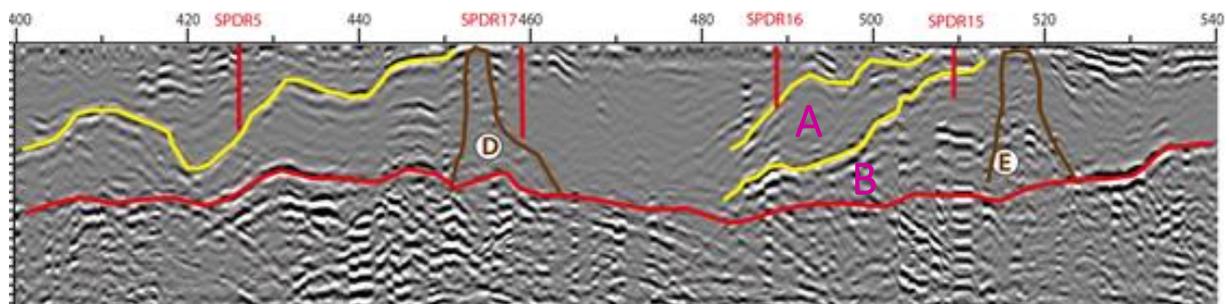


Figure 129 : Sous-échantillon de radargramme pour un focus sur la différence de textures entre la couche d'alluvions grossières correspondant à l'ancien lit du Rhône et la couche sous-jacente de « *legacy sediment* » à texture fine. Ligne rouge = toit de graviers, traits rouges verticaux : sondages à la perche, ligne jaune = interprétation des réflecteurs au niveau de la zone de rejet des sondages à la perche

Il est intéressant de montrer que les sondages à la perche « butent » parfois au niveau de réflecteurs qui ne correspondent pas au toit de galets (e.g. SPDR 16 sur la Figure 129) mais probablement à des couches sédimentaires ponctuelles plus grossières : sables grossiers, graviers voire petits galets. Si, parfois, cette stratification pourrait être expliquée par des apports sédimentaires ponctuels plus

graveleux (e.g. lors d'une forte crue) comme pour le cas du réflecteur supérieur de la zone « A » (Figure 129), elle pourrait éventuellement témoigner d'une sédimentation grossière subaquatique (e.g. zone « B ») ou encore de remaniements internes, surtout dans un contexte de déposition du début du 20^{ème} siècle où le Rhône n'est pas encore dérivé (débit total). De plus la densité et le motif des réflecteurs de la zone « B » située à l'embase d'un casier ne sont pas sans rappeler ceux que l'on observe plus couramment dans les champs d'épis où le sédiment est plus grossier.

Ce genre d'observations confirme l'intérêt du couplage méthodologique entre analyses sous SIG (planimétriques et topographiques) et approche géophysique, notamment dans une perspective d'analyse à grande échelle. Ces remarques permettent par exemple de mettre en perspective la fiabilité des résultats des calculs volumétriques des sédiments. En effet, on confirme des tendances générales (e.g. que les sédiments sont plus « fins » dans les casiers que dans les champs d'épis) mais on réalise aussi, que les volumes de sédiments ont pu être sous-estimés lorsque les sondages à la perche (sur lesquels se base la modélisation raster du toit de galets) ont pu occasionnellement buter sur des « lentilles sédimentaires » graveleuses ; ou surestimés dans le cas des casiers qui auraient accumulé des sédiments grossiers en sédimentation subaquatique ou connu des remaniements internes.

En outre, sur les radargrammes, la présence de réflecteurs épais très proches de la surface (e.g. Figure 123, entre 240 et 260m et entre 500 et 520 m) pose la question de l'interprétation que l'on peut en faire, d'autant plus qu'ils ont parfois été « traversés » lors des sondages à la perche (Figure 123, sondages S2PDR 16, SPDR16). Or, s'il s'agissait de sédiments grossiers, cela n'aurait pas été réalisable. Il est possible que ces réflecteurs correspondent à un tassement en surface au niveau de chemins pédestres, ou encore, soient le fait d'autres artefacts encore non identifiés dans le cadre de cette approche exploratoire. Nous avons aussi vu que la confrontation entre les sondages à la perche et les radargrammes interprétés mettait en évidence des zones de discordance entre les deux techniques (e.g. au niveau de S2PDR16). En outre, s'il est possible que les sondages à la perche butent sur des « lentilles » de sédiments plus grossiers, il se peut aussi que l'interprétation des réflecteurs « toit de galets » (surlignés en rouge) soit aussi parfois biaisée par la délimitation entre la zone de vadose et la zone saturée en eau, élément qui joue sur la qualité du signal. Beres *et al.* (1999) observent que *“the largest and most continuous georadar reflections originated from the groundwater table”*, il est donc possible qu'un réflecteur épais représente le toit de galets ou bien, parfois, qu'il puisse être confondu avec la zone saturée de la nappe phréatique. En effet, lors des sondages à la perche, mais aussi des prélèvements à la tarière pédologique, nous avons assez fréquemment atteint cette zone saturée typique des marges alluviales, souvent dans les derniers centimètres avant de buter sur la zone de « refus » (alors considérée comme étant le toit de galets). Les niveaux des zones saturées étant non connus, cela peut éventuellement impacter l'interprétation des réflecteurs. Ainsi, il semble nécessaire de coupler les sondages à la perche et le géoradar afin d'éviter au maximum les biais d'interprétation relatifs à chaque méthode. Qui plus est, la création d'une grille de correspondance entre granulométrie et radarfaciès (e.g. Regli *et al.*, 2002) pourrait soutenir la lecture des radargrammes, ce qui permettrait d'affiner la caractérisation de l'organisation structurale des dépôts sédimentaires.

Néanmoins, les tendances générales mettent en évidence que les épaisseurs de sédiments fins (post-corréction) sont plus importantes dans le fond des structures Girardon, au niveau des dépôts plus anciens (pré-dérivation) qu'au niveau des dépôts plus récents (post-dérivation). Les volumes de sédiments fins associés sont ainsi beaucoup plus conséquents au niveau des dépôts pré-dérivation que ceux post-dérivation (estimés à plus de 440 000 m³ contre environ 230 000 m³). Ils surplombent chacun des volumes estimés de sédiments grossiers de l'ordre de 350 000 m³. En termes opérationnels, ces volumes sont très informatifs, notamment puisqu'ils sont disponibles au cas par cas : ils permettent de

cibler les endiguements les plus intéressants en termes de volumes sédiments grossiers stockés et de jauger les quantités de sédiments fins remis à disposition du Rhône ; et ce, en regard des analyses chimiques présentées dans le chapitre suivant. Les retombées opérationnelles sont davantage développées dans les rapports de l'OSR4 et 5 (Seignemartin, 2018 ; Seignemartin, 2019) et sont aussi disponibles pour les autres secteurs (PBN, MON et DZM).

Pour aller plus loin, l'analyse des radargrammes, basée sur l'interprétation fine des radarfaciès permet d'appuyer les hypothèses sur les facteurs de contrôle des structures morphologiques. Sur la Figure 130, les différents radarfaciès mettent en lumière les modalités de déposition et permettent de dresser des hypothèses sur la direction des flux de débordement et la dissipation d'énergie au regard de l'interprétation des textures sédimentaires. Peu après l'épi (à 40 m), on observe une dépression topographique associée à des radarfaciès composés de réflecteurs épais obliques, plus ou moins parallèles ou sigmoïdales entre eux (cf. classification de Beres *et al.*, 1999), qui témoignent de processus de déposition parallèle au chenal et d'une texture grossière. En aval de cette dépression, les réflecteurs sont plus légers (à partir de 70m), ce qui est interprétable comme un affinement de la texture des sédiments. A 100 m, on observe un radarfaciès « avec peu de réflexion », témoignant d'une cuvette de sédiments fins. Ces observations confortent l'idée d'une fosse de dissipation post-épi, déduite de la dissipation de l'énergie de débordement retranscrite par les gradients de textures granulométriques.

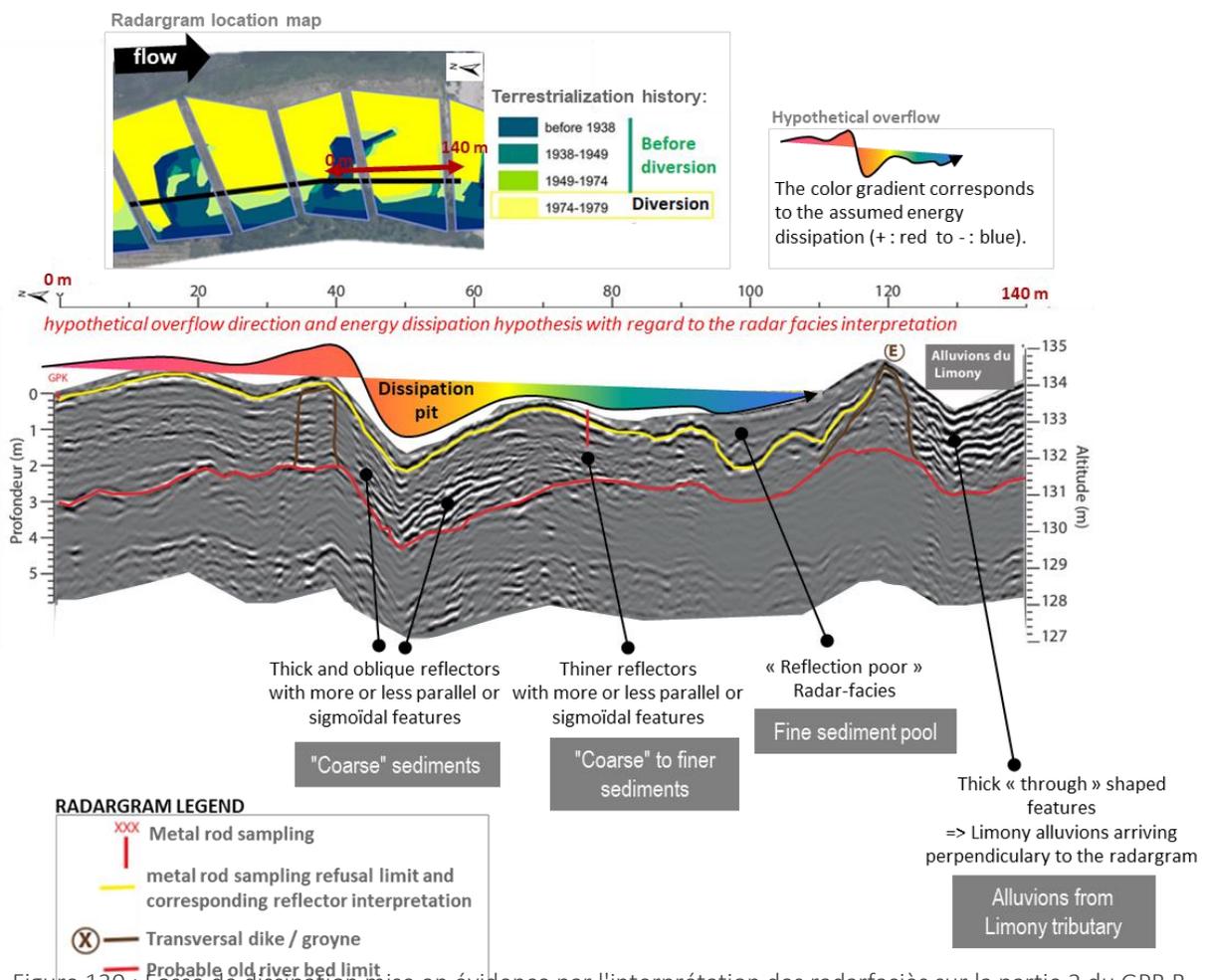


Figure 130 : Fosse de dissipation mise en évidence par l'interprétation des radarfaciès sur la partie 2 du GPR B

Chapitre 8. Les sédiments fins contenus par les aménagements Girardon du Rhône témoignent-ils d'une contamination par les ETM ?

Approche inter-secteur sur le Rhône moyen (PBN, PDR) et le bas Rhône (MON, DZM)

Description et informations

Ce chapitre aborde plus spécifiquement l'état de contamination des sédiments stockés au sein des champs de digues. Il compile les résultats des analyses de chimie élémentaire effectuées sur l'échantillonnage sédimentaire provenant des quatre secteurs d'étude, soient l'équivalent de 770 échantillons prélevés, préparés et analysés au spectromètre XRF portatif selon la méthodologie présentée en chapitre 4. Cette batterie d'échantillons provient de profils sédimentaires verticaux prélevés à la tarière pédologique (par tranche de 20 cm, de la surface des dépôts jusqu'au toit de galets). Pour rappel, ces analyses chimiques sont réalisées sur sédiments secs et tamisés (fraction fine, *i.e.* inférieure 63µm). Des jeux de données complémentaires ont été constitués dans le cadre de l'OSR 4 et 5 et du projet l'OHM-VR « Evaluation de la capacité des arbres à enregistrer une contamination métallique Volet N°2 : mieux caractériser les sédiments pour mieux comprendre les risques de transfert (2017) » afin d'enrichir l'interprétation sur les facteurs contrôlant le signal chimique (caractérisation granulométrique, teneurs en MO et en carbonates, chapitre 4, Section 4.2.3.).

Les analyses de l'échantillonnage effectué dans le cadre de l'OSR4 sur des échantillons de plaine alluviale (hors endiguements Girardon) sont présentées dans l'article de Tena *et al.* (2020), disponible en Annexe 1 du manuscrit.

1. Approche globale : quelles signatures chimiques pour les sédiments du Rhône ? Sont-ils pollués ?

1.1. Résultats bruts

a. Concentrations en EM

Les teneurs en zinc varient fortement, avec un minimum de 94 mg/kg et un maximum 523,45 mg/kg (Tableau 41). La valeur moyenne de 172,8 mg/kg est associée à un coefficient de variation (C.V.) assez élevé de 35,5%. Le plomb varie entre 23,9 et 160,85 mg/kg avec une moyenne plutôt basse de 65,1 mg/kg et un C.V. élevé de 33%. Le nickel présente une moyenne de 45,4 mg/kg, avec une faible variabilité (C.V. = 13%). Le cuivre varie de 14,2 à 139,7 mg/kg, avec une moyenne de 46 mg/kg et un fort C.V. de presque 34%. Le fer, en concentration moyenne de 24,5 g/kg, avec un C.V. de 12 %, varie dans un intervalle allant 17,3 à 33,8 g/kg. Le strontium présente un fort C.V. de 33% autour d'une moyenne de 361,8 mg/kg, associé à une grande étendue [139,7 – 584,9] mg/kg.

Tableau 41 : Teneurs métalliques des échantillons prélevés sur des profils verticaux dans les casiers
(Analyses au FP –XRF sur fraction fine <63µm, teneurs corrigées *cf.* section 4.1.3)

Teneurs en ETM (mg/kg)						
N Total= 770	Zn	Pb	Ni	Cu	Fe	Sr
Moyenne des teneurs	172,8	65,1	45,4	46	24 530	361,8
Ecart-type (Pearson)	61,4	21,8	6,1	15,8	2995	118,2
Médiane	159,48	77,3	45	42,7	24 802	412,2
IQR	64,4	29,2	8,5	17,7	4512	212,7
Min-Max (mg/kg)	94 - 523,5	23,9 -160,9	28,5 -66,3	14,2-139,7	17 321 - 33 782	139,7 -584,9

b. Dépassement des seuils de pollution S1

D'un point de vue réglementaire, le seuil S1 (en France) définit le statut de contamination des sédiments de rivières. Dans cette section, nous allons nous baser sur cet indice ; ses valeurs sont proches de celle du PEC (cf. Tableau 31).

Sur l'ensemble des casiers échantillonnés sur les 4 secteurs, les teneurs moyennes en métaux sont bien en dessous des seuils S1 (cf. Tableau 42), et ce, alors même que le signal est concentré (fraction < 63µm étudiée). Néanmoins, de manière ponctuelle, ces seuils sont parfois dépassés : les teneurs en zinc excèdent le S1 dans 4,3% des cas, avec un dépassement moyen de 73,8 mg/kg. Le zinc dépasse donc peu souvent le S1 mais avec un indice moyen assez élevé. Le dépassement maximal observé correspond à une teneur de 523,45 mg/kg, soit 1,75 fois la valeur seuil S1. Pour le plomb, le seuil est excédé dans 6,9% des cas avec des valeurs qui présentent une moyenne de 116 mg/kg. Le dépassement maximal observé correspond à une teneur de 161 mg/kg, soit 1,61 fois le seuil S1. Les teneurs en nickel dépassent le S1 dans 21,01% des cas, dont l'indice moyen de dépassement est de 1,03. De la sorte, les teneurs sont souvent supérieures au seuil S1, mais avec un faible écart. Les teneurs en cuivre n'excèdent que rarement le S1 (0.8%) ; les valeurs excédantes étant associées à une moyenne de 118,3 mg/kg.

Tableau 42 : Teneurs métalliques des échantillons prélevés sur des profils verticaux dans les casiers en regard de la norme S1 (Analyses au FP –XRF sur fraction fine <63µm, teneurs corrigées cf. section 4.1.3)

Données en regard des seuils de pollution S1				
N Total= 770	Zn	Pb	Ni	Cu
S1 Threshold (mg/kg)	300	100	50	100
Samples exceeding the S1 Threshold (%)	4,3	6,9	21	0,8
Mean ± SD of the samples exceeding the S1 Threshold (mg/kg)	373,8 ±59	116,2 ±16,4	54,3 ±3,6	118,3 ±15,1

c. Facteurs de contamination

Rappelons que les Facteurs de Contamination (CF) s'interprètent selon la grille de lecture suivante : si le CF est inférieur à 1, il n'y a pas de contamination, entre 1 et 3, elle est modérée, entre 3 et 6, elle est considérée comme importante, et au-dessus de 6, comme forte (Håkanson, 1980). L'Indice de géo-accumulation (I_{geo}), quant à lui, présente la grille de lecture suivante : inférieur à 0, il n'y a pas de contamination, compris entre 0 et 1, le sédiment est considéré comme non contaminé à modérément contaminé, entre 1 et 2, comme modérément contaminé et entre 2 et 3 modérément à fortement contaminé (Müller, 1969).

Ainsi, les ETM analysés au sein de notre étude présentent des CF moyens (Tableau 43) correspondant à des sédiments considérés comme modérément pollués puisque le CF moyen du zinc équivaut à 2,7 ; celui du cuivre à 2,5, du nickel 1,4. Seul le plomb, au CF égal à 3,7 se retrouve ainsi dans la classe de pollution « importante ». On notera que, globalement, le nickel présente des CF maximum relativement bas (maximum : 2,03) tandis que le zinc, et le cuivre, la classe « modérément contaminée » correspond respectivement à 74,5% et 77,9%. La classe la plus représentée pour le plomb est celle [$3 \leq CF < 6$] puisque qu'elle comporte 61,3% des échantillons. Concernant le zinc et le cuivre, la classe « contamination importante » correspond tout de même à (respectivement) 24 et 21,6% des échantillons. 1,4% des échantillons sont considérés comme « très fortement » contaminés en zinc, tandis que seulement 4,9% le sont pour le plomb, 0,4% pour le cuivre et 0% pour le nickel.

L' I_{geo} , moins sensible à l'hétérogénéité des fonds géochimiques, caractérisent les sédiments du Rhône médian comme étant globalement peu ou modérément contaminés en ce qui concerne le zinc et le

cuivre ($I_{geo} < 1$), non contaminé en ce qui concerne le nickel ($I_{geo} < 1$) et modérément contaminé en plomb ($1 \leq I_{geo} < 2$). En revanche, les valeurs maximums d' I_{geo} pour le zinc, le plomb et le cuivre, avoisinant les 2,5 les qualifient comme étant « modérément à fortement contaminés ».

Tableau 43 : Facteurs de contamination (CF) et Indices de géo-accumulation (I_{geo})

n=770	Zn	Pb	Cu	Ni
<i>Local Geochemical Background (LGB) from Dendievel et al. (2020)</i>	64,6	17,7	18,4	32,7
Facteur de contamination				
CF (Mean \pm SD)	2,67 \pm 0,95	3,68 \pm 1,23	2,5 \pm 0,86	1,39 \pm 0,19
CF Range (Min–Max)	1,46– 8,1	1,35–9,09	0,77–7,59	0,87–2,03
CF<1 (%)	0,0	0,0	0,1	0,5
1 \leq CF < 3 (%)	74,5	33,8	77,9	99,5
3 \leq CF < 6 (%)	24	61,3	21,6	0,0
6 \leq CF (%)	1,4	4,9	0,4	0,0
Indice de géo-accumulation				
I_{geo} (MEAN \pm SD)	0,76 \pm 0,44	1,22 \pm 0,48	0,66 \pm 0,45	-0,12 \pm 0,19
I_{geo} range (MIN-MAX)	-0,04 – 2,43	-0,15–2,6	-0,96 – 2,34	-0,78 – 0,43
$I_{geo} < 0$ (%)	0,9	0,8	4,2	73,6
0 $\leq I_{geo} < 1$ (%)	73,6	33	73,9	26,4
1 $\leq I_{geo} < 2$ (%)	24	61,3	21,6	0,0
2 $\leq I_{geo} < 3$ (%)	1,4	4,9	0,4	0,0

1.2. Interprétations

Les concentrations en zinc, plomb, nickel et cuivre sont généralement en dessous des seuils S1, et donc des PEC de McDonald *et al.* (2000) (Zn : 459 mg/kg, Pb : 128 mg/kg, Ni : 48,6 mg/kg et Cu =149 mg/kg), qui les uns comme les autres se réfèrent à des échantillons tamisés à 2 millimètres. Ainsi, en tenant compte de l'augmentation du signal résultant du fait que nous avons analysé la fraction fine (<63 μ m) et du nombre relativement faible de dépassements des seuils, les sédiments analysés ne présentent pas une contamination globalement très élevée.

Selon la grille de lecture des CF et des I_{geo} , les tendances qu'ils décrivent rejoignent celles des comparaisons aux S1 et au PEC ; elles témoignent de sédiments plutôt modérément contaminés en ce qui concerne le zinc, le cuivre et le nickel. Le plomb est associé à un CF et un I_{geo} un peu plus élevé, de même que les 6.9% d'échantillons dépassant le S1 sont associés à une moyenne de 116,2 \pm 16,4 mg/kg. Parmi ceux-là, seulement 9 échantillons (sur 770) dépassent le PEC (Pb : 128 mg/kg).

Cependant, il y a bel et bien des anomalies chimiques puisque 1,6% des échantillons ont un CF supérieur à 6 pour le zinc contre 4,9% pour le plomb et 0,4% pour le cuivre ; 4,1% ont un I_{geo} supérieur à 2 pour le zinc contre 14,1% pour le plomb et 1,1% pour le cuivre, avec des maximums respectifs de 523,5 mg/kg (CF= 8,1 ; I_{geo} = 2,43), 160,9 mg/kg (CF= 9,09 ; I_{geo} = 2.6) et 118,3 mg/kg (CF= 7,59 ; I_{geo} = 2.34), qui dépassent largement le PEC en ce qui concerne le zinc et le plomb.

Si les teneurs chimiques moyennes des sédiments des endiguements Girardon ne dépassent que rarement le S1 et le PEC, elles sont globalement bien supérieures à celles des fonds géochimiques proposés par Dendievel *et al.* (2020) : 172,8 contre 64,6 mg/kg pour le zinc, 65,1 contre 17,7 mg/kg pour le plomb, 45,4 contre 18,4 mg/kg pour le cuivre, et 46 contre 32,7 mg/kg pour le nickel. Or, les

Local Geochemical Background proviennent de carottes pédologiques prélevées dans la plaine alluviale du Tricastin, proches de nos deux secteurs aval (MON et DZM). Ainsi, de telles différences peuvent être d'une part attribuées à un enrichissement « global » post-industriel du milieu. Néanmoins il faut encore envisager la possibilité qu'il y ait des différences géogéniques, d'enrichissements « locaux » post-industriels (*e.g.* par les tributaires), mais aussi qu'il y ait des effets de dilution sur les distances qui séparent les secteurs (*e.g.* 90 km entre PDR et MON). L'approche inter-secteur qui suit s'intéresse notamment à cette question.

2. Approche inter-secteur : les signatures chimiques sont-elles différentes en fonction des secteurs ? Certains tronçons sont-ils plus pollués que d'autres ?

2.1. Résultats bruts

a. Variabilité inter-secteurs des teneurs en EM

Afin de mieux comprendre les signatures chimiques selon les secteurs, une analyse en composantes principales a été réalisée à partir des teneurs en 6 éléments de chacun des échantillons (Zn, Pb, Ni, Pb, Fe, Sr) en tant que variables explicatives et le « secteur » en tant que variable illustrative.

Sur l'ACP, les secteurs amont/aval sont divisés en deux groupes distincts (Figure 131). Les échantillons de MON et DZM sont pour certains corrélés au nickel, fer et strontium (quart supérieur gauche), tandis que PBN et PDR sont surtout corrélés au plomb, zinc et cuivre (quart supérieur droit).

Cette ACP permet d'appréhender une variabilité inter-secteur mais les répartitions observées laissent aussi deviner la variabilité intra-secteur abordée dans la section suivante.

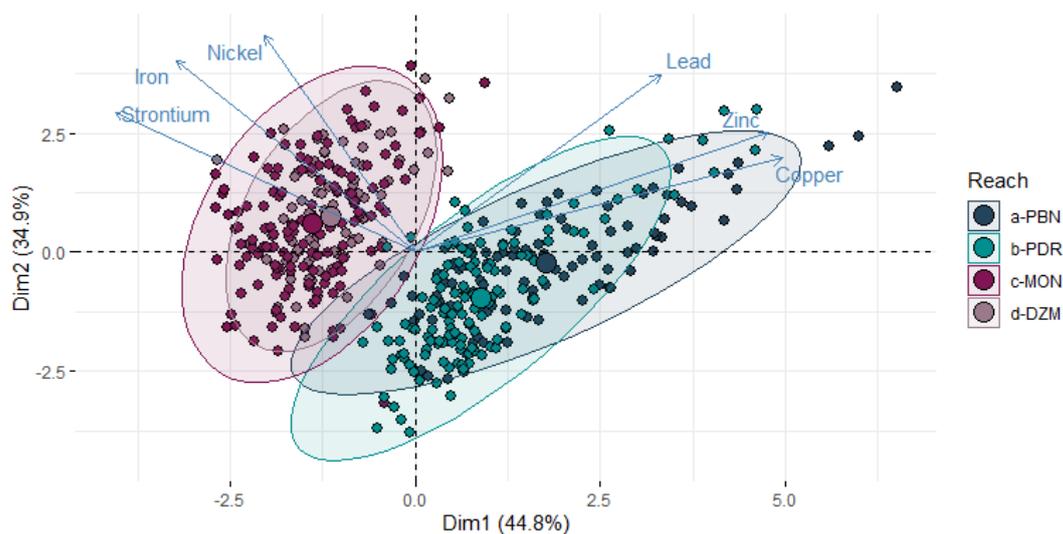


Figure 131 : ACP (centrée-réduite) ayant pour variables actives les concentrations en zinc, plomb, nickel, cuivre, fer et strontium (analyses XRF sur fraction fine) et pour variables illustratives le secteur de provenance (PBN, PDR, MON et DZM). Les cercles plus grossiers correspondent au centre d'inertie du nuage de points qu'ils représentent.

Les échantillons présentent des teneurs en zinc significativement (cf. p.value, Figure 132) plus élevées à PBN et à PDR qu'à MON et DZM (moyenne \pm SD : $[Zn]_{PBN} = 198,8 \pm 70,7$ mg/kg ; $[Zn]_{PDR} = 209,9 \pm 74,1$ mg/kg ; $[Zn]_{MON} = 149,5 \pm 33,2$ mg/kg ; $[Zn]_{DZM} = 144,9 \pm 30,5$ mg/kg), avec de nombreuses valeurs extrêmes dans le quantile supérieur pour PBN et PDR (Maximum : $[Zn]_{PBN} = 523,5$ mg/kg ; $[Zn]_{PDR} = 471,3$ mg/kg) contre des valeurs maximales qui demeurent inférieures à 300 mg/kg à MON et DZM.

Cette même tendance est aussi observée pour le cuivre avec des teneurs plus élevées à PBN et PDR qu'à MON et DZM (moyenne \pm SD : $[Cu]_{PBN} = 58,4 \pm 20$ mg/kg ; $[Cu]_{PDR} = 53,6 \pm 14,7$ mg/kg ; $[Cu]_{MON} = 40,5 \pm 10$ mg/kg ; $[Cu]_{DZM} = 37,1 \pm 8$ mg/kg). Des *outliers* sont observables pour chacun des sites, la concentration en cuivre maximum observée est de 277 mg/kg à DZM.

Les teneurs en plomb sont plus élevées à PBN, PDR et DZM (moyenne \pm SD : $[Pb]_{PBN} = 68,7 \pm 22,6$ mg/kg ; $[Pb]_{PDR} = 69,2 \pm 24,2$ mg/kg ; $[Pb]_{MON} = 59,6 \pm 20,8$ mg/kg ; $[Pb]_{DZM} = 63,2 \pm 19,2$ mg/kg) ; à noter que ces valeurs restent globalement faibles en regard des seuils S1 et PEC mais que ceux-ci sont quelques fois dépassés à PBN et PDR (4 *outliers* à PBN et 2 à PDR avec un maximum à PBN $[Pb] = 139,7$ mg/kg).

En ce qui concerne le nickel, MON et DZM montrent des teneurs significativement plus importantes que les deux secteurs amont (moyenne \pm SD : $[\text{Ni}]_{\text{PBN}} = 41,4 \pm 4,3 \text{ mg/kg}$; $[\text{Ni}]_{\text{PDR}} = 42,5 \pm 5,7 \text{ mg/kg}$; $[\text{Ni}]_{\text{MON}} = 49,4 \pm 6,3 \text{ mg/kg}$; $[\text{Ni}]_{\text{DZM}} = 47,4 \pm 4,7 \text{ mg/kg}$). Néanmoins, PDR est le secteur qui présente le plus d'*outliers* avec un maximum atteignant 65,4 mg/kg. On notera aussi que si ces différences sont statistiquement significatives, les teneurs restent globalement en deçà du seuil de 50 mg/kg.

Le fer et le strontium, ici davantage conservés comme éléments de comparaison (ils ne font pas partie des nomenclatures classiques « pollution ») témoignent de signatures chimiques bien différentes entre les secteurs amont et aval : MON et DZM présentent des teneurs en strontium et en fer significativement plus élevées que PBN et PDR.

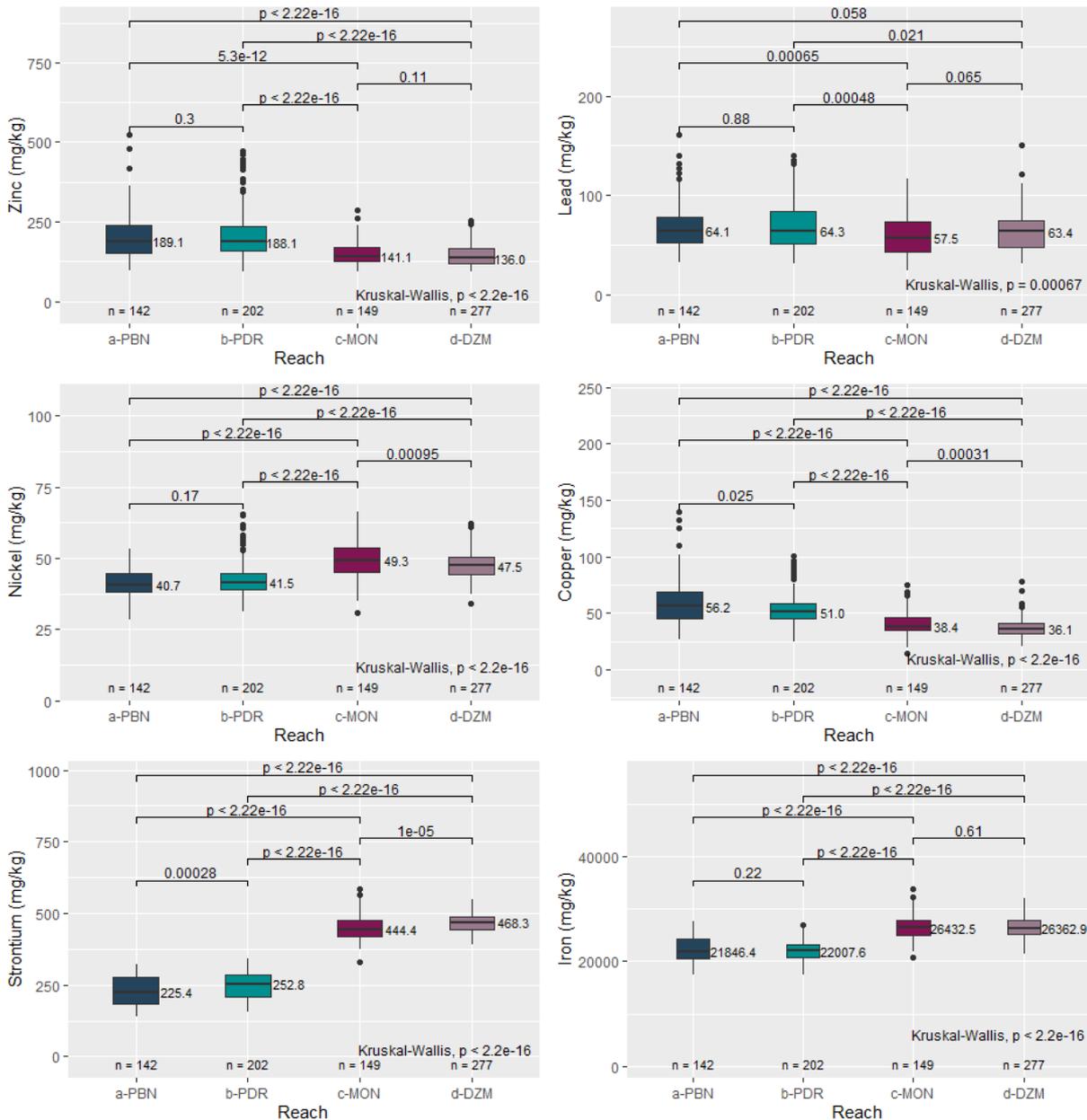


Figure 132 : Concentrations en zinc, plomb, nickel, cuivre, fer et strontium (Analyses au FP –XRF sur fraction fine $<63\mu\text{m}$, teneurs corrigées cf. section 4.1.3) selon le secteur de provenance (PBN, PDR, MON et DZM)

b. Variabilité inter-secteurs des indices de contamination

De façon cohérente, les indices de contamination retranscrivent la variabilité inter-secteur observée sur les concentrations brutes. Selon les grilles d'interprétation de CF et de l' I_{geo} , PBN et PDR sont caractérisés par des contaminations « modérées » à « considérables » en zinc, en plomb, et des teneurs en cuivre « plutôt modérées » à PDR et « modérées à fortes » à PBN (cf. Tableau 44). MON et DZM ne présentent pas de contamination (ou faible) en zinc et en cuivre. En revanche, ils sont aussi caractérisés par des contaminations « modérées » à « considérables » en plomb.

On retrouve des anomalies chimiques (maximums) correspondant à des contaminations « fortes » en zinc à PBN et à PDR, en cuivre à PBN, et en plomb sur l'ensemble des secteurs. Les CF et I_{geo} du nickel ne retranscrivent pas de contamination particulière.

Tableau 44 : Facteurs de contamination et Indices de géo-accumulation selon le secteur

	Zn		Pb		Cu		Ni	
Facteur de contamination								
Orange : « contamination considérable », rouge : « contamination forte »								
	Mean ± SD	Min-Max	Mean ± SD	Min-Max	Mean ± SD	Min-Max	Mean ± SD	Min-Max
PBN	3,1 ± 1,1	1,5 - 8,1	3,9 ± 1,3	1,9 - 9,1	3,2 ± 1,1	1,4 - 7,6	1,3 ± 0,1	0,9 - 1,6
PDR	3,2 ± 1,1	1,5 - 7,3	3,9 ± 1,4	1,8 - 7,9	2,9 ± 0,8	1,3 - 5,5	1,3 ± 0,2	1 - 2
MON	2,3 ± 0,5	1,5 - 4,4	3,4 ± 1,2	1,4 - 6,6	2,2 ± 0,5	0,8 - 4,1	1,5 ± 0,2	0,9 - 2
DZM	2,2 ± 0,5	1,5 - 3,9	3,6 ± 1,1	1,8 - 8,5	2 ± 0,4	1,1 - 4,2	1,5 ± 0,1	1 - 1,9
Indice de géo-accumulation								
Orange : «contamination modérée», rouge : «contamination modérée à forte»								
PBN	0,96 ± 0,48	0 - 2,43	1,3 ± 0,44	0,31 - 2,6	1 ± 0,47	-0,06 - 2,34	-0,25 ± 0,15	-0,78 - 0,12
PDR	1,04 ± 0,45	-0,04 - 2,28	1,3 ± 0,49	0,25 - 2,4	0,91 ± 0,38	-0,18 - 1,87	-0,22 ± 0,18	-0,65 - 0,41
MON	0,59 ± 0,3	-0,04 - 1,56	1,08 ± 0,52	-0,15 - 2,13	0,51 ± 0,36	-0,96 - 1,45	0 ± 0,19	-0,66 - 0,43
DZM	0,55 ± 0,29	-0,04 - 1,38	1,18 ± 0,44	0,24 - 2,5	0,4 ± 0,3	-0,4 - 1,5	-0,06 ± 0,14	-0,52 - 0,34

c. Exploration inter-secteur des corrélations entre EM

Dans tous les secteurs, le zinc est très fortement positivement corrélé au plomb ($R=0,69$), au cuivre ($R=0,82$) (Figure 133). Il est aussi plus faiblement mais significativement positivement corrélé au nickel lorsqu'il est examiné par secteur ($R_{PBN}= 0,42$; $R_{PDR}= 0,40$; $R_{MON}= 0,66$; $R_{DZM}= 0,5$), tout comme le zinc ($R_{PBN}= 0,47$; $R_{PDR}= 0,31$; $R_{MON}= 0,3$; $R_{DZM}= 0,35$).

Le plomb est, pour tous les secteurs, ainsi très fortement corrélé au zinc ($R= 0,69$) et au cuivre ($R= 0,6$). Il est significativement mais légèrement positivement corrélé au nickel à PDR et DZM ($R_{PDR}= 0,15$; $R_{DZM}= 0,22$), beaucoup plus fortement à MON ($R_{MON}= 0,55$) mais ne présente pas de corrélation significative à PBN. Le plomb est significativement légèrement corrélé au fer à PDR et MON ($R_{PDR}= 0,27$; $R_{MON}= 0,25$) mais pas à PBN et DZM.

Le cuivre est donc positivement et fortement corrélé au zinc et au plomb. Il est aussi significativement positivement corrélé au nickel lorsqu'il est examiné par secteur ($R_{PBN}= 0,31$; $R_{PDR}= 0,57$; $R_{MON}= 0,61$; $R_{DZM}= 0,46$) ainsi qu'avec le fer ($R_{PBN}= 0,34$; $R_{PDR}= 0,31$; $R_{MON}= 0,62$; $R_{DZM}= 0,17$).

Dans tous les secteurs, le nickel est fortement positivement corrélé au fer ($R_{PBN}= 0,68$; $R_{PDR}= 0,38$; $R_{MON}= 0,58$; $R_{DZM}= 0,58$). Il est aussi positivement corrélé au zinc, au cuivre lorsqu'il est examiné par secteur ; et significativement positivement corrélé au plomb sauf à PBN.

Le fer est positivement et fortement corrélé au nickel ($R = 0,67$). Il est significativement mais moins fortement corrélé au zinc lorsqu'examiné par secteur, positivement et légèrement corrélé au plomb à PDR et MON, légèrement positivement corrélé au cuivre lorsqu'examiné par secteur.

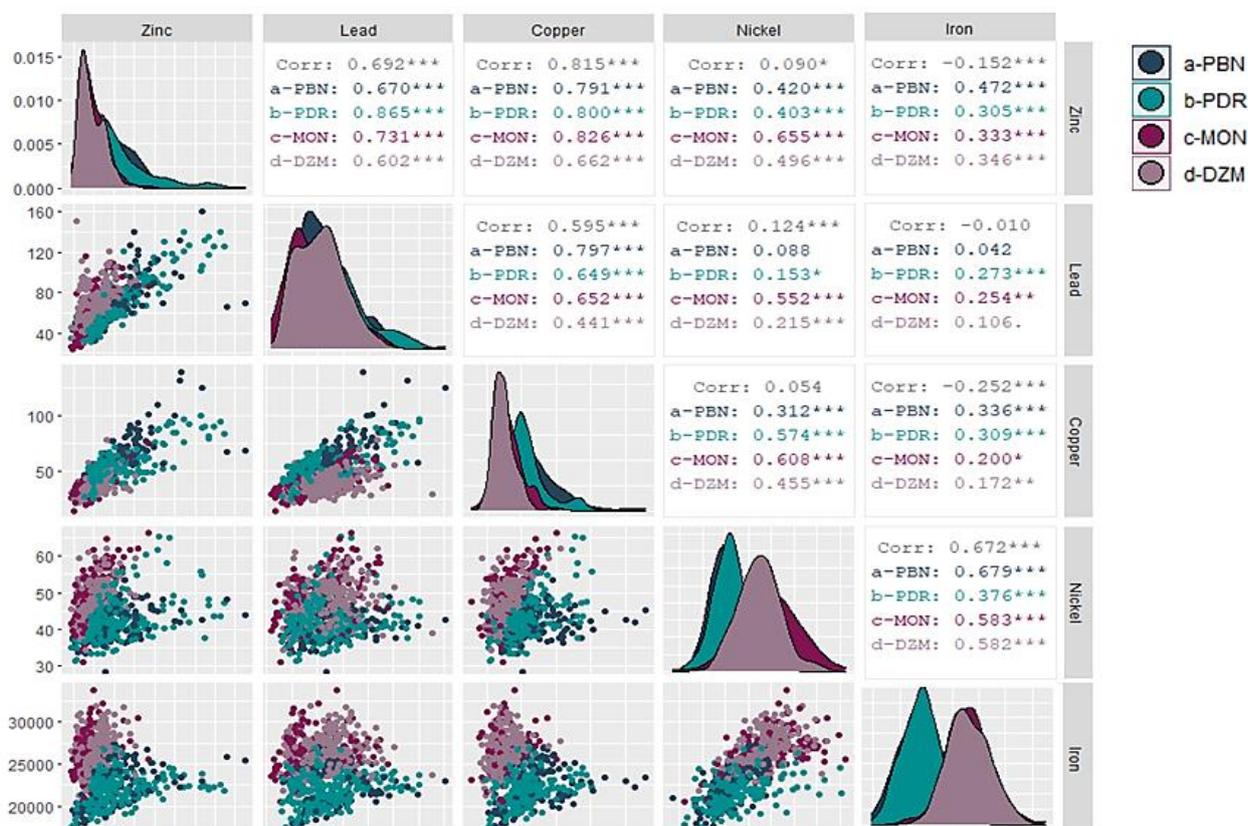


Figure 133 : Relation de corrélation entre les teneurs en zinc, plomb, nickel, cuivre, fer et strontium (analyses XRF sur fraction fine) selon le secteur

2.2. Interprétations

Les deux secteurs amont (PBN et PDR) sont plus « chargés » en zinc, en plomb et en cuivre. Les teneurs en plomb sont aussi élevées sur les deux autres secteurs.

Néanmoins, il est intéressant de noter que le zinc, le plomb, et le cuivre, éléments souvent indicateurs de pollution urbaine et/ou industrielle, présentent des teneurs très fortement et positivement corrélées (Dendievel *et al.*, 2020 ; Gasperi *et al.*, 2014). Ces corrélations positives et fortes sont associées à des valeurs plus élevées et à un grand nombre d'outliers au niveau de PBN et PDR, secteurs proches de Lyon et de la vallée de la chimie.

Nous reviendrons en discussion sur les hypothèses pouvant expliquer ces différences à l'échelle du bassin versant du Rhône.

Les teneurs en nickel sont plus importantes sur les secteurs de MON et DZM, et sont corrélées au fer, lui aussi plus important dans les deux secteurs à l'aval, ce qui pourrait traduire d'un enrichissement par les influents intermédiaires

3. Variabilité amont-aval inter-secteur et intra-secteur : existe-t-il des patrons chimiques inter- et intra-secteur ?

3.1. Résultats bruts

Afin de mieux comprendre cette variabilité inter et intra-secteur, nous avons réalisé des graphiques (Figure 134) permettant d'observer la distribution des concentrations pour les EM étudiés en fonction de leur secteur, selon un gradient amont-aval (selon le PK). Un *boxplot* correspond ainsi à un profil vertical constitué par l'ensemble des échantillons du profil (prélevés tous les 20 cm ; cf. chapitre 4 Section 4.1.).

Dans la section précédente, nous avons vu qu'il y avait une variabilité chimique inter-secteur, notamment entre l'amont (PBN et PDR) et l'aval (MON et DZM). La spatialisation amont-aval par profil confirme cette analyse mais met aussi en avant, qu'en plus d'avoir des signatures différentes, les secteurs présentent une variabilité interne. A noter que la date de d'atterrissement des dépôts est ici ajoutée en tant que variable illustrative puisque la variabilité temporelle pourrait induire des biais quant à l'interprétation de la variabilité spatiale. Nous reviendrons néanmoins sur l'aspect temporel dans la section suivante.

Sur l'ensemble des secteurs, le zinc, le plomb et le cuivre affichent à peu près le même patron longitudinal : *e.g.* il y a un patron spatial « sinusoïdal » à PBN observé pour le zinc, le plomb et le cuivre. En revanche, à PDR, il y a par exemple une augmentation progressive des teneurs en zinc et en plomb du KP56.54 au KP 61.22 qui n'est pas observée pour le cuivre.

De leur côté, le nickel et le fer présentent quelques variations, globalement peu marquées en intra-secteurs.

On note une légère différence des teneurs en ETM dans les dépôts à l'amont et à l'aval de l'Ardèche (rupture visible entre les PK183.5 et 185.64), avec une tendance générale à l'augmentation des teneurs après l'arrivée de l'affluent.

Certains secteurs affichent des gradients chimiques plus ou moins prononcés mais tous présentent des anomalies chimiques en plomb (outliers avec des figurés « *point* »). En outre PBN et PDR présentent des profils dont la signature chimique se démarquent (*e.g.* profils KP7.36 ; KP 52.51, KP 53.08 ; KP61.22 avec une distribution à l'étendue plus grande, et des valeurs globalement plus élevées en zinc, plomb et cuivre) et des anomalies fréquentes (outliers) en zinc, plomb, cuivre ; et même en nickel en ce qui concerne PDR.

3.2. Interprétations

Ainsi, en termes de variabilité spatiale, il semblerait qu'il y ait des tendances observables à différentes échelles : générale (inter-secteur ; cf. chapitre 8 section 2), plus locales (intra-secteur ; cf. chapitre 8 section 3), avec des anomalies ponctuelles (intra-profil ; cf. chapitre 8 section 2). Ces différences pourraient être induites par des facteurs d'ordre géogéniques (éventuellement pour le nickel et le fer), ou anthropiques (possiblement pour le zinc, cuivre) ou encore correspondre à une variabilité inférée par exemple, par la variation des teneurs en carbonates (cf. Section méthodologique 4.4). Nous reviendrons sur ces différentes hypothèses en discussion de ce chapitre.

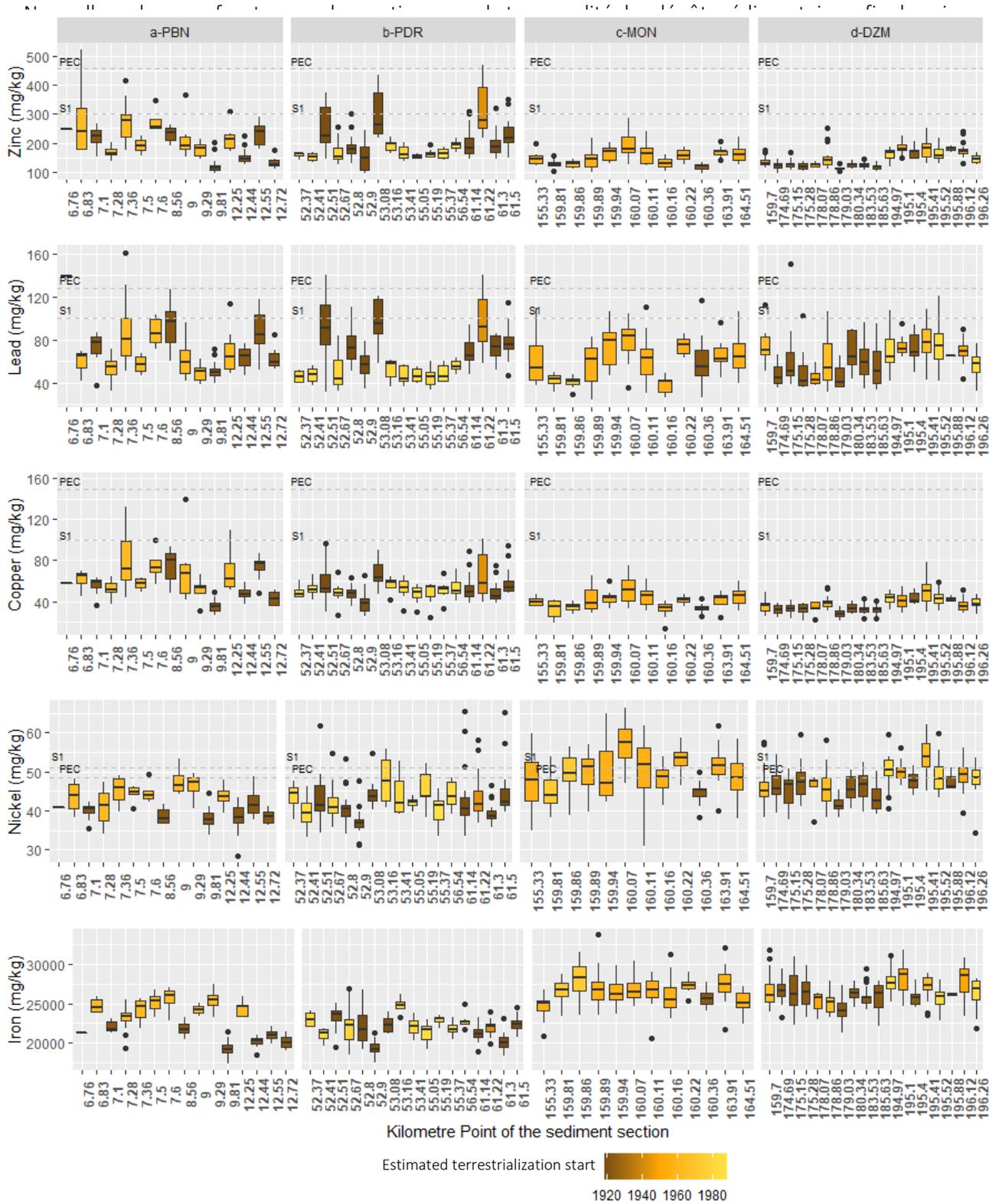


Figure 134 : Concentrations en zinc, plomb, cuivre, nickel, et fer par profil (1 boxplot = 1 profil sédimentaire), selon le gradient amont-aval (KP =Kilomètre Point)

4. Variabilité temporelle : existe-t-il des fenêtres temporelles de contamination ?

4.1. Etape préliminaire : caractérisation temporelle des dépôts et des profils sédimentaires

Nous avons caractérisé temporellement les dépôts sédimentaires grâce à la diachronie de terrestrialisation (*cf.* chapitre 5) tandis que les fréquences de submersion ont été extraites des modèles de Džubáková (2014, *cf.* tableau 21). Ces dernières nous serviront en section 5 de ce chapitre. A noter que les fenêtres temporelles correspondent à la dernière date à laquelle la surface associée était en eau et à la première date à laquelle elles deviennent terrestres (Figure 136). Aussi, une fois terrestres, ces zones peuvent tout à fait possiblement continuer d'accumuler du sédiment. De la sorte, cette fenêtre temporelle est une indication chronologique qui suppose le début de la déposition en sédiments fins durant ce laps de temps ; et ce, sans oublier qu'il est possible qu'il y ait dans certains cas, la possibilité d'une sédimentation subaquatique antérieure.

Quinze profils ont été prélevés à PBN (Annexe 6 : Figure a, b et c), à une distance du chenal comprise entre 11 m et 132 m et à une élévation relative à la ligne d'eau de 2010 (RE) variant entre 1,6 et 6,8 m. Ils sont associés à des fréquences de submersion moyenne allant de 0,5 à 44,7 jours par an. Parmi ceux-ci, six proviennent de dépôts ayant commencé à s'atterrir durant la période [1900-1945] (pré-dérivation) et neuf de la période [1954-1973] (post-dérivation).

Dix-sept profils sont localisés à PDR (*e.g.* Figure 135 Annexe 6 : Figure d, e et f), à des distances au chenal comprises entre 21 et 90 m du chenal, à des RE situées entre 1 et 6,3 m au-dessus de la ligne d'eau. Leur fréquence de submersion moyenne varie de 0,1 et 46,1 jours par an. Sept profils proviennent de dépôts ayant commencé à s'atterrir durant la période [1900-1938] et durant la période [1938-1949] (pré-dérivation). Neuf profils proviennent de dépôts débutant leur atterrissage en post-dérivation dont cinq durant la période [1979-1982], trois durant [1982-1986] et un durant [1986-1991].

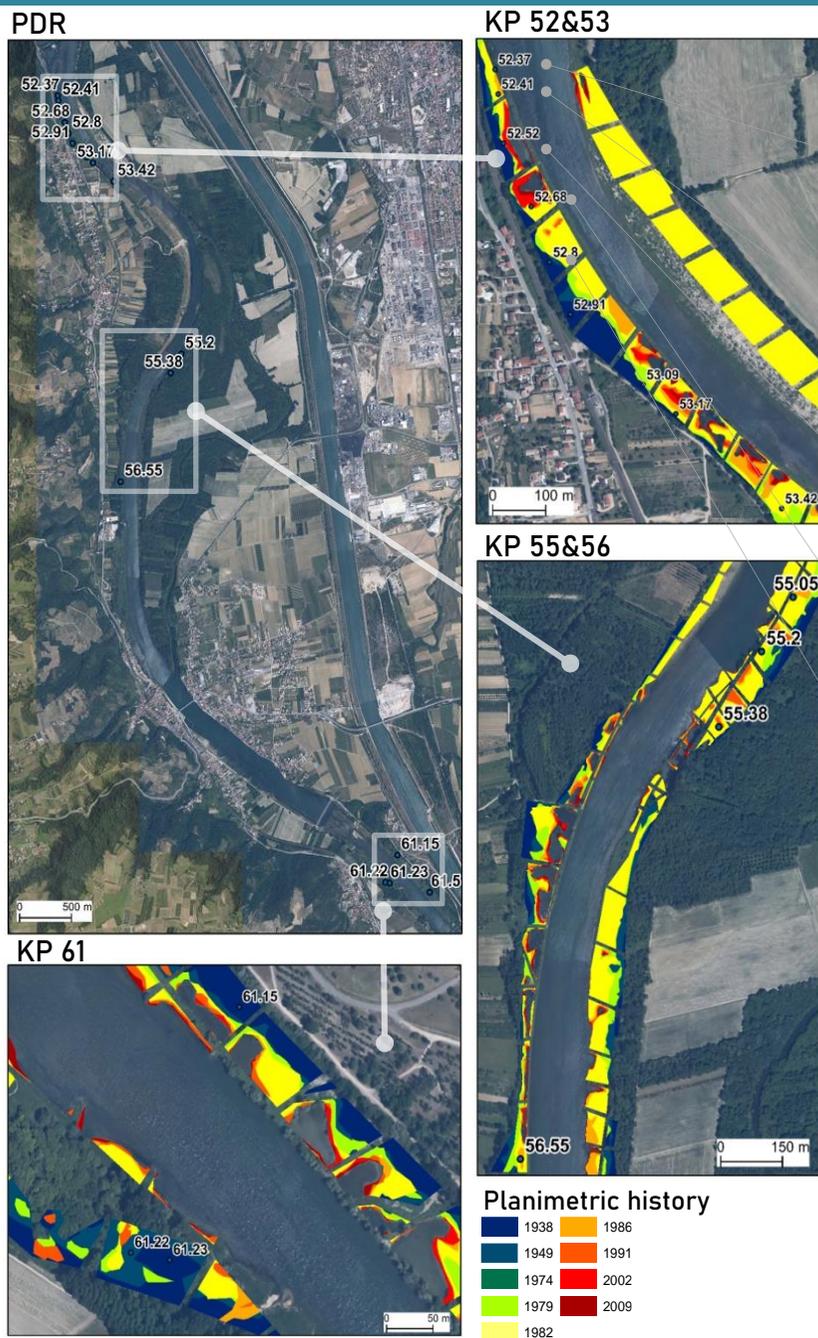
Treize profils proviennent du secteur de MON (Annexe 6 : Figure g et h), localisés à des distances au chenal comprises entre 19 et 143 m, des RE entre 1,3 m et 5,6 m et sont associés à des fréquences de submersion moyennes variant de 0,6 à 18,2 jours par an. Parmi ceux-ci, une seule section provient de dépôts débutant leur atterrissage en pré-dérivation, sur la fenêtre temporelle [1900-1946], tandis que les douze autres proviennent de dépôts ayant commencé à s'atterrir consécutivement à la dérivation du secteur dont neuf sur la fenêtre temporelle [1946-1961], une sur [1961-1969] et deux sur [1969-1978].

Dix-sept profils proviennent de DZM (Annexe 6 : Figure i, j et k) et sont situés à des distances au chenal comprises entre 30 et 134 m, des RE entre 1,3 m et 5,6 m et sont caractérisés par des fréquences de submersion moyennes variant de 1 à 5 jours par an. Neuf profils proviennent de dépôts débutant leur atterrissage durant la période [1900-1947] (pré-dérivation). Les huit autres profils proviennent de dépôts ayant commencé à s'atterrir en post-dérivation dont trois durant la période [1947-1955], deux sur la fenêtre temporelle [1955-1976] et trois sur [1976-1994].

Ainsi, les profils sédimentaires prélevés sur les quatre secteurs recouvrent des chronologies sédimentaires et des contextes hydrodynamiques variés.

Le bilan des caractéristiques des profils sédimentaires prélevés est disponible en Annexe 7. Elles sont extraites à partir des jeux de données planimétriques et topographiques présentées sur les annexes 15 à 25.

a. LOCALISATION DES PROFILS SEDIMENTAIRES ET CHRONOLOGIE DE TERRESTRIALISATION



b. CONTEXTE TOPOGRAPHIQUE DES PROFILS SEDIMENTAIRES

KP 52 Right bank

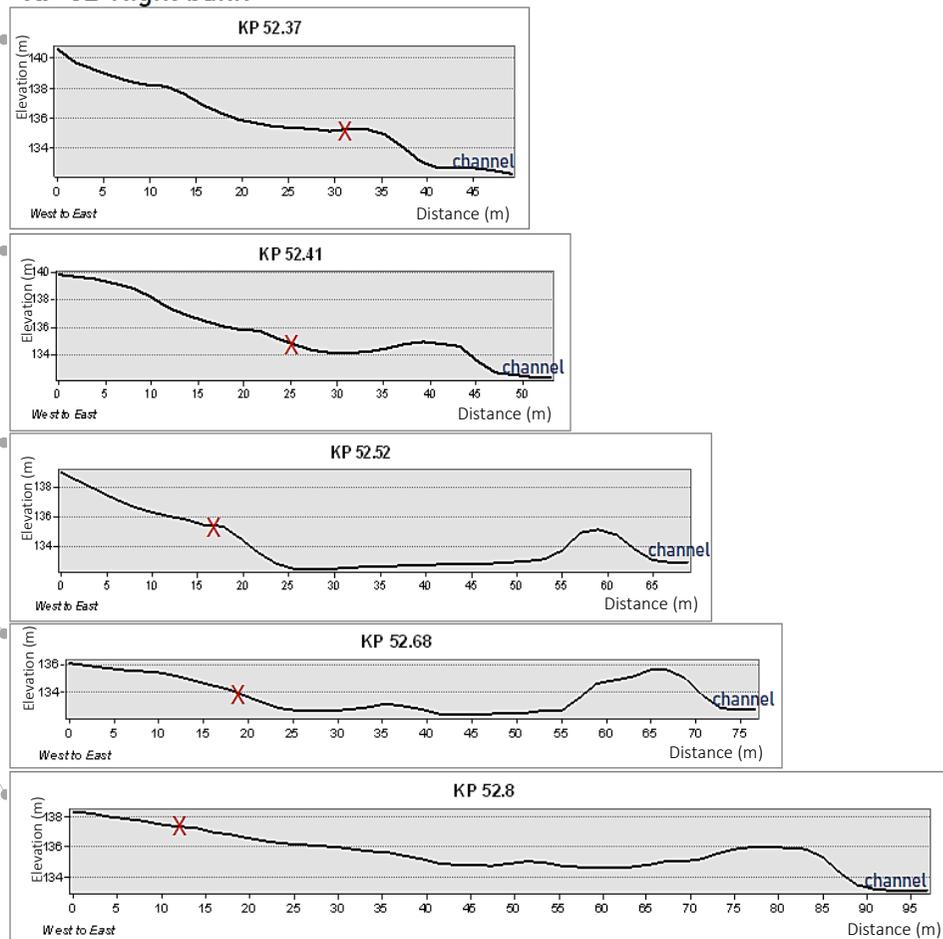


Figure 135 : a. Localisation, chronologie et b. Contexte topographique des profils sédimentaires à PDR classés selon le KP

4.2. Résultats bruts

- a. Variabilité inter-profil : signature chimique des ETM en fonction de la période de début d'atterrissage des surfaces intra-casiers associées

A PBN, les teneurs en zinc les plus fortes sont associées aux dépôts dont la date de début d'atterrissage correspond à la période 1954-1973 avec une moyenne de $224,3 \pm 77,6$ mg/kg contre $177,4 \pm 56,4$ mg/kg pour la période 1900-1945. On observe la même tendance pour les autres éléments, avec des teneurs en nickel cuivre et fer plus importantes pour la fenêtre temporelle de début d'atterrissage 1954-1973 (*cf.* Figure 136, Annexe 8). En revanche, pour le plomb, il n'y a pas de différence significative entre les deux périodes (Wilcoxon test p-value = 0,1).

A PDR, les teneurs en zinc, en plomb et en cuivre sont plus fortes pour la période de début d'atterrissage 1938-1949 ([Zn] = $315,4 \pm 83,6$ mg/kg ; [Pb] = $97 \pm 23,1$ mg/kg ; [Cu] = 65 ± 20 mg/kg). Les teneurs en zinc et en plomb sont aussi plus importantes pour la période 1900-1938 ([Zn] = $211,2 \pm 68,6$ mg/kg ; [Pb] = $75 \pm 21,3$ mg/kg) que pour les périodes plus récentes (*e.g.* [Zn]₁₉₈₆₋₁₉₉₁ = $164,3 \pm 19,2$ mg/kg ; [Pb]₁₉₈₆₋₁₉₉₁ = $48,7 \pm 9,1$ mg/kg). Le fer et le nickel présentent, quant à eux, des pics de concentration correspondant à la période 1979-1982 ([Fe]₁₉₇₉₋₁₉₈₂ = $23 \pm 1,8$ g/kg ; [Ni]₁₉₇₉₋₁₉₈₂ = $44,6 \pm 5,4$ mg/kg, différences statistiquement significatives avec les autres périodes mais restant dans des gammes de valeurs similaires.

A MON, pour tous les éléments, les maximums observés correspondent à la période de début d'atterrissage 1946-1969 (*e.g.* [Zn] = $158,5 \pm 33,5$ mg/kg ; [Pb] = $63,5 \pm 20,6$ mg/kg ; [Ni] = $50,5 \pm 6,5$ mg/kg).

A DZM, les différences sont significatives avec une période 1900-1945 qui présente des teneurs en ETM plus faibles que les autres périodes (*e.g.* 1900-1945 contre 1945-1980 : Wilcoxon test p-value pour le nickel = 3.2^{-06}). Sur les périodes qui suivent, les différences ne sont pas significatives.

Les valeurs sont détaillées pour chacun des EM en Annexe 8.

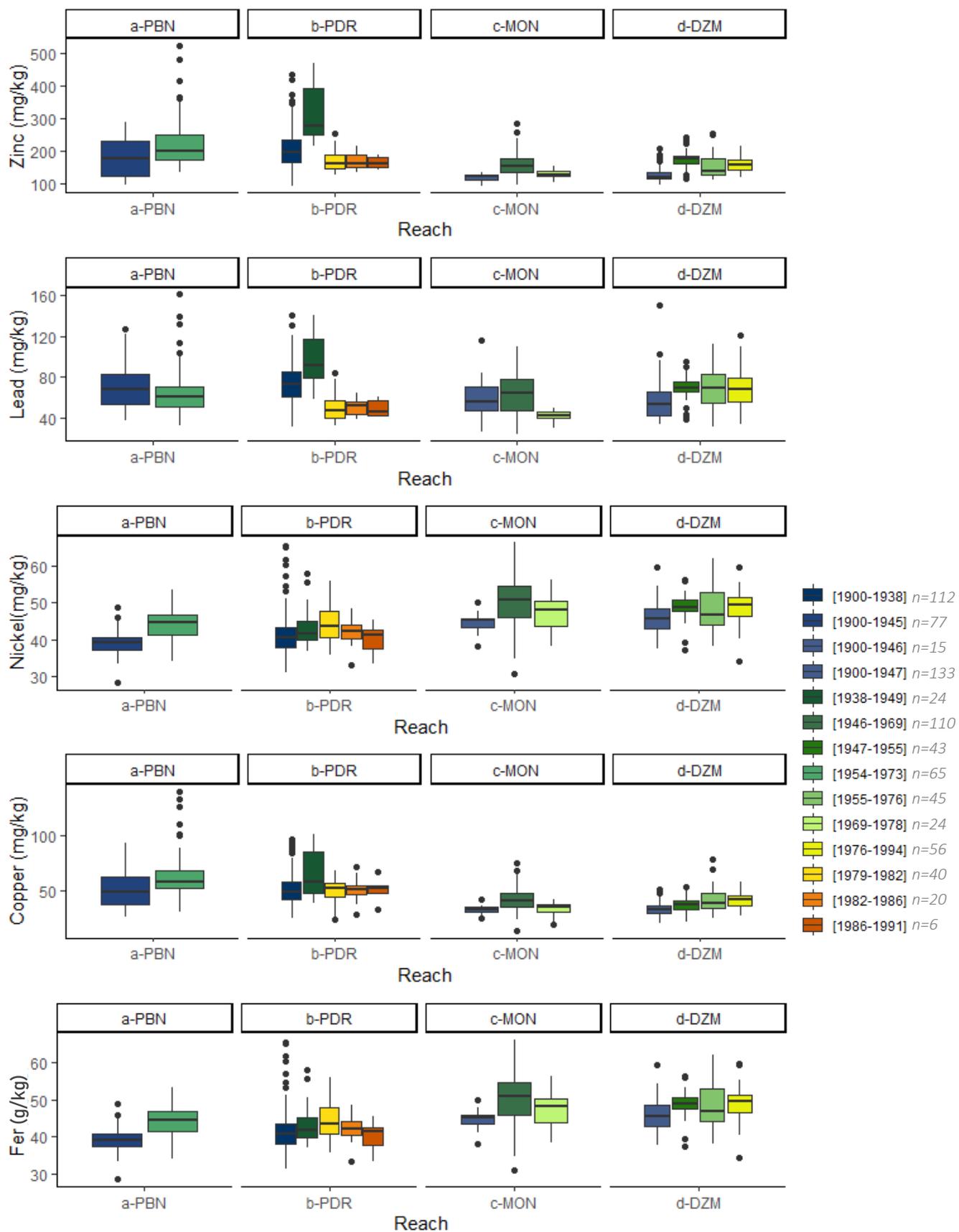


Figure 136 : Teneurs en zinc, plomb, cuivre, nickel et fer en fonction des fenêtres temporelle de début d'atterrissage des zones considérées (valeurs détaillées en Annexe 8)

La question est donc de savoir si l'on observe une signature chimique distincte pour les sédiments des différentes périodes temporelles de début d'atterrissement. Ces périodes ont été regroupées par classe afin de permettre la comparaison entre les secteurs. Les courbes de densité (Figure 137) témoignent de signatures chimiques équivalentes ou similaires quelle que soit la temporalité du dépôt pour le zinc, le plomb et le cuivre à PBN, pour le cuivre et le nickel à PDR, pour le plomb à MON. Dans certains cas, elles sont légèrement décalées (*e.g.* nickel à DZM), dans d'autres cas, on observe d'importantes différences : par exemple, à PDR, les dépôts associés à la fenêtre d'atterrissement la plus récente (1980-2000) affichent des teneurs en plomb beaucoup faibles que les dépôts antérieurs. C'est aussi le cas pour le zinc. L'un et l'autre présentent une distribution quasi-bimodale pour cette période ; ce qui rappelle les observations sur le sous-échantillon présentées dans la partie *matériel et méthode* (Chapitre 4 Section 4.2.3). Aussi, ces courbes permettent de mettre en avant les outliers comme anomalies statistiques, et ce, même si les distributions sont plus ou moins décalées en fonction des périodes d'atterrissement (*e.g.* teneur maximum en zinc de 523,5 mg/kg à PBN).

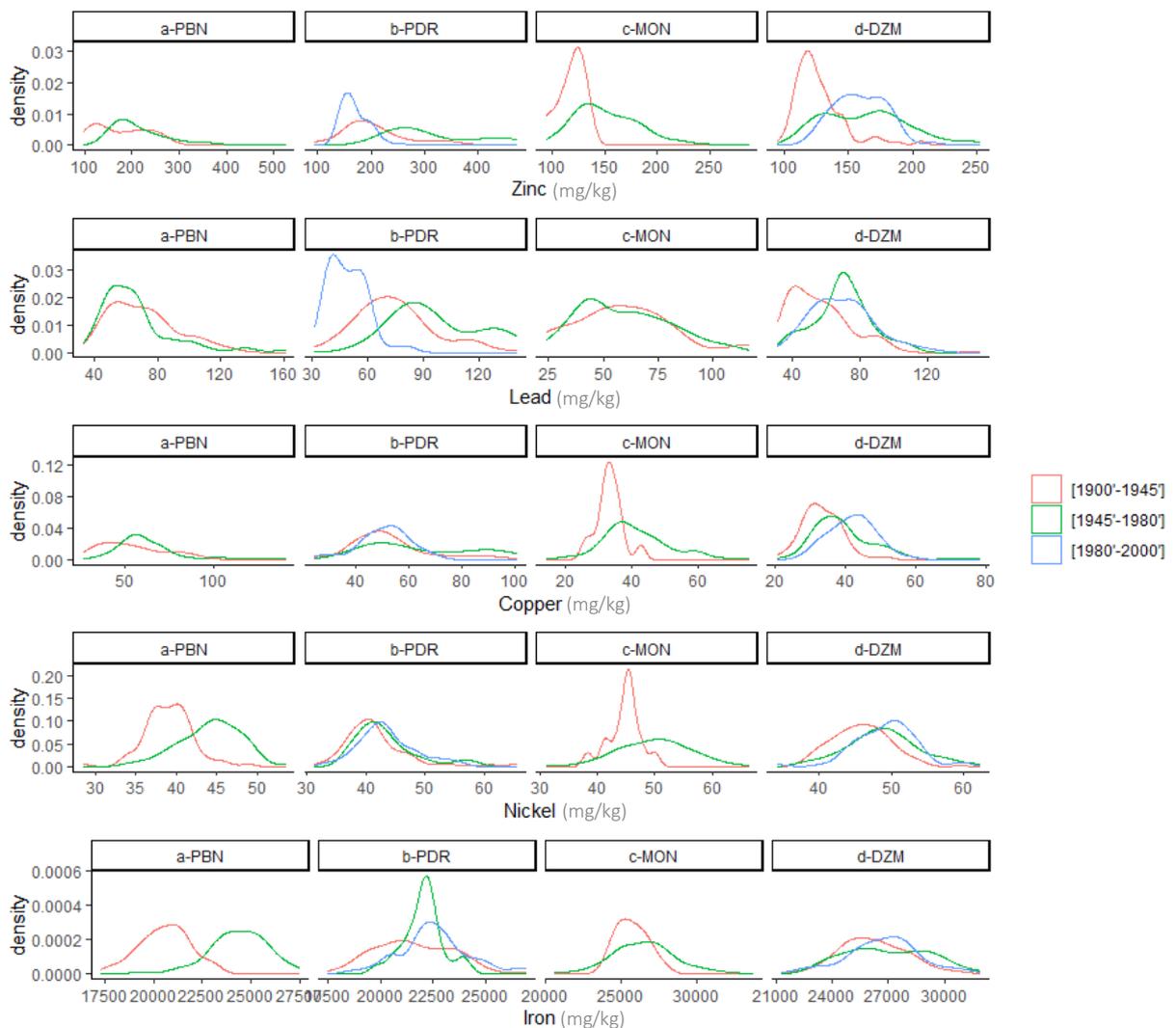


Figure 137 : Courbes de densité des teneurs en zinc, plomb, cuivre, nickel et fer (mg/kg) en fonction des fenêtres temporelle de début d'atterrissement des zones considérées

b. Variabilité intra-profil : affinement des fenêtres temporelles

La Figure 139 permet de visualiser l'évolution des concentrations en fonction de la profondeur des prélèvements. On retrouve les tendances par « période temporelle d'atterrissement » décrites dans la section précédente mais cette représentation permet aussi de visualiser à quel niveau de profondeur se situent les anomalies chimiques au sein des dépôts ; ceux-ci étant donc temporellement contextualisés.

Pour le zinc, il y a des dépassements du S1 à PBN et à PDR sur la partie haute de quelques profils, entre 0,4 m et 1,8 m (rectangles rouges sur la Figure 139). A PDR, on distingue que les concentrations en zinc et en plomb sont plus importantes au niveau des deux derniers mètres sur plusieurs profils.

Pour les autres sections verticales, les dépassements en plomb s'avèrent ponctuels au sein des profils sauf à PBN, où on les retrouve entre 1,2 m et 2,4 m. On observe aussi un dépassement pour le nickel à PDR, entre 0 m et 1 m. Il y a de nombreux dépassements du S1 à MON et DZM, quelle que soit la profondeur. Le cuivre dépasse uniquement le seuil S1 à PBN, de manière ponctuelle sur les 2 premiers mètres. A PDR, il semblerait que quelques profils se distinguent avec des teneurs relativement plus élevées en cuivre entre 0,2 m et 1,80 m. Pour PBN et PDR, il s'agit des mêmes profils et des mêmes tendances que décrites pour le zinc et le plomb. A MON et DZM, le cuivre présente une distribution plutôt homogène. Le fer montre une variabilité assez importante, non associable à une profondeur particulière (néanmoins parfois associable aux fenêtres temporelles, *e.g.* à PBN). A DZM, il semblerait tout de même que les sédiments les plus profonds, soient associés à des concentrations plus fortes en fer. Néanmoins, étant donné la complexité de la géochimie du fer, il serait risqué de tirer des conclusions sur l'évolution détaillée de son signal dans la colonne sédimentaire : en effet, la mobilité du fer est conditionnée par les conditions redox et pH du milieu (Kabata-Pendias), 2001, qui elles-mêmes évoluent dans la colonne sédimentaire.

Provenant de PBN et PDR, les profils des PK 6.83, 7.36, 52.51, 53.08, 61.22 sont ceux qui se démarquent des autres en termes de teneurs en zinc sur la Figure 134 et 139. Concernant les teneurs en plomb, ce sont les profils des PK 7.36, 7.6, 8.56, 12.55, 52.51, 53.08, 61.22 qui sortent du lot (Figure 134 e 139). Pour une meilleure lisibilité, nous les avons extraits et présentés en Figure 138. Les dépassements correspondent à des « bas » de profils de la période 1954-1973 (PK 6.83, 7.36, 7.6), à un « haut » de profil de la fenêtre 1938-1949, à un double dépassement pour certains profils (à 1,2 m et 2,8 m au PK 52.51 et 0,8 m et 1,6 m au PK 53.08) de la période 1900-1938.

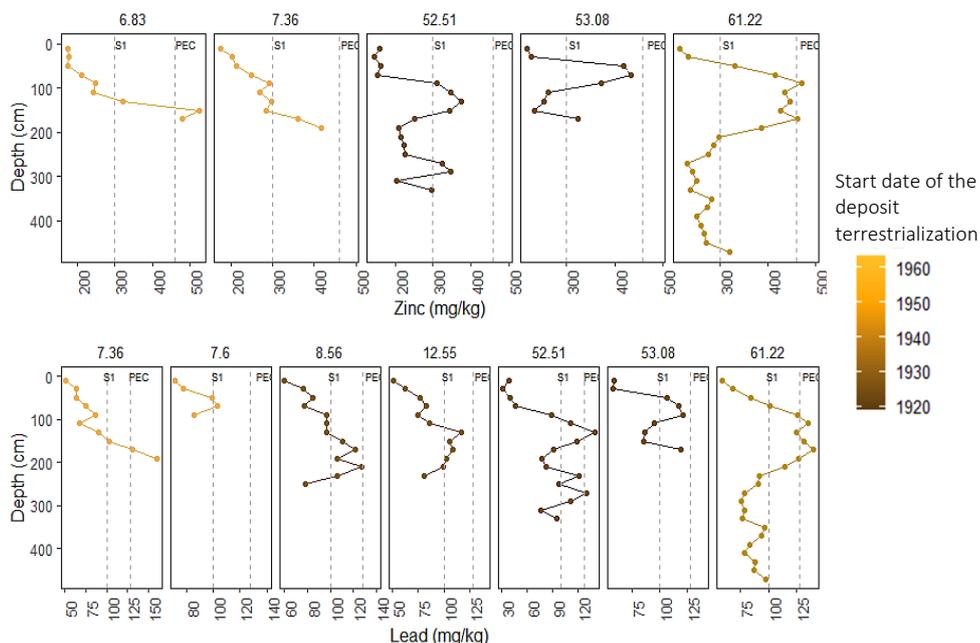


Figure 138 : Teneurs en zinc et en plomb – en fonction de la profondeur – des profils qui se démarquent (Secteur PBN : entre PK 6.83 et 12.55 ; Secteur PDR : entre 52.51 et 61.22)

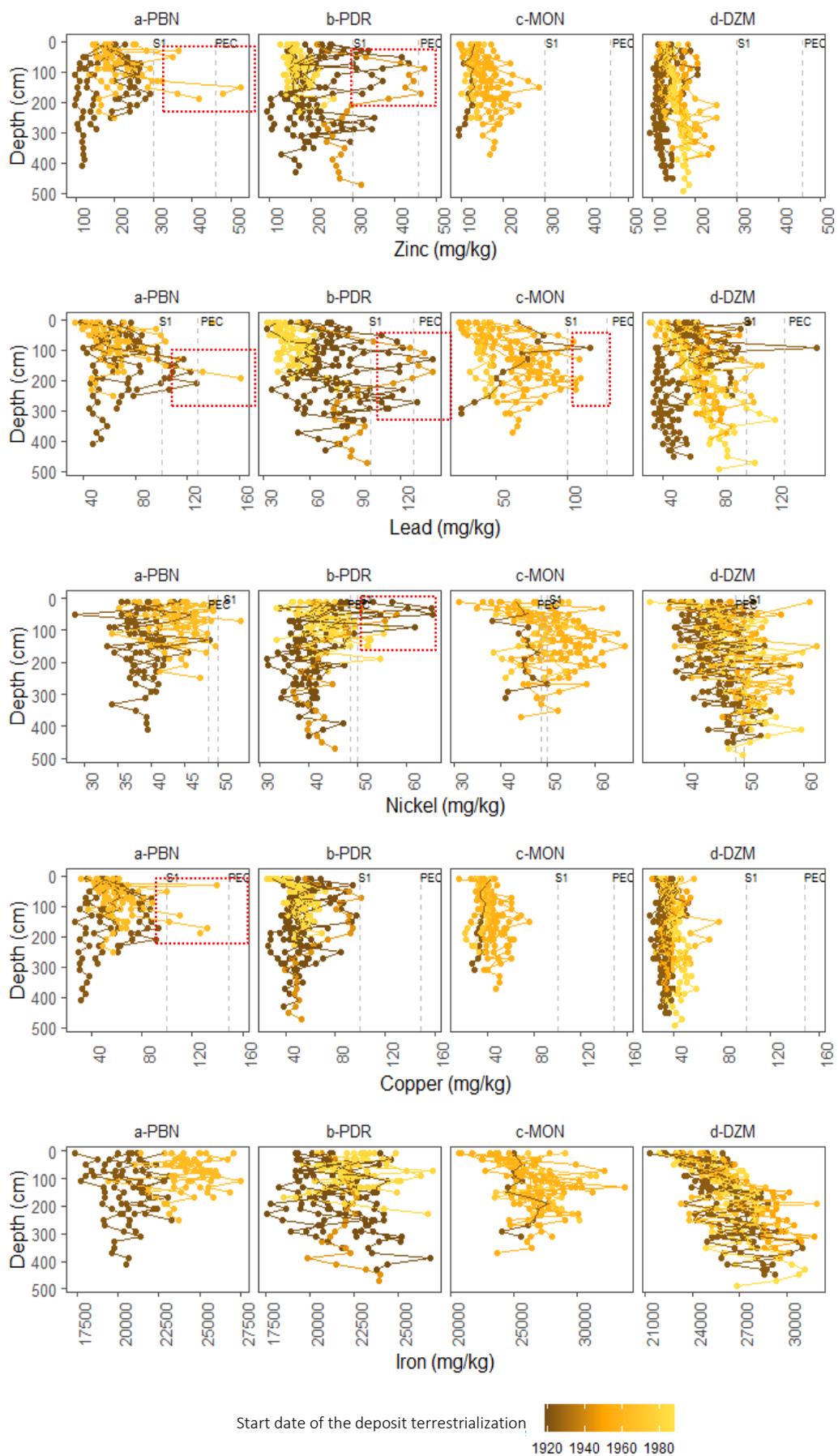


Figure 139 : Teneurs en zinc, plomb, nickel, cuivre et fer des profils sédimentaires selon la profondeur, et selon la période de début d'atterrissement du dépôt

4.3. Interprétations

A titre comparatif, rappelons que le rapport BRGM (2013) présente des résultats d'analyses chimiques sur deux carottes intra-casier à PDR. Ces analyses ont permis de mettre en évidence une fenêtre temporelle de contamination entre les années 1970 et 1980 marquée par des pics de pollution en zinc, plomb, cuivre, nickel, etc. (chronologie supportée par une datation au Cs ¹³⁷).

Or, dans notre étude, à PDR, les anomalies chimiques sont observées dans la partie supérieure des dépôts ayant commencé à s'atterrir dès le début du 20^{ème} siècle. A DZM, on retrouve aussi des anomalies chimiques pour le plomb sur le haut des sections des zones anciennement atterries, et sur la partie inférieure de profils plus récents. A PBN, les dépassements pour le plomb sont situés sur les deux derniers mètres de sections attribuables à des zones anciennement atterries (début 20^{ème} siècle et des années 60), donc ayant tout à fait possiblement enregistré le flux des années 70-80. Ils pourraient ainsi correspondre à ce pic des années 70-80 ou au lessivage et à la migration d'autres horizons pollués. Néanmoins, la diminution des concentrations qui est consécutive à ces séquences sédimentaires (« post » année 80) est en concordance avec la réduction des teneurs en polluants observée dans les autres études (*e.g.* BRGM, 2013).

La répartition des signaux chimiques coïncide donc bien avec cette temporalité. Néanmoins, un autre événement majeur est aussi commun aux quatre secteurs de notre étude : la mise en dérivation (se déroulant entre les années 1950 et 1970 selon le site). Ainsi un des enjeux d'interprétation de notre jeu de données est de savoir si les différences de signatures chimiques qu'on observe entre les dépôts « pré » et « *post-dérivation* » pourraient être imputables à un changement des distributions granulométriques. La dérivation entraînant une diminution de la capacité de transport sédimentaire, les particules sédimentées seraient potentiellement plus fines en post-dérivation et donc plus susceptibles d'être riches en ETM. Ainsi, les horizons aux plus forts signaux chimiques ne correspondraient pas forcément à une contamination plus importante à cette période-là mais à une capacité plus grande des sédiments à retenir les contaminants.

En outre, au sein de l'étude réalisée dans le cadre de l'OSR4 et 5, des carottes sédimentaires provenant de PBN, PDR et DZM soulignent l'impact des aménagements à l'échelle de la plaine alluviale (localisés en dehors des endiguements Girardon). Vauclin *et al.* (2020) montrent qu'il y a des ruptures granulométriques sur les carottes correspondant à : "*a loss of lateral connectivity between the floodplain and the river—could be a realistic explanation for the observed grain size modification*". La mise en place des endiguements Girardon à la fin du 19^{ème} siècle, puis la mise en dérivation au milieu du 20^{ème} siècle entraînent des modifications majeures de la connectivité hydrologique des marges alluviales du Rhône. En dehors de l'emprise spatiale des endiguements Girardon, il est difficile d'imputer les changements granulométriques à l'un ou à l'autre des deux événements sans datation complémentaire (datation relative ; *e.g.* isotopes radioactifs). En revanche, la possibilité d'une rupture granulométrique récurrente et continue au sein même des structures Girardon ne peut être imputable à la mise en dérivation (puisque les profils sédimentaires proviennent des endiguements Girardon, et sont donc sédimentés sur l'ancien lit du Rhône de façon consécutive à leur installation). En effet, si certains changements granulométriques ponctuels peuvent être attribuables à des modifications des sources ou une variabilité des événements hydrologiques (crues, etc...), un décrochage continu, synchrone et ubiquiste des zones court-circuitées, plaiderait en faveur d'une modification durable du régime hydrologique à la base de cette rupture ; *i.e.* mise en dérivation sur notre secteur. En outre, Vauclin *et al.* (2020) décrivent, en plaine alluviale (en situation plus distale du chenal que la nôtre) une rupture granulométrique, moins marquée que celle consécutive à la correction mais perceptible qui serait alors imputable à la dérivation dans les carottes sédimentaires « récentes ». Dans les deux carottes présentées dans Vauclin *et al.*

(2020), assez proches du chenal (cependant hors endiguement), les dépôts post-dérivation présentent une granulométrie globalement fine, homogène et peu classée ($D_{50} < 100 \mu\text{m}$).

Notons que les profils verticaux de notre étude, qui comportent les anomalies chimiques (dépassements sur le haut des profils correspondant aux rectangles rouges Figure 139), présentent un « décrochage » aux alentours de 3 m de profondeur : il semblerait qu'il y ait des teneurs beaucoup moins élevées avant ce décrochage (entre 3 m et 5 m). On pourrait émettre l'hypothèse que ceci pourrait être dû à un effet granulométrique du fait de la dérivation : le Rhône perdant en énergie et donc en capacité de transport des sédiments (hors événements de crues), la granulométrie changerait de classe modale et les sédiments seraient plus fins. Néanmoins, on observe bien deux tendances au sein de dépôts anciennement terrestrialisés (avant les années 1950). Par exemple, pour le zinc à PDR, dans les échantillons prélevés dans la zone inférieure à 2m de profondeur, il y a un nuage de points aux alentours des 200 mg/kg et des anomalies chimiques éparpillées au-dessus du seuil des 300 mg/kg. Si l'augmentation des teneurs était le fait d'un changement granulométrique, alors tout le nuage des profils ayant la même période de début d'atterrissement enregistrerait le changement granulométrique et tendrait à l'augmentation de ses valeurs (diminution granulométrique). Face à cet argument, on pourrait souligner le fait que la date de début d'atterrissement ne renseigne pas de la dynamique subséquente de sédimentation : en effet il est possible qu'une section se soit complètement sédimentée peu après le début de la période de terrestrialisation et qu'une autre plus hydrologiquement connectée ait connu une sédimentation plus tardive post-dérivation. Elle serait donc potentiellement associée à une diminution granulométrique, et pourquoi pas, à une augmentation des teneurs en ETM. Si le raisonnement sur les dynamiques hydro-sédimentaires et la date de début d'atterrissement des dépôts est tout à fait pertinent, il semble peu probable que l'augmentation des valeurs (*e.g.* sur la section PK 61.22 entre 0,8 et 1,8 m, *cf.* Figure 139) soit un artéfact granulométrique. D'une part, parce que ces valeurs diminuent sur les séquences sédimentaires supérieures (entre 0 et 0,8 m), alors que le Rhône est toujours bel et bien dérivé. D'autre part, les dépôts récents, post-années 1980, présentent des teneurs plus faibles en ETM (quelle que soit la profondeur), alors que le contexte hydro-sédimentaire est là encore celui d'un Rhône court-circuité. Ajoutons à cela qu'au sein des casiers Girardon, dans le cadre de nos campagnes de terrain, nous avons remarqué des variations de texture allant de limono-sableuse à sablo-limoneuse (Räpple, 2020). Suite à ce constat, afin d'éviter les biais dus à l'hétérogénéité granulométrique potentielle dans les endiguements Girardon qui ont connu une sédimentation « pré » et « post-dérivation », les analyses chimiques ont été effectuées sur la fraction fine afin de pouvoir raisonner à partir d'un signal chimique. Or, en intra-classe de la fraction fine, les analyses effectuées sur un sous-échantillon ont montré qu'hormis pour le fer, il n'y avait pas de corrélation entre les classes granulométriques intra-fraction fine (*cf.* chapitre 4, section 4.3.) et les teneurs en ETM. Ainsi, les variations chimiques observées ne semblent pas être un artéfact dû à des changements granulométriques.

En revanche, l'hypothèse sur la dynamique sédimentaire est très congruente. Croisée à celle d'un flux de polluants des années 1970, elle pourrait expliquer que certaines sections provenant de dépôts avec une date d'atterrissement ancienne (*pré-1950*) aient enregistré un signal de pollution alors que d'autres non : il est tout à fait envisageable que certains dépôts se soient globalement sédimentés peu après le début de la période de terrestrialisation et n'aient pas enregistré le flux des années 1970 alors que d'autres, plus hydrologiquement connectés aient connu une sédimentation plus tardive et capté ce flux sur le haut des colonnes sédimentaires (*e.g.* sections verticales Figure 138).

5. Variabilité de la connectivité hydrologique : peut-elle nous renseigner sur la dynamique sédimentaire et faire le lien avec la signature chimique des profils étudiés ?

Les fréquences de submersion estimées à partir du modèle de Džubáková *et al.* (2014) sont comprises entre 0 et 46 jours par an pour les sites échantillonnés. Les fréquences de submersion des points d'échantillonnage dépendent évidemment de leur situation spatiale et hydro-sédimentaire, mais sont aussi dépendantes de la connectivité « globale » des marges alluviales, variant d'un secteur à l'autre (*cf.* chapitre 6). A PBN, la fréquence de submersion moyenne des sections échantillonnées est de 13 ± 13 jr/an tandis qu'elle est de 22 ± 16 jr/an à PDR, 7 ± 6 jr/an à MON, 2 ± 1 jr/an à DZM.

Les fréquences de submersion confirment les tendances générales observées. Les zones les plus connectées sont associées aux zones plus récemment atterries (Figure 140), affichant des signatures chimiques témoignant de teneurs en ETM plus faibles (rectangles en gris clair sur la Figure 140). En revanche, parmi les teneurs maximales (cercles violets, Figure 140), on retrouve des dépôts dont le début de terrestrialisation est assez ancien (en bleu et vert, *i.e.* fenêtre temporelle antérieure aux années 1950) et à des fréquences de submersion faibles (*e.g.* 4 à 5 jr/an pour le cercle 1) à intermédiaires (*e.g.* 15 à 17 jr/an pour le cercle 2).

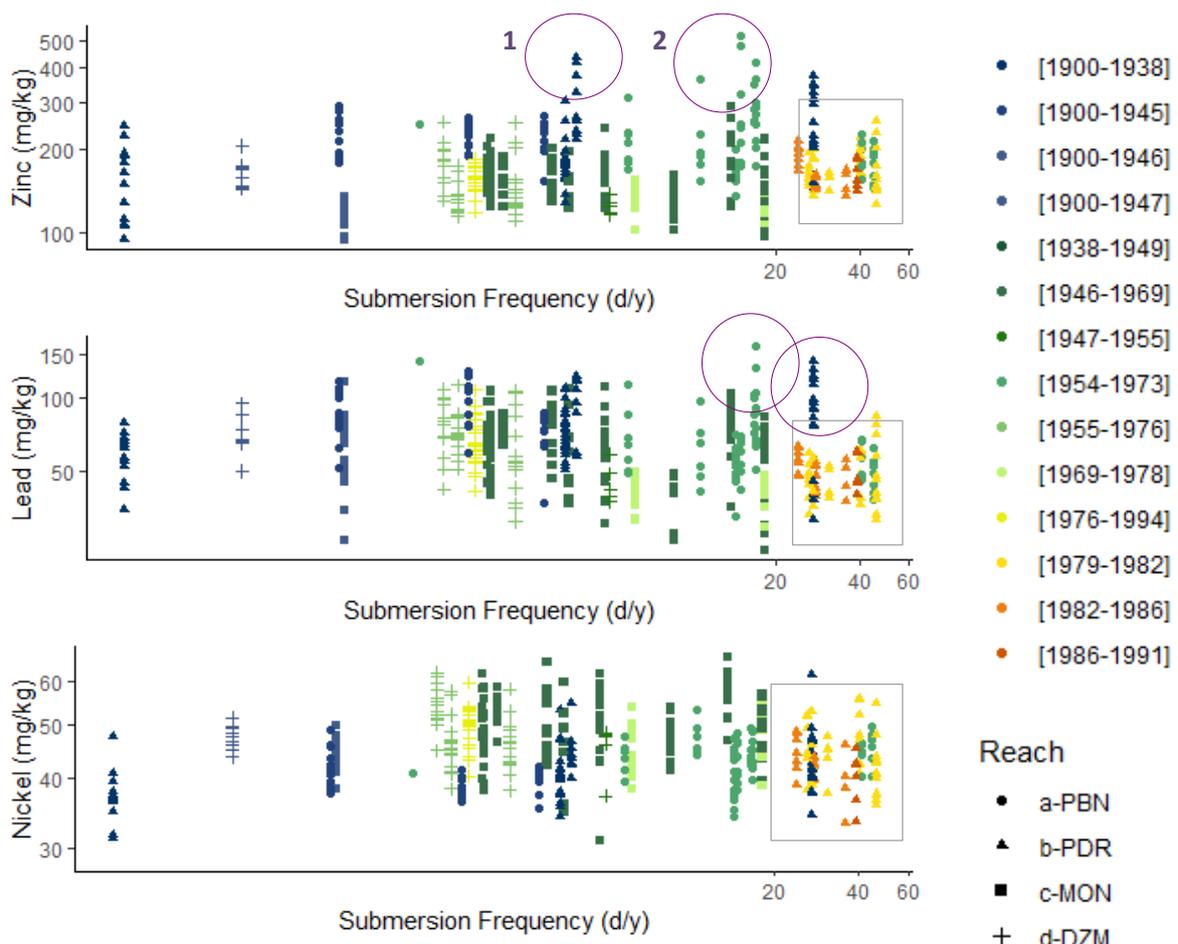


Figure 140 : Teneurs en zinc, plomb et nickel (mg/kg) en fonction de la fréquence de submersion (jr/an) au point d'échantillonnage.

Les hypothèses émises dans la section précédente sur le lien entre la dynamique de sédimentation et la connectivité hydrologique des dépôts caractérisés par une date d'atterrissement ancienne s'avèrent d'autant plus congruentes que les profils à la date d'atterrissement récente associés une connexion hydrologique élevée ne présentent pas d'anomalie chimique en zinc, tandis que ceux qui présentent des anomalies sont associées à des fréquences de submersion intermédiaire et des dépôts plus anciens. En outre, les anomalies chimiques en zinc sont observées dans la partie supérieure des dépôts « anciens », ainsi possiblement assez connectés pour avoir connu de la sédimentation durant la période des années 1970-1980, mais aussi suffisamment déconnectés pour ne pas avoir été remobilisés.

6. Discussion/conclusion

Sur le plan méthodologique, le protocole de préparation des échantillons s'est avéré très efficace et les résultats obtenus par XRF portatif ont permis de quantifier six EM. Ainsi, nos résultats vont dans le sens de la littérature qui conseille de sécher et de tamiser les sédiments afin d'augmenter la qualité de l'analyse par FP-XRF (Radu et Diamond, 2009 ; Higuera *et al.*, 2012, Parsons *et al.*, 2013). Les analyses complémentaires réalisées sur une sous-partie du jeu de données de l'échantillon ont montré que le fer semblait notamment très corrélé à la granulométrie (sous fraction < 2µm) et aux teneurs en MO, tandis que les teneurs en carbonates semblent vraisemblablement impacter la distribution des valeurs des ETM (*e.g.* cas du zinc qui présente une courbe de distribution bimodale). En revanche, ces contrôles ne concernent pas les anomalies chimiques des différents ETM, bien en dehors des queues de distributions des courbes de densité (*cf.* Figure 137). Afin de confirmer les tendances concernant la vraisemblance des contrôles observés, il aurait pu être intéressant d'analyser ces différents paramètres sur la fraction totale d'un profil vertical tel que PK 61.22 où l'on observe une variabilité du signal chimique, et notamment des teneurs beaucoup plus importantes sur le haut de la colonne sédimentaire. D'une part, cela pourrait répondre à nos questionnements sur l'impact de la granulométrie (fraction totale et fine), des teneurs en MO et en carbonates sur les concentrations en EM. Renseigner la granulométrie pourrait d'autre part nous éclairer sur l'ampleur des changements des conditions hydro-sédimentaires dus à la dérivation et nous renseigner sur la représentativité du signal observé sur la fraction fine.

A titre de référence, rappelons que le rapport BRGM (2013) a analysé deux carottes intra-casier à PDR et identifié une fenêtre temporelle entre les années 1970 et 1980 (datation au Césium¹³⁷) marquée par des pics de pollution (Figure 40.a et 40.b). Les concentrations atteignent un maximum de 831 mg/kg pour le cuivre, 59,7 mg/kg pour le Mercure, 959 mg/kg pour le zinc, 398 mg/kg pour le nickel, 210 mg/kg pour le chrome, 369 mg/kg pour le plomb, 4,3 mg/kg pour le cadmium, 48.2 mg/kg pour l'arsenic. A noter que les concentrations maximales observées dans notre jeu de données restent bien en deçà de ces valeurs-ci. D'autre part, la période des années 70 est aussi celle qui ressort dans l'étude de Cossa *et al.* (2017), désignant les teneurs en Ag, Cd, Cu, Pb et Zn comme « anthropogéniquement impactées » dans les sédiments du pro-delta du Rhône.

Les deux secteurs amont (PBN et PDR) arborent des signatures chimiques bien différentes des deux secteurs aval (MON et DZM). PBN et PDR présentent des teneurs en zinc, cuivre globalement plus importantes que MON et DZM, tandis que ces deux derniers ont des sédiments plus riches en nickel (légèrement mais significativement sur le plan statistique) et en fer. Les teneurs en plomb sont aussi plus importantes à PBN et PDR qu'à MON et DZM, mais l'écart s'avère moins marqué.

Au niveau du Rhône moyen, des contaminations fortes en zinc, modérées en cuivre et importantes en ont été décrites pour les sédiments des années 70-80 (Dendievel *et al.*, 2020 ; Cossa *et al.*, 2018 ; BRGM, 2013). Ce type de contamination est souvent associé à des apports anthropiques urbains (Gasperi *et al.*, 2014 ; Brown et Peake, 2006 ; Li *et al.*, 2009), industriels (Malle, 1990 ; Warren, 1981), à l'activité minière (Grosbois, 2012) mais aussi liés aux infrastructures routières (*e.g.* lessivage par les eaux de ruissellement ; Legret and Pagotto, 2006). Or les secteurs de PBN et PDR sont situés juste en aval de l'agglomération lyonnaise, du bassin industriel sud lyonnais (« vallée de la chimie »), et peuvent aussi potentiellement subir l'influence de zones d'activités minières (*e.g.* bassin minier de l'Azergue). De plus, le Rhône est longé par le réseau autoroutier (A7). Un peu plus à l'aval, l'activité viticole (*e.g.* Côte-rôtie, Condrieu) a aussi été énoncée comme possible cause d'enrichissement du milieu en cuivre (Dendievel

et al., 2020). Tout d'abord rappelons que le zinc et le cuivre sont très corrélés dans notre jeu de données. Certains prélèvements en zinc témoignent de contaminations **ponctuelles** « importantes » à PBN (max $I_{geo} = 2,43$) et PDR (zinc : max $I_{geo} = 2,28$), et plutôt « faibles à modérées » **hors anomalie** chimique (zinc : moyenne $I_{geo} \approx 1$ pour les deux secteurs). Le cuivre présente le même genre de tendance que le zinc à PBN (cuivre : max $I_{geo} = 2,34$; moyenne $I_{geo} = 1$). Or, globalement, les teneurs en cuivre sont plus faibles à PDR qu'à PBN (cuivre : max $I_{geo} = 1,9$; $I_{geo} = 0,9$). Ainsi, ces tendances à la baisse entre les deux secteurs ne semblent pas témoigner en faveur d'une géo-accumulation liée à l'activité viticole (les vignobles sont situés en aval de PBN, au niveau de PDR), mais plutôt en faveur d'une légère dilution des rejets du bassin lyonnais (urbains, industriels). De plus, les concentrations moyennes en cuivre ne révèlent pas d'une contamination régulière et alarmante, et les maximums observés (à PBN et à PDR) sont 6 à 7 fois moins importants que ceux des échantillons provenant de l'étude du BRGM (maximum du cuivre atteignant 831 mg/kg dans une carotte sédimentaire prélevée dans un casier à PDR ; BRGM, 2013).

Les contaminations en plomb sont elles aussi souvent associées aux émissions domestiques et industrielles, ainsi qu'aux eaux de ruissellement des infrastructures routières (Legret and Pagotto, 2006). Dendeviel *et al.* (2020) font la remarque que de nombreuses rivières françaises présentent des pics de contaminations en plomb pour les sédiments des années 1950-1970 (*e.g.* cas de la Seine, *cf.* Meybeck *et al.*, 2007). Or, durant cette période-là, le plomb entrainé dans la composition d'un additif anciennement utilisé dans les carburants, avant d'être fortement régulé dans les années 1970 (Von Storch *et al.*, 2003). Les eaux de ruissellement provenant des infrastructures routières en étaient donc potentiellement enrichies. Néanmoins, Dendeviel *et al.* (2020), en regard de l'étude de Bourg (2013) qui évoque la profusion des fonderies et de l'industrie métallurgique sur le Bassin de l'Azergue, du Giers ou encore de l'Ardèche, désignent les émissions industrielles comme plus probables d'être à l'origine des enrichissements observés sur le Rhône moyen. Ils appuient leur raisonnement avec les résultats de l'étude de Cossa *et al.* (2017) qui a mis en évidence une contamination en plomb d'origine industrielle au sein des sédiments accumulés dans les années 1970-1980 dans le golfe du Lion.

Dans nos échantillons, les pics de plomb sont concomitants avec ceux du zinc. Ils sont associés aux mêmes échantillons à PDR (mêmes profondeurs : *cf.* section KP 52.51, 53.08, 61.22 sur la Figure 138). On retrouve notamment des teneurs plus importantes sur leur partie haute au niveau de zones qui ont commencé à s'atterrir avant les années 1950. En revanche, les sédiments des dépôts correspondant à un atterrissement débutant dans les années 80 et 90 (1979-1981 ; 1981-1986 ; 1986-1991) ont des signatures chimiques associées à des concentrations plus faibles en ETM (*cf.* Figure 141). Notre chronologie n'étant pas détaillée, il n'est pas possible de définir une fenêtre temporelle précise mais il semblerait tout de même que la contamination en plomb observée sur nos dépôts soit bel et bien antérieure aux années 90, et pourrait correspondre à la fenêtre des années 70 décrite par le BRGM (2013).

Il est donc intéressant de montrer que Dendeviel *et al.* (2020) mettent en évidence une forte géo-accumulation en plomb depuis le milieu des années 1980-1990 (I_{geo} maximum du plomb observé pour l'année 1989), avant une diminution dans les années 2000 ; tendance non observée dans le cadre de notre étude au sein des sédiments des surfaces terrestrialisées « post-années 1980 » (*cf.* Figure 141). Il serait éventuellement possible qu'il n'y ait pas eu d'enregistrement des flux des années 1990 dans ces dépôts là ; cependant cela s'avèrerait étonnant car de nombreux dépôts à PDR couvrent bien cette période (post-derivation ; entre 1979 et 1991). De plus, une absence qui serait due à une éventuelle

remobilisation sédimentaire semble peu probable étant donné le nombre de profils échantillonnés (sur différents sites) et la stabilité des dépôts mise en évidence par la diachronie planimétrique (chapitre 5).

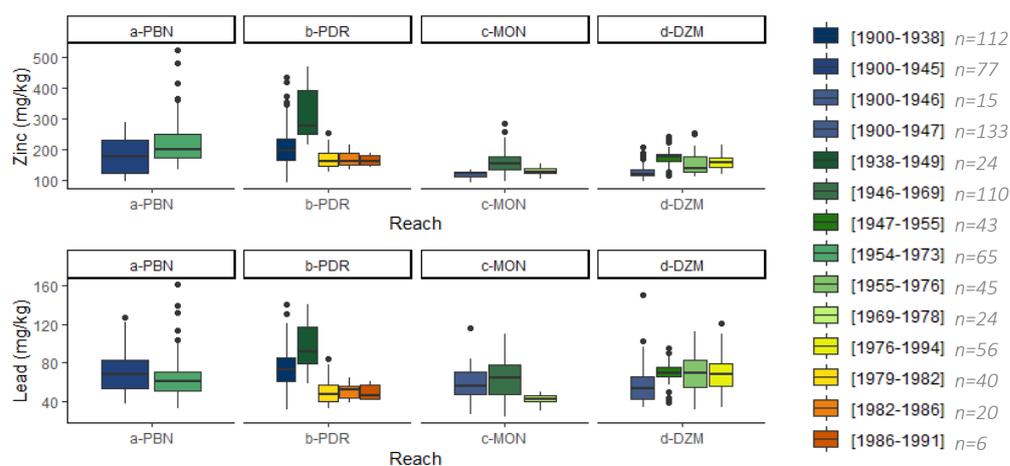


Figure 141 : Signature en plomb et en zinc selon la période de début d'atterrissement des zones

Concernant le nickel, les teneurs du Rhône sont globalement élevées en comparaison de certaines rivières françaises : par exemple, le fond géochimique dans les sédiments du bassin de la Seine est de 16 mg/kg (Thevenot *et al.*, 2014) tandis que le LGB du Rhône moyen atteint 32,7 mg/kg (Dendievel *et al.*, 2020). Ce fond géogénique riche en nickel pourrait être institué d'une part, par les apports des affluents drainant le massif des Alpes (*e.g.* l'Arve) chargés en nickel (altération et l'érosion des formations cristallines), mais aussi, plus en aval, au niveau du Rhône moyen par les affluents de la rive gauche en provenance des Alpes occidentales. C'est par exemple le cas de l'Isère connue pour ses MES riches en nickel (*cf.* Delile *et al.*, 2020). A titre de comparaison, au niveau du Rhône aval (en aval de Beaucaire, au sein de *lônes* et au niveau des marges alluviales), ferrand (Rapport DEI/SESURE n° 2010-02) met en avant des teneurs approximant les 30mg/kg. Nos conclusions concernant le nickel rejoignent donc celles de la littérature : les concentrations observées, bien qu'assez élevées au regard des seuils S1 et PEC (basés sur un jeu de données « rivières françaises » pour le premier ; et des « rivières nord-américaines » pour le second), ne relèvent pas d'une contamination particulière ($I_{geo} \approx 0$) et l'augmentation sur le gradient amont-aval du Rhône moyen semblent imputable aux tributaires (*e.g.* augmentation notable des teneurs entre le PK183.5 et 185.64, où l'Ardèche se jette, *cf.* Figure 134).

Remarquons tout de même que par rapport aux *Local Geochemical Background*, les concentrations en ETM dans les sédiments des casiers Girardon sont globalement plus élevées. Même pour les sédiments considérés comme non contaminés par les Indices (I_{geo} , CF), elles sont souvent deux à trois fois plus élevées que les valeurs présentées par Dendievel *et al.* (2020) : 172,8 mg/kg pour notre étude contre un LGB de 64,6 mg/kg pour le zinc, 65,1 mg/kg contre 17,7 mg/kg pour le plomb, 45,4 mg/kg contre 18,4 mg/kg pour le cuivre, et 46 mg/kg contre 32,7 mg/kg pour le nickel. Ainsi, de telles différences pourraient être potentiellement associées à un enrichissement généralisé post-industriel du milieu et plus ou moins amplifiées selon la proximité des sources d'enrichissement.

Chapitre 9. La végétation riparienne du Rhône est-elle une *legacy vegetation* ?

A propos :

Avant tout, peut-on vraiment parler de *legacy vegetation* ?

Les surfaces terrestrialisées au sein des casiers Girardon sont entièrement induites par les aménagements humains. Cette végétation a pour milieu édaphique des *legacy sediments*, au sein d'anthrosystèmes alluviaux.

Si les « sédiments hérités » sont ceux pour lesquels la localisation, le volume et/ou la présence de contaminants résulte des activités humaines contemporaines ; alors la végétation, dont la localisation, le volume et/ou la présence de contaminants résultent des activités humaines contemporaines, semble être une bonne candidate pour le qualificatif de « legacy ».

Description et informations :

Ce chapitre, à dimension plus exploratoire, a fait l'objet de deux projets au sein de l'Observatoire Homme-Milieu (G. Seignemartin, H. Piégay, O. Faure, J. Moutte, P.-H. Lecomte) :

- Evaluation de la capacité des arbres à enregistrer une contamination métallique. Approche exploratoire sur les casiers Girardon du Rhône (2016).
- Evaluation de la capacité des arbres à enregistrer une contamination métallique VOLET N°2 : mieux caractériser les sédiments pour mieux comprendre les risques de transfert (2017).

L'objectif de ce chapitre est d'approfondir la connaissance des milieux rivulaires en questionnant le lien entre les patrons spatio-temporels sédimentaires et l'évolution des communautés végétales en place, les signatures chimiques observées pour les sédiments et ceux de la végétation rivulaire d'un train de casiers.

Afin de savoir si les communautés de la ripisylve rhodanienne sont potentiellement des bio-indicateurs et renseignent l'état de leurs milieux, différentes approches ont été mises en place :

- Une caractérisation des communautés végétales en place à l'aide de données disponibles (Modrak, 2013 ; Räßple, 2018) et d'analyses diachroniques de l'évolution de l'occupation du sol (projet OHM 2016 et 2017, Seignemartin et Lecomte).
- Une caractérisation spatio-temporelle et chimique des dépôts sédimentaires (chapitre 5 et 6) à l'échelle du train de casier.
- Des analyses chimiques foliaires et dendrologiques (projet OHM susmentionnés) et une caractérisation dendrochronologique.

Sur le plan méthodologique, nous rappelons ici que deux groupes de trois casiers ont été sélectionnés à partir des résultats d'un échantillonnage préalable. Le premier groupe comprend les casiers caractérisés par les plus fortes teneurs en métaux d'un train de casiers et le second les moins fortes. Nous rappelons que les trois essences ligneuses prélevées sont : *Salix alba* et *Populus nigra* (espèces emblématiques) et *Acer negundo* (invasive) et que ces prélèvements correspondent, soit à des pools foliaires (mono-spécifiques pour *Acer negundo* ou plurispécifiques correspondant aux espèces végétales les plus représentées), soit à des carottes dendrologiques de chacune des essences ci-dessus explicitées. Pour plus d'informations sur la méthodologie, se reporter au chapitre 4.

1. Evolution de l'occupation du sol

Au sein du chapitre 5, l'accent a été mis sur le phénomène de *terrestrialisation*. Cette sous-partie complémentaire vient saisir comment les endiguements Girardon coévoluent en termes de sédimentation et de végétalisation. Pour cela, nous avons étudié l'occupation des surfaces intra-Girardon en suivant l'évolution planimétrique des surfaces « minérale », « herbacée », « arborée » et « aquatique » avant et après dérivation.

A l'échelle du secteur, les surfaces intra-endiguements terrestrialisées en 2009 correspondent à un total de 67,5 ha (Figure 142.a) ; et ce, avec une augmentation de 28,4 ha consécutive à la dérivation. En termes d'occupation du sol (Figure 142.b), cela correspond à 65,2% des surfaces en eau avant dérivation contre 37,7% en 2009. Les surfaces végétalisées (herbacées + arbustives) évoluent de 32,4% en 1974 à 61,5% en 2009. Néanmoins, cette augmentation est principalement portée par la strate herbacée qui, de 9,1% en 1974 passe à 31 % en 2009 tandis que la strate arborée plafonne aux alentours de 30,4%. Les surfaces minérales qui avaient augmenté consécutivement à la dérivation, passant de 7,2 à 17,2% diminuent progressivement pour atteindre à nouveau 7,3%.

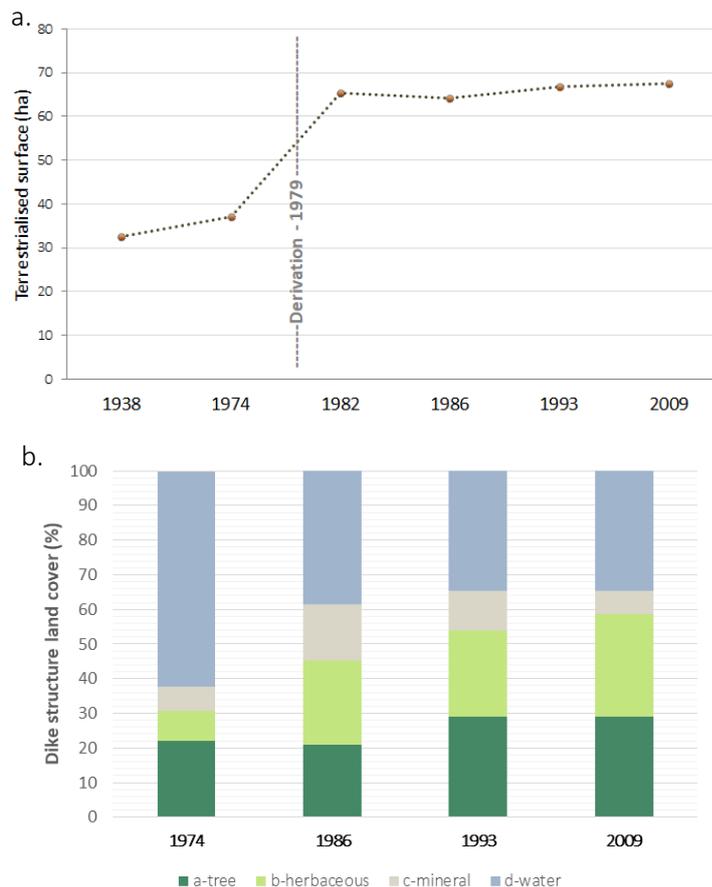


Figure 142 : a. Terrestrialisation intra-endiguement au cours du 20ème siècle ;
b. Occupation du sol (surface en eau, minérale, herbacée et arborée)

Situé à l'amont du RCC en rive droite concave au niveau du PK 52,5, le train de casiers constitue la zone d'étude (Figure 143).

L'approche planimétrique diachronique de ces casiers permet d'observer une forte diminution des surfaces immergées au profit des surfaces minérales, herbacées et arbustives. Cette évolution concerne tous les individus du train de casiers (Figure 142 et 143).



Figure 143 : *Terrestrialisation* et végétalisation du train de casiers situé au PK 52.5 (rive droite) de 1948 à 2009
Les casiers sont numérotés afin de faire la correspondance avec la figure suivante

Les surfaces en eau, représentant entre 31 et 96% de la surface en 1974 ne représentent plus que 0 à 30% des surfaces totales en 2009 (Figure 144). En 1974, les surfaces minérales correspondent à 1,2% des surfaces intra-casiers, les surfaces herbacées 3,3% tandis que les surfaces arborées atteignent un pourcentage de 26,5%. En 1986, les surfaces minérales représentent 16,1% des surfaces intra-casiers, les surfaces herbacées 32% tandis que les surfaces arborées atteignent un pourcentage de 34,2%. En 1993, les surfaces minérales correspondent toujours à un faible pourcentage (1,9%) des surfaces intra-casiers, les surfaces herbacées atteignent 17,2% tandis que les surfaces arborées correspondent à 64%. En 2009, les surfaces minérales représentent alors 1% des surfaces intra-casiers, les surfaces herbacées 32% tandis que les surfaces arborées atteignent un pourcentage de 59%.

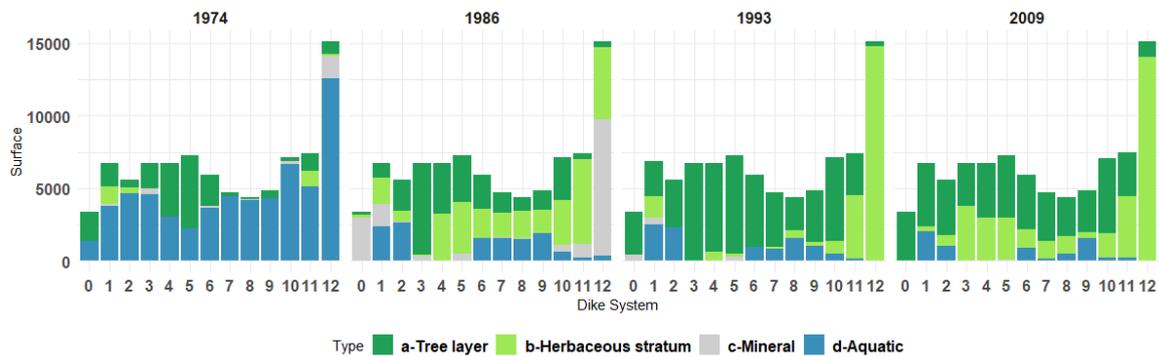


Figure 144 : Occupation du sol (en m²) dans les 13 casiers du champ de digues PK 52.5 (rive droite) entre 1974 et 2009

Dans le cas du casier n°12 par exemple (Figure 145), la dynamique de terrestrialisation se met en place dans un premier temps entre 1974 et 1986 au dépend des surfaces en eau. La surface minérale est 6 fois plus vaste en 1986 qu'en 1974, et les surfaces immergées qui représentaient 83% du casier en 1974 ne recouvrent plus que 2,4% en 1986. Par la suite, entre 1986 et 1993, un processus de végétalisation s'amorce avec un recouvrement du minéral par des espèces herbacées. La part de la strate herbacée passe en effet de 33% à 98% entre ces deux dates. Enfin, entre 1993 et 2009, la végétalisation se poursuit et les essences arbustives deviennent plus prégnantes, passant de 2 à 7% de la superficie du casier. Toutefois, ce casier est particulier dans son évolution car il est très connecté au Rhône : la digue submersible n'est pas complète et le casier s'ouvre directement sur le chenal en eau (Figure 145 : ce n'est pas visible en 2009 mais la photographie de 1948 en témoigne). Ceci expliquerait une végétation pionnière, herbacée évoluant peu vers la strate arbustive.

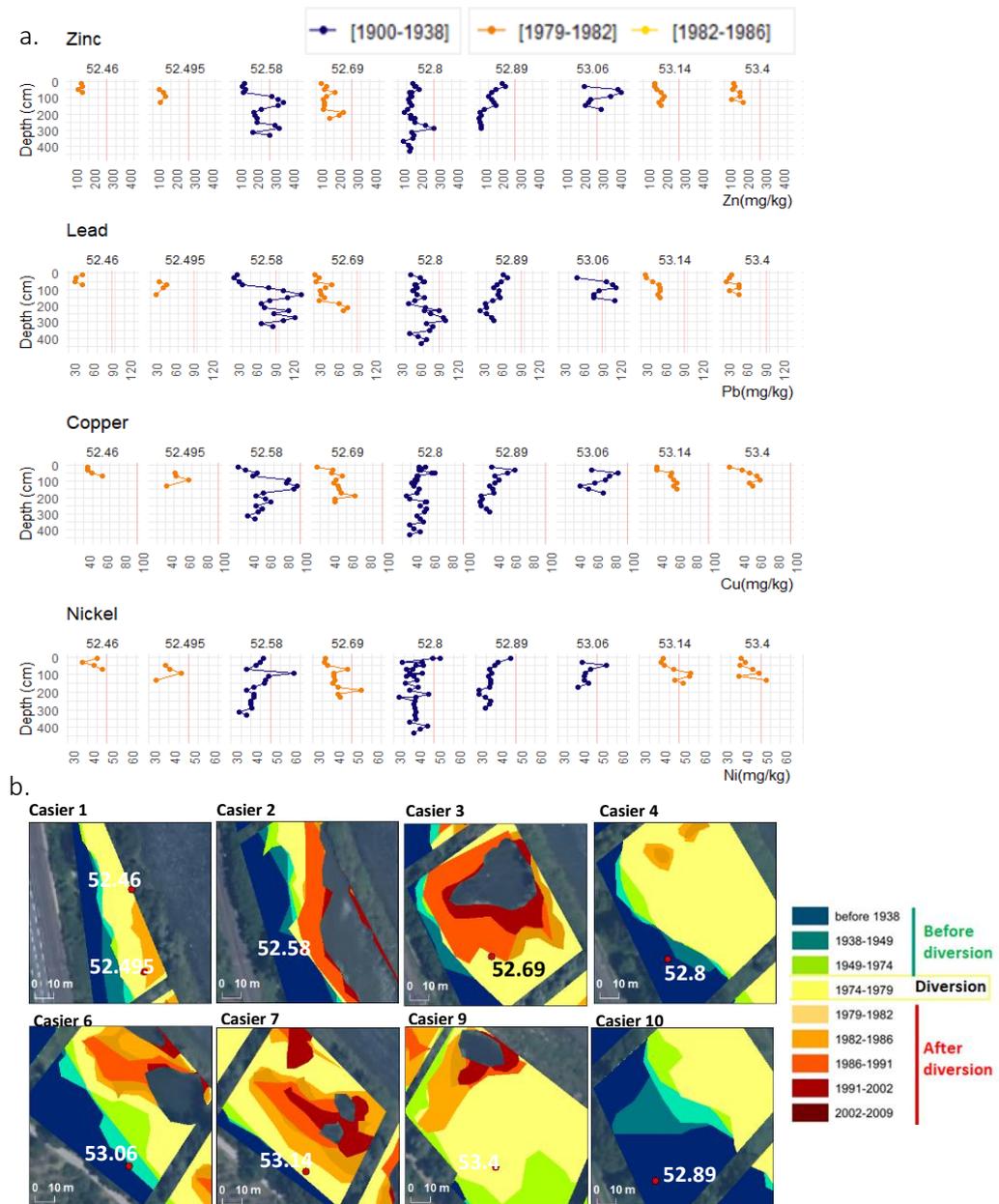


Figure 145 : Photographies du casier 12 en 1948 et en 2009

2. Caractérisation des dépôts sédimentaires constituant le milieu édaphique de la ripisylve

2.1. Profils sédimentaires sur le train de casiers

Les profils sédimentaires qui ont servi au choix de casiers correspondent à un sous-échantillon de la campagne de terrain multi-secteur antérieure (chapitre 7). Certains sont localisés sur des dépôts post-dérivation (couleurs chaudes, Figure 146.b) tandis que d'autres se situent sur des dépôts plus anciens (couleurs froides, Figure 146.b). Les profils provenant des endiguements 1 et 6 présentent les sédiments les plus chargés en zinc et en plomb avec des dépassements à plus de 300 mg/kg (Figure 146.a et 147). Des anomalies chimiques (teneurs supérieures à 50mg/kg) en nickel sont observables dans les casiers 1, 2, 3, 4, 6 (outliers) et 7 (seuils dépassés plusieurs fois). Il n'y a pas de dépassement des seuils en ce qui concerne le cuivre.



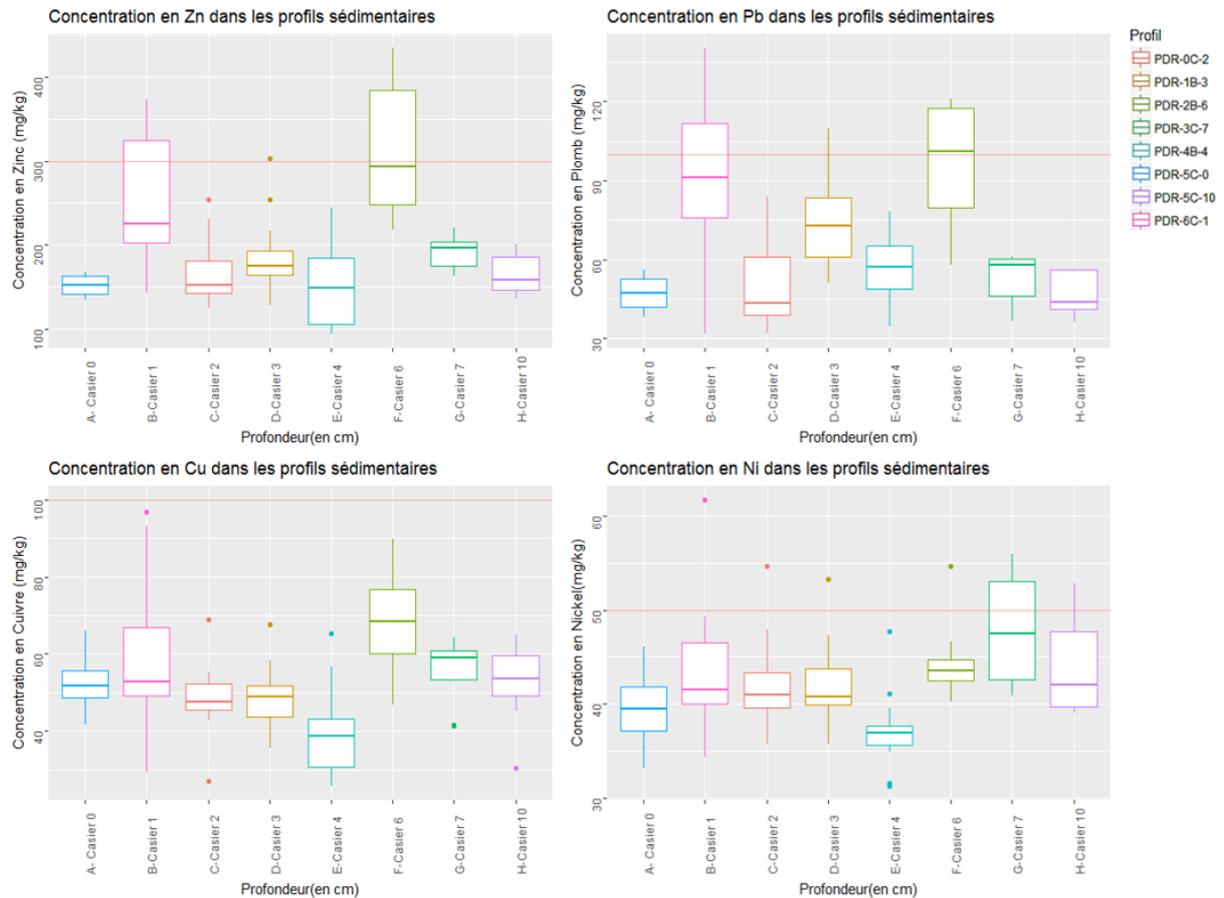


Figure 147 : Teneurs en zinc, plomb, cuivre et nickel dans les profils sédimentaires du PK 52.5

2.2. Sédiments de surface du train de casiers

Durant la campagne d'échantillonnage de la végétation, des prélèvements sédimentaires complémentaires de surface ont été réalisés et analysés par ICP-MS. Les cartes correspondantes sont présentées en Figures 148, 149, 150. Dans les casiers étudiés, les teneurs en arsenic (maximum pour AN9_{sed} : [As] = 16,44 mg/kg), chrome (maximum pour AN21_{sed} : [Cr] = 69,6 mg/kg), nickel (maximum pour AN21_{sed} : [Ni] = 46,1 mg/kg) et plomb (maximum pour AN9_{sed} : [Pb] = 88,8 mg/kg) ne dépassent jamais les seuils PEC et S1 (Figure 148, 149, 150). Les teneurs en cadmium (maximum pour AN10_{sed} : [Cd] = 2,25 mg/kg) et en zinc ne dépassent pas le PEC (maximum pour AN12_{sed} : [Zn] = 339,6 mg/kg). Les teneurs en arsenic dépassent le TEC sur les casiers 3, 4, 6, 7 et 9, celles du plomb et du chrome sur les casiers 3, 4, 6. Celles du cadmium dépassent le TEC et/ou le S1 sur les casiers 1, 3, 4 et 6. Les concentrations en zinc dépassent le TEC et/ou le S1 sur les casiers 3, 4, 6. Concernant le nickel, les teneurs dépassent le TEC sur les casiers 3, 4, 6, 7.

Les casiers 3, 4, 6 sont marqués par des teneurs relativement élevées en arsenic, cadmium, plomb, chrome, zinc, nickel dans les sédiments de surface. Les casiers 7 et 9 sont aussi caractérisés par des teneurs relativement élevées en arsenic. Les teneurs en nickel dépassent aussi le TEC sur le casier 7.

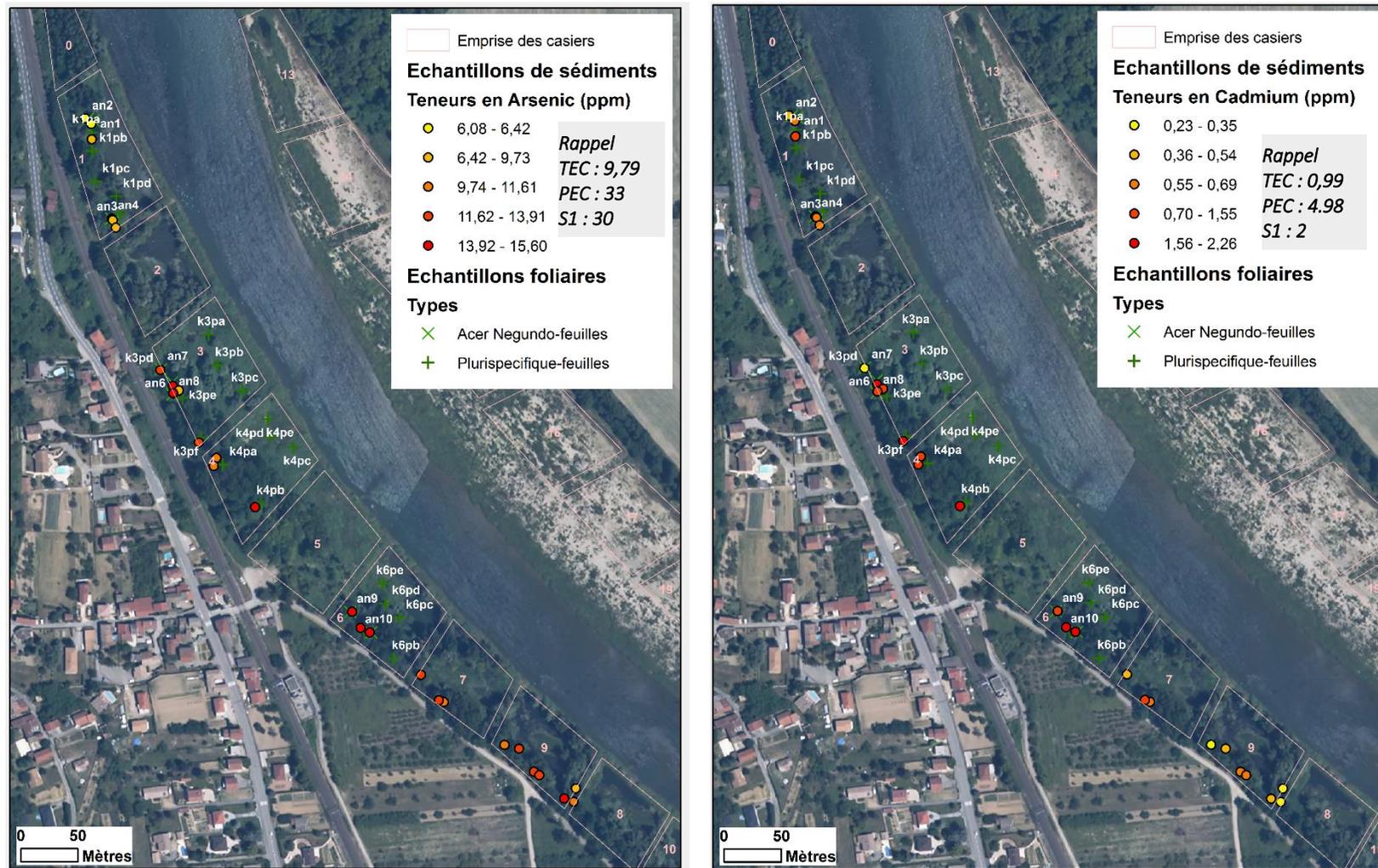


Figure 148 : Concentrations des sédiments de surfaces en arsenic et cadmium par ICP-MS. Sources - photographies : IGN, données de chimie : Laboratoire SPIN, Ecole des Mines de St-Etienne - Prélèvements de surface Août 2016 – Analyses sur la fraction < 63 µm

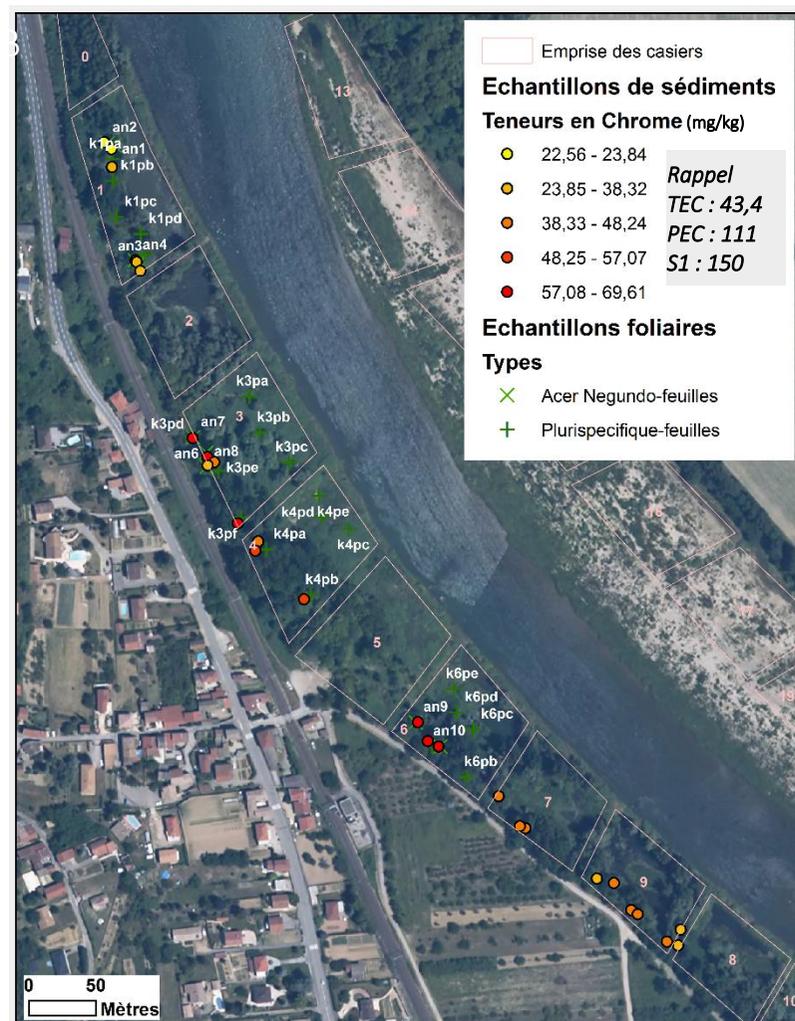
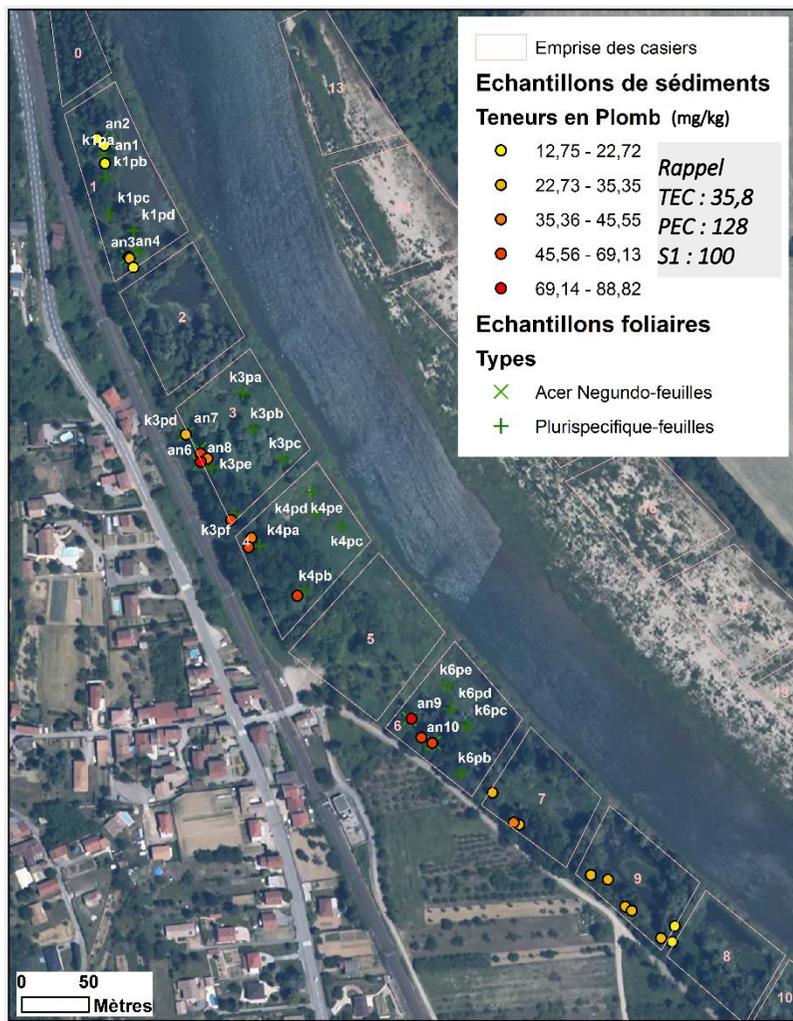


Figure 149 : Concentrations des sédiments de surfaces en plomb et chrome par ICP-MS. Sources - photographies : IGN, données de chimie : Laboratoire SPIN, Ecole des Mines de St-Etienne - Prélèvements de surface Août 2016 – Analyses sur la fraction <math>< 63 \mu\text{m}</math>

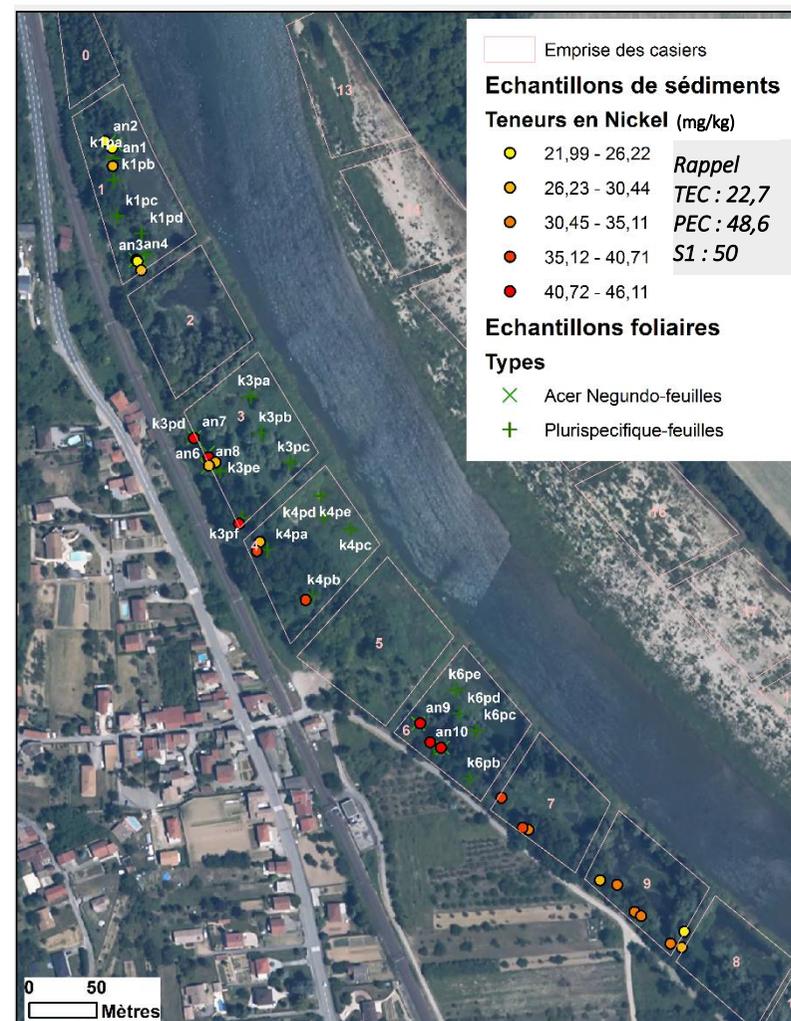
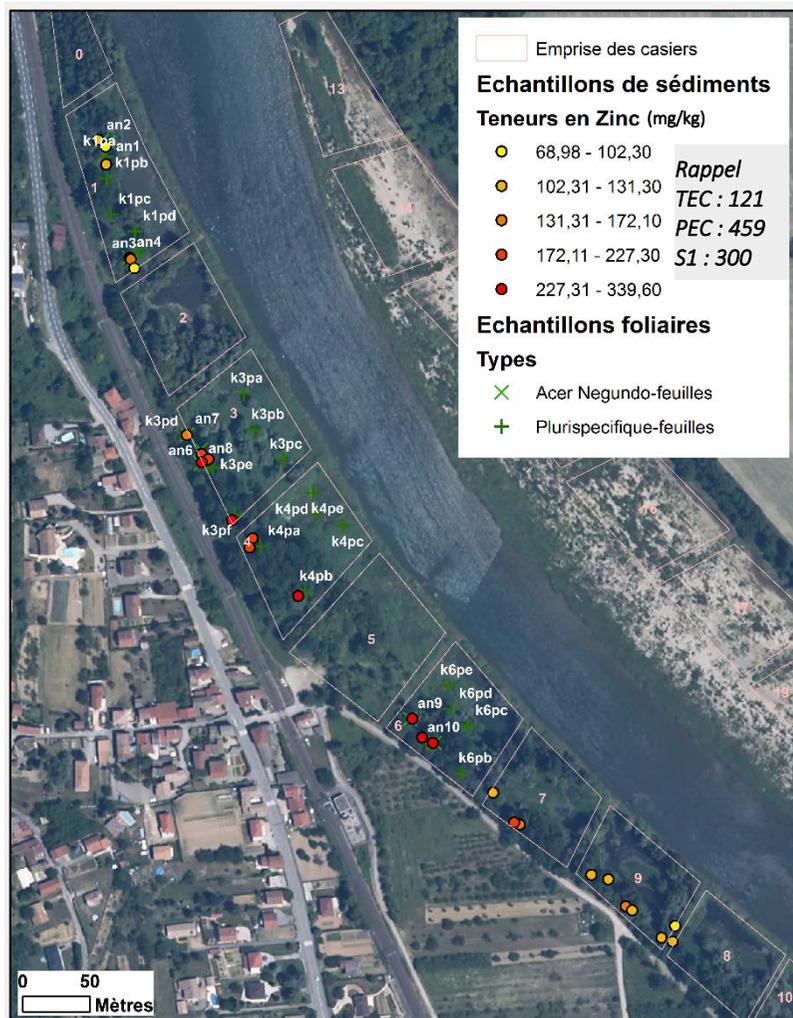


Figure 150 : Concentrations des sédiments de surfaces en zinc (A) et nickel (B) par ICP-MS. Sources - photographies : IGN, données de chimie : Laboratoire SPIN, Ecole des Mines de St-Etienne - Prélèvements de surface Août 2016 – Analyses sur la fraction < 63 µm

3. Phytoscreening : chimie foliaire et ligneuse

3.1. Pools foliaires

Les graphiques de la Figure 151 présentent les teneurs en métaux des pools foliaires provenant de différents casiers. En abscisse, la mention « AN » désigne des pools foliaires mono-spécifiques d'*Acer Negundo*. La mention « P » désigne des pools foliaires plurispécifiques. Pour des raisons logistiques, nous rappelons que seuls les casiers 1, 3, 4 et 6 ont été échantillonnés.

Les analyses montrent qu'il n'y a pas d'anomalie chimique en arsenic dans les échantillons (MIN-MAX $[As]_{\text{foliaire}} = [0.09-0.45]$ mg/kg), quel que soit le casier ou le type de pool. Quatre échantillons plurispécifiques présentent des anomalies chimiques en cadmium dans chacun des quatre casiers échantillonnés avec : K1PD $[Cd]_{\text{foliaire}} = 0.94$ mg/kg, K3PC $[Cd]_{\text{foliaire}} = 1.17$ mg/kg, K4PD $[Cd]_{\text{foliaire}} = 0.86$ mg/kg et K6PC $[Cd]_{\text{foliaire}} = 0.7$ mg/kg.

Dans le casier 1, un échantillon plurispécifique dépasse la valeur seuil en plomb (AN1 $[Pb]_{\text{foliaire}} = 0.72$ mg/kg) et un autre échantillon la dépasse pour le chrome (K1PB $[Cr]_{\text{foliaire}} = 4.44$ mg/kg). Deux échantillons plurispécifiques dépassent fortement la valeur seuil en zinc dans les casiers 1 et 3 (K1PD $[Zn]_{\text{foliaire}} = 127.7$ mg/kg et K3PC $[Zn]_{\text{foliaire}} = 134.6$ mg/kg), et trois autres échantillons dans les casiers 4 et 6 dépassent la valeur seuil en cuivre (K4PD $[Zn]_{\text{foliaire}} = 18.5$ mg/kg, K6PD $[Zn]_{\text{foliaire}} = 18.2$ mg/kg et K6PE $[Zn]_{\text{foliaire}} = 21.5$ mg/kg). En revanche, il n'y a pas d'anomalie chimique en nickel dans les échantillons (MIN-MAX $[Ni]_{\text{foliaire}} = [0.54-1.92]$ mg/kg), quel que soit le casier ou le type de pool.

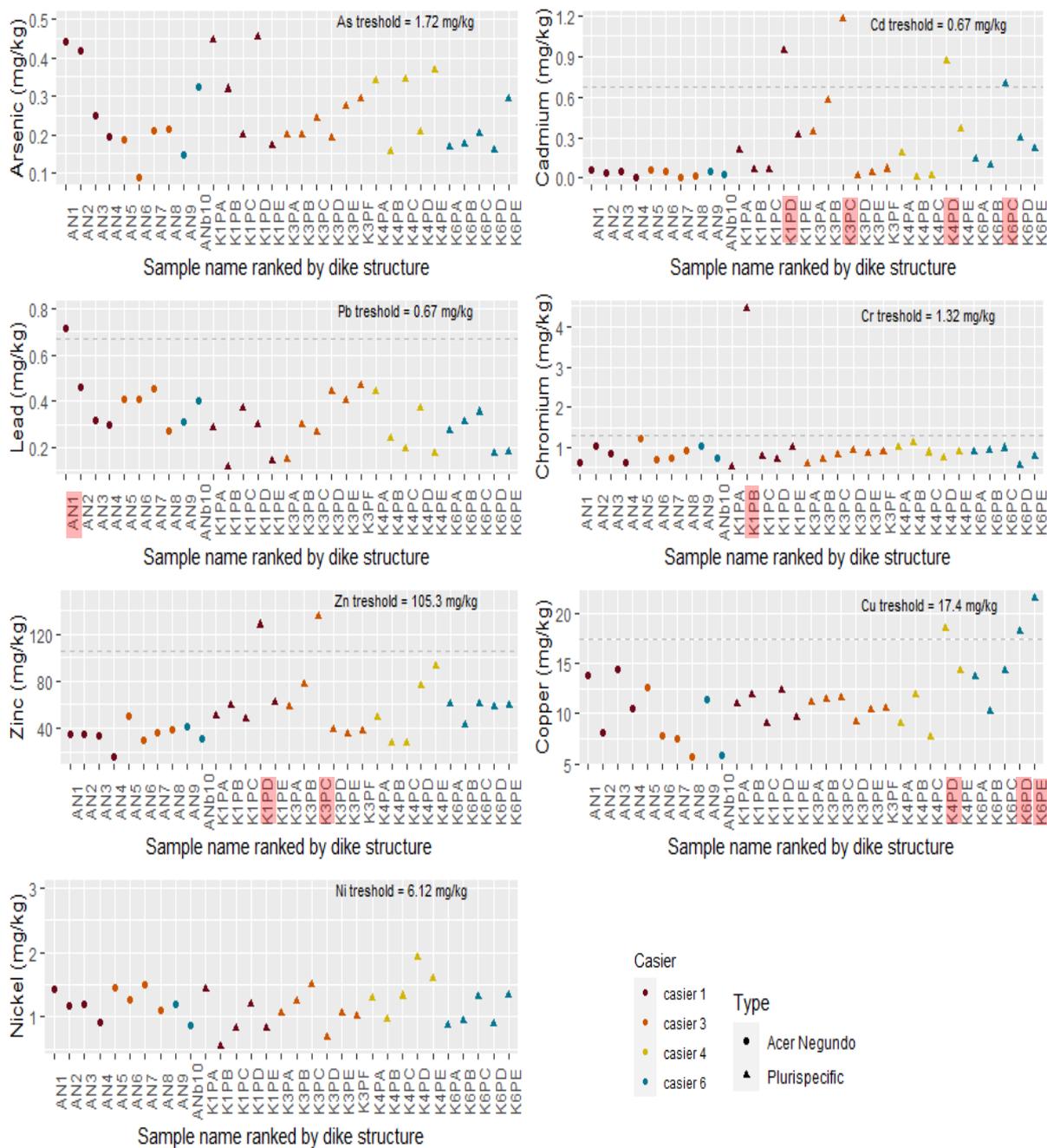


Figure 151 : Concentrations des pools foliaires en métaux

Les échantillons présentant des anomalies sont indiqués par un surlignage rouge et les niveaux seuils correspondants sont illustrés par des traits annotés. Les valeurs seuils sont issues de la bibliographie du programme « Bioindicateurs » de l'ADEME (<https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/ADEME-Bioindicateur/>), d'après O. Faure, utilisation de valeurs discriminant les extrêmes, i.e. des valeurs correspondant à des anomalies chimiques (Kabata-Pendias, 2011)

3.2. Tissus ligneux

Les localisations des carottes dendrologiques dépendent des espèces en présence dans les casiers (Figure 152). Au final, les arbres d'intérêt étaient principalement situés sur des dépôts déjà émergés avant 1938 (en rouge) ou après la dérivation (en vert).

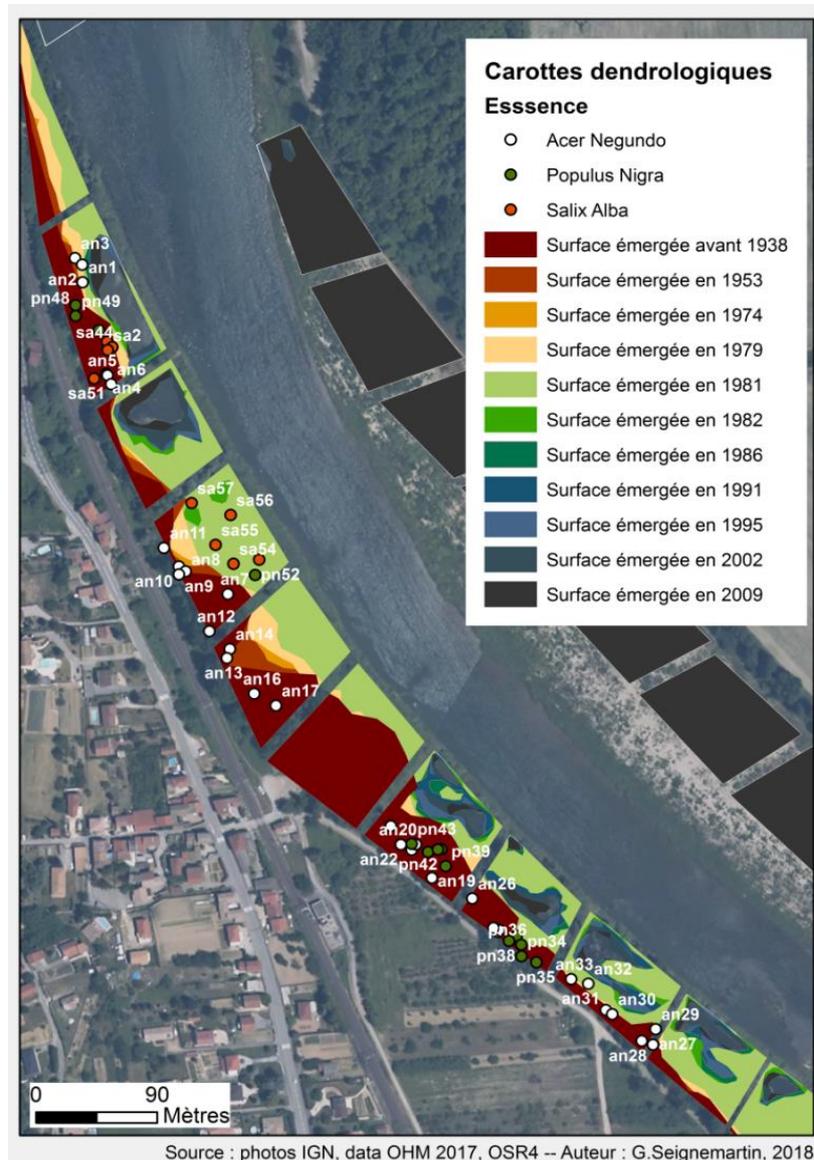


Figure 152 : Localisation des individus prélevés

L'ACP (Figure 153), dont les deux premières composantes portent presque 50 % de la variabilité, montre que l'essence semble être un paramètre important à prendre en compte dans l'interprétation de la variabilité des teneurs.

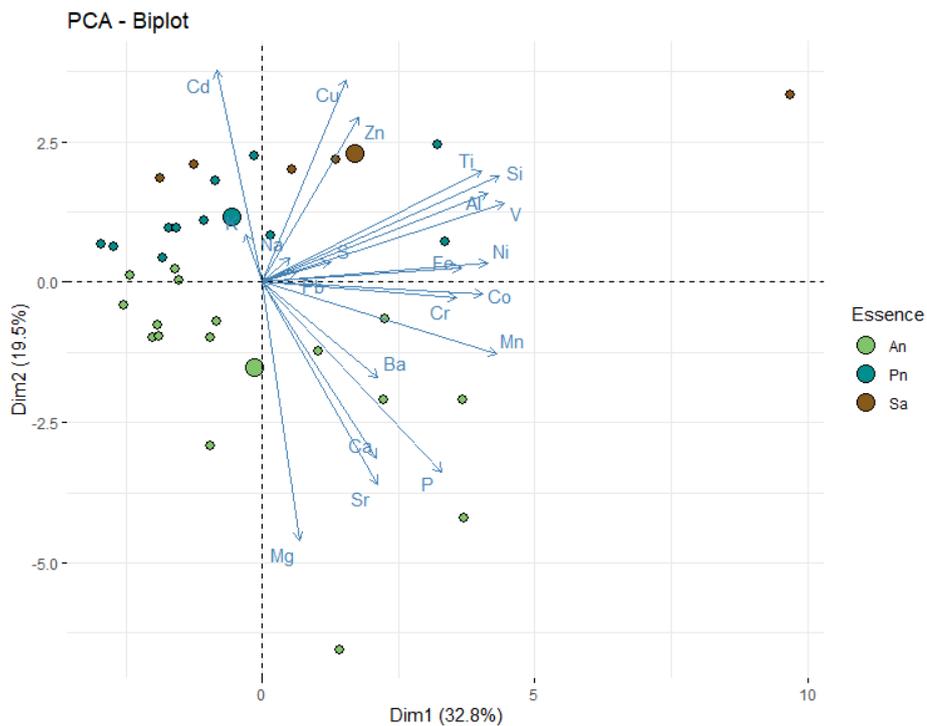


Figure 153 : ACP réalisée à partir des teneurs des 20 principaux métaux détectés à l'ICP-MS et AES dans les 30 carottes dendrologiques (AN = *Acer negundo*, PN = *Populus nigra*, SA = *Salix alba*). Les cercles plus grossiers correspondent au centre d'inertie du nuage de points qu'ils représentent.

Vingt des principaux éléments métalliques détectés dans les carottes sont présentés sur la Figure 13. Ces graphes sont réalisés en tenant compte des variables suivantes :

- la date de terrestrialisation de la surface où se situe l'arbre. Les fenêtres de contamination observées lors d'autres études (BRGM, 2013-RC60367) correspondent aux années 1980. Ainsi, nous tentons de capter cette temporalité.
- l'essence, pour les raisons métaboliques et physiologiques exposées précédemment.
- le casier, expression d'un patron sédimentaire associé à une histoire hydro-morphodynamique.

On observe une grande variabilité intra-casier, inter- et intra-spécifique (Figure 154). Par exemple, en ce qui concerne le chrome et le nickel, il y a une grande variabilité dans le casier 7, que l'essence soit *Populus Nigra* ou *Acer Negundo*. Au contraire, les niveaux de cadmium sont similaires dans l'ensemble des carottes, quelles que soient les caractéristiques de l'échantillon. La variable « dépôt » n'expose pas de tendance évidente.

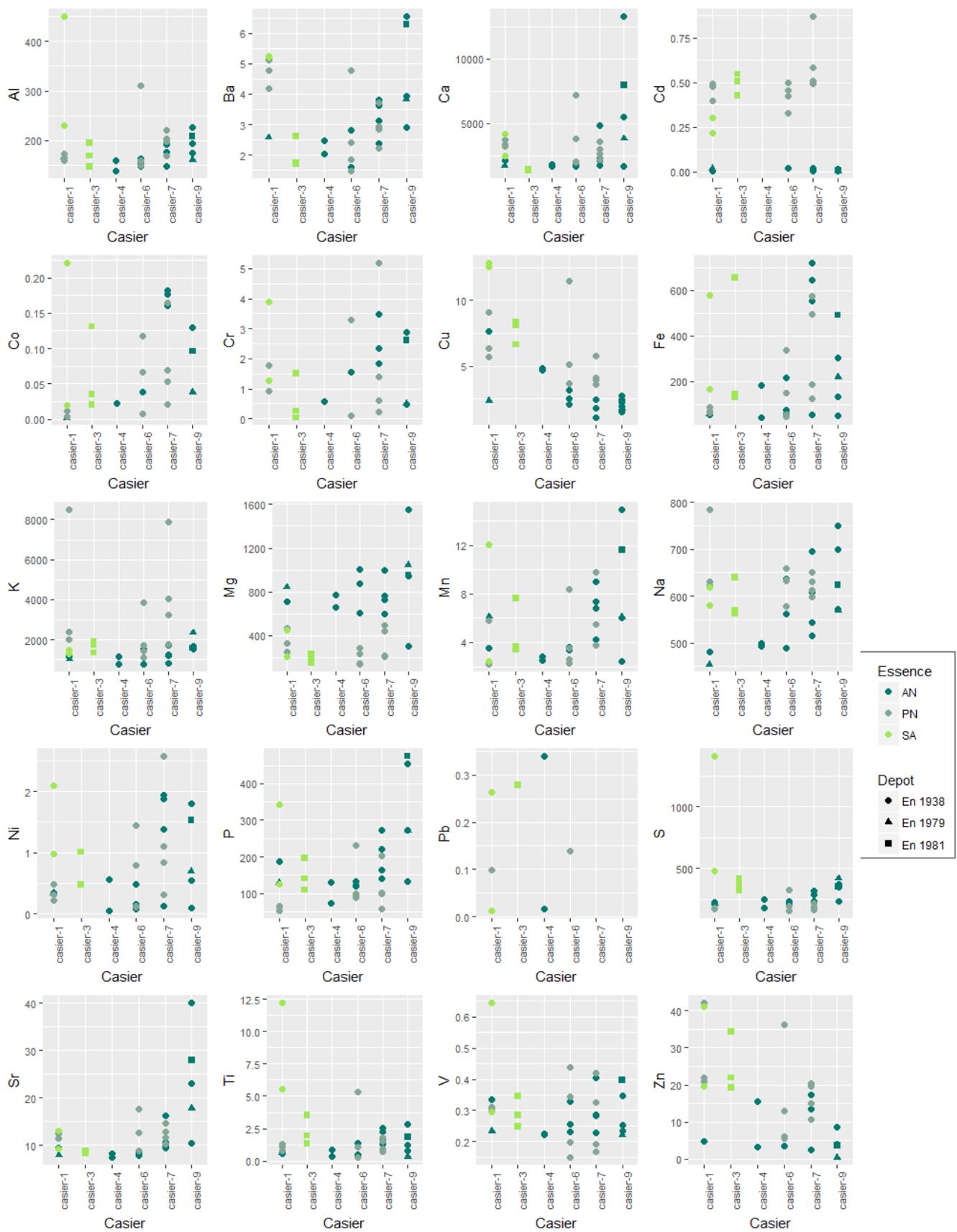


Figure 154 : Concentrations (en mg/kg) de 20 principaux éléments détectés à l'ICP-MS dans les 30 carottes dendrologiques, selon l'essence, le casier et la date de terrestrialisation des surfaces. (mg/kg ; analyses par ICP-MS)

L'ANOVA avec permutations nous permet de comparer la variance des groupes afin de tester les relations entre chaque élément métallique et les variables explicatives potentielles (Tableau 45). L'hypothèse nulle (H0) postule qu'il n'y a pas de différence entre les moyennes des groupes, autrement dit que les concentrations en métaux ne sont pas affectées par les variables explicatives. La seconde hypothèse (H1) postule qu'il existe une différence entre les moyennes des groupes, et donc que les concentrations en élément métalliques sont affectées par les variables explicatives.

Sur l'ensemble des tests d'hypothèse concernant l'effet de l'âge des dépôts, on ne peut rejeter l'hypothèse H0 (p-value non significative).

Nous avons croisé l'effet du casier et de l'essence car les individus ne sont pas équirépartis. On observe un effet du casier pour le Baryum, le cadmium, le cuivre et le strontium (p.value < 0.05, cf. Tableau 45). On observe un effet de l'essence pour le cadmium, le cuivre (p.value = 0.086 tendance), le Potassium, le Magnésium, le Phosphore, le Soufre, le titane et le zinc (p.value < 0.05, Tableau 45).

Pour le Sodium (oligo-élément), l'interaction « casier*essence » présente une p-value significative de 0,038.

Les teneurs en baryum (Figure 155 et Annexe 9) les plus fortes sont retrouvées dans les carottes dendrologiques du casier 1 ($[Ba]_{\text{Casier1}} = 4,61 \text{ mg/kg}$) et le casier 6 ($[Ba]_{\text{Casier6}} = 2,48 \text{ mg/kg}$; Figure 155).

Les teneurs en calcium les plus fortes sont aussi retrouvées dans les carottes dendrologiques du casier 1 ($[Ca]_{\text{Casier1}} = 2975 \text{ mg/kg}$) et le casier 6 ($[Ca]_{\text{Casier8}} = 6464 \text{ mg/kg}$; Figure 154).

Les teneurs en cuivre et en zinc sont les plus élevées dans le Casier 1 ($[Cu]_{\text{Casier1}} = 8,07 \text{ mg/kg}$, $[Zn]_{\text{Casier1}} = 29,57 \text{ mg/kg}$) tandis que celles en Phosphore et en strontium sont plus élevées pour les carottes provenant du casier 8 ($[P]_{\text{Casier8}} = 320,86 \text{ mg/kg}$, $[Sr]_{\text{Casier8}} = 23,87 \text{ mg/kg}$; Figure 14).

Les concentrations en cuivre, soufre, titane et zinc (Figure 154 et Annexe 10) sont globalement plus importantes dans les carottes dendrologiques de *Salix Alba* ($[Cu] = 9,68 \text{ mg/kg}$; $[S] = 597,76 \text{ mg/kg}$; $[Ti] = 4,91 \text{ mg/kg}$; $[Zn] = 34,35 \text{ mg/kg}$) que dans celle de *Populus Nigra* ($[Cu] = 6,39 \text{ mg/kg}$; $[S] = 189,71 \text{ mg/kg}$; $[Ti] = 1,37 \text{ mg/kg}$; $[Zn] = 26,84 \text{ mg/kg}$) et d'*Acer Negundo* ($[Cu] = 2,83 \text{ mg/kg}$; $[S] = 267,93 \text{ mg/kg}$; $[Ti] = 1,21 \text{ mg/kg}$; $[Zn] = 11,87 \text{ mg/kg}$) et

En revanche, en ce qui concerne le cadmium, les teneurs des carottes de *Populus Nigra* et *Salix alba* sont équivalentes ($[Cd]_{\text{Pn}} = 0,5 \pm 0,14 \text{ mg/kg}$; $[Cd]_{\text{Sa}} = 0,4 \pm 0,14 \text{ mg/kg}$) et beaucoup plus élevées que celle d'*Acer Negundo* ($[Cd]_{\text{An}} = 0,01 \pm 0,01 \text{ mg/kg}$).

Pour le phosphore, les teneurs sont plus importantes et présentent plus de variabilité pour *Acer Negundo* ($[P]_{\text{An}} = 206,1 \pm 117,62 \text{ mg/kg}$) que pour *Populus Nigra* ($[P]_{\text{Pn}} = 104,67 \pm 58,84 \text{ mg/kg}$) mais ne sont pas significativement différentes que celle de *Salix Alba* ($[P]_{\text{Sa}} = 183,04 \pm 95,18 \text{ mg/kg}$).

Tableau 45 : ANOVA avec permutations sur les données ICP-MS et AES, comparant les teneurs en fonction des essences, de la date du début de l'atterrissement et du casier de provenance.

	Test 1 ~effet du de l'âge du dépôt	Test 2 ~effet du casier	Test 3 ~effet de l'essence	Test 4 ~effet du casier*effet de l'essence
Elément	P-Value	P-Value	P-Value	P-Value
Al	0.1343	0.5274	0.1183	Casier : 0.1334 Essence : 0.1158 Casier*Essence : 1
Ba	0.8014	2e-04	1	Casier : 0.0128 Essence : 1 Casier*Essence : 0.9577
Ca	0.08262	0.0336	0.5671	Casier : 0.9087 Essence : 0.8681 Casier*Essence : 0.6397
Cd	0.8	0.1006	< 2.2e-16	Casier : 0.0088 Essence : <2e-16 Casier*Essence : 0.1592
Co	0.7378	0.5406	0.5987	Casier : 0.1104 Essence : 0.1031 Casier*Essence : 0.2590
Cr	0.5146	0.5826	0.8152	Casier : 0.6177 Essence : 0.5608 Casier*Essence : 0.8431
Cu	0.2852	0.0042	< 2.2e-16	Casier : 0.012 Essence : 0.08629 Casier*Essence : 0.26203
Fe	0.7386	0.0854	0.4558	Casier : 0.044 Essence : 0.3268 Casier*Essence : 0.8431
K	0.5359	0.6356	0.001	Casier : 0.3245 Essence : 0.0086 Casier*Essence : 0.2185
Mg	0.75	0.0378	< 2.2e-16	Casier : 1 Essence : 0.0164 Casier*Essence : 0.7214
Mn	0.0812	0.216	0.5371	Casier : 0.6721 Essence : 0.5119 Casier*Essence : 0.7705
Na	0.1601	0.3333	0.06291	Casier : 0.3081 Essence : 0.009 Casier*Essence : 0.0382
Ni	0.83821	0.2266	0.6061	Casier : 0.12 Essence : 0.7027 Casier*Essence : 0.7484
P	0.1174	0.013	0.03965	Casier : 0.6426 Essence : 0.0502 Casier*Essence : 0.3148
Pb	0.6419	0.9608	0.9412	Casier : 0.75 Essence : 0.94 Casier*Essence : NA
S	0.984	0.4922	< 2.2e-16	Casier : 0.0834 Essence : < 2.2e-16 Casier*Essence : 0.86
Sr	0.1087	0.006	0.8	Casier : 0.001474 Essence : 0.559498 Casier*Essence : 0.834785
Ti	0.1529	0.5519	0.0014	Casier : 0.0106 Essence : 0.0104 Casier*Essence : 0.6256
V	0.6	0.7098	0.2251	Casier : 0.5843 Essence : 0.9882 Casier*Essence : 0.8824
Zn	0.2194	0.0292	< 2.2e-16	Casier : 0.18274 Essence : 0.05546 Casier*Essence : 0.17325

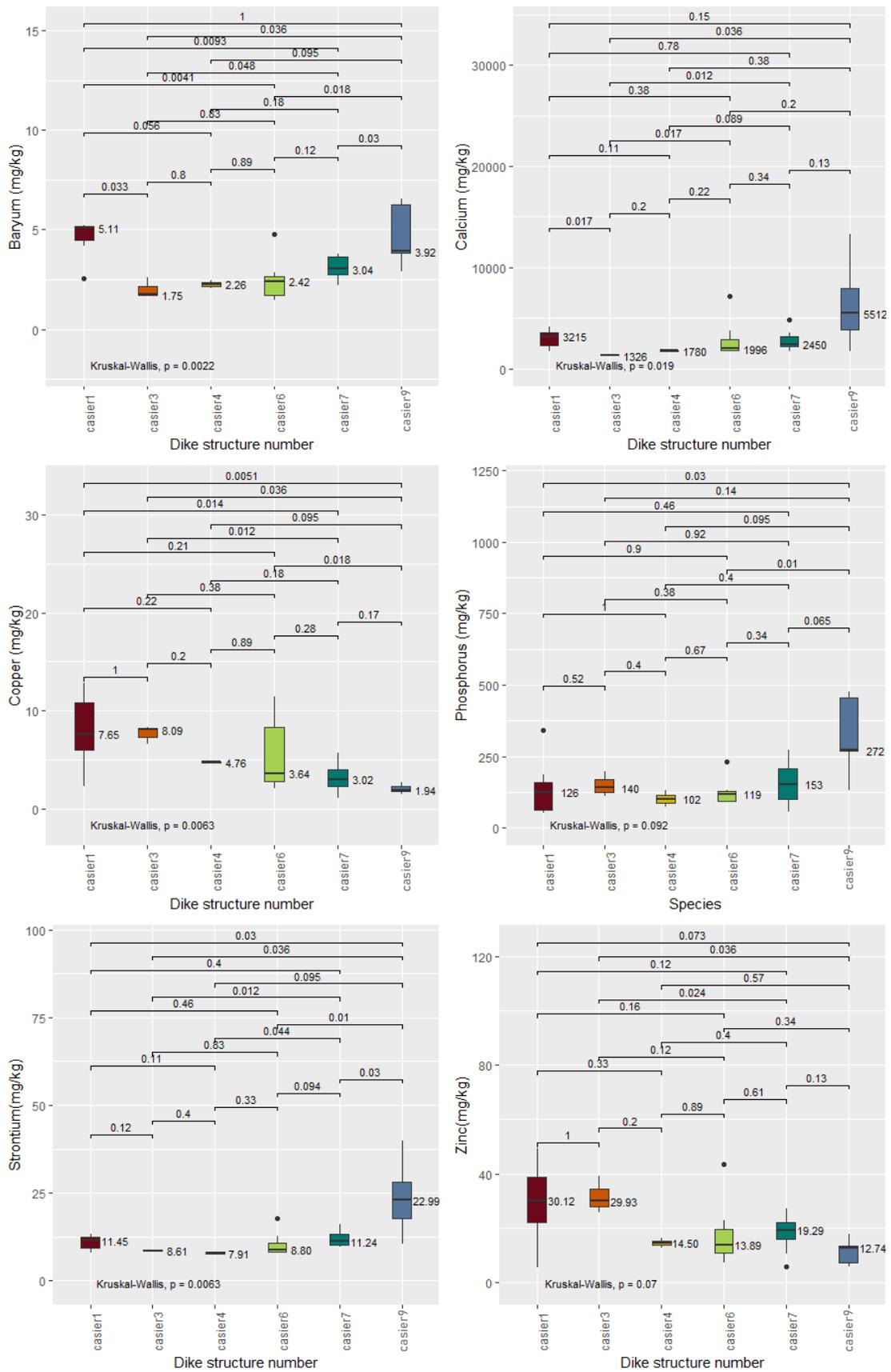


Figure 155 : Concentrations en Baryum, calcium, cuivre, Phosphore, strontium, zinc des carottes dendrologiques selon le casier de provenance (mg/kg ; analyses par ICP-MS)

(avec $N_{\text{casier1}} = 7$, $N_{\text{casier2}} = 3$, $N_{\text{casier4}} = 2$, $N_{\text{casier6}} = 7$, $N_{\text{casier7}} = 8$, $N_{\text{casier9}} = 5$) – cf. Annexe 9

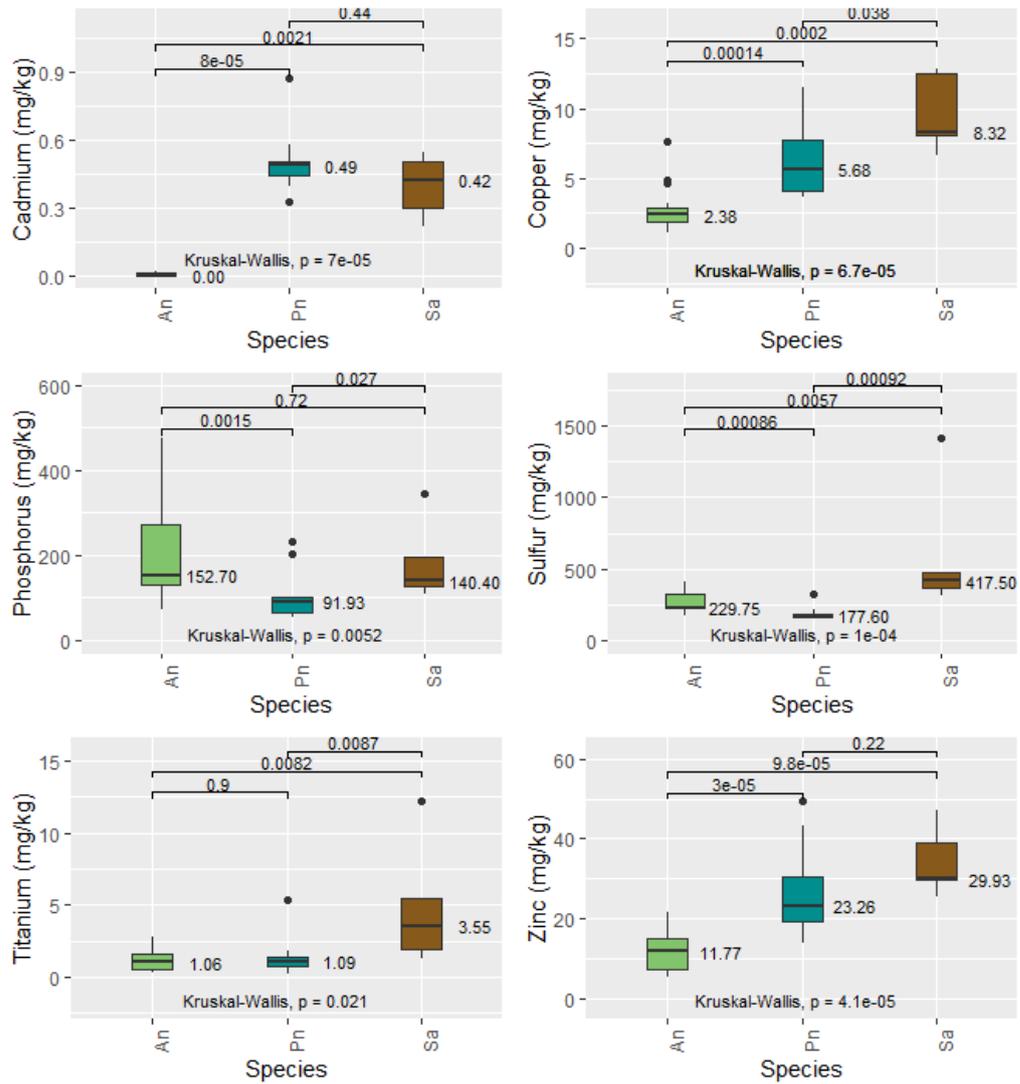


Figure 156 : Concentrations en cadmium, cuivre, Phosphore, soufre, titane, zinc selon l'essence des individus d'où proviennent les carottes dendrologiques (mg/kg ; analyses par ICP-MS) (avec An = Acer negundo, Pn = Populus nigra, Sa = Salix alba ; $N_{An}= 16$, $N_{Pn}= 11$, $N_{Sa}= 5$) cf. Annexe 10

4. Discussion/conclusion

4.1. Dynamique de végétalisation

La méthodologie qui a abouti à l'obtention des emprises surfaciques correspondant aux différentes occupations du sol peut faire l'écueil des biais évoqués en chapitre 5 (biais de géoréférencement, différence de qualité des images, erreurs de photo-interprétations, etc.). Néanmoins, les jeux de données ont été constitués à partir du géoréférencement expert présenté en chapitre 5 et le biais opérateur a été limité au maximum.

A PDR, le phénomène d'atterrissement consécutif à la dérivation de 1977 est très marqué. Le phénomène de dérivation entraîne l'exondation de nouvelles surfaces « minérales » dans des casiers qui étaient auparavant globalement aquatiques. En 1986, le milieu est en plein ajustement et les surfaces minérales sont colonisées par la végétation pionnière, notamment herbacée (Figures 142 et 143 « 1986 »). La bordure de la ripisylve progresse alors en direction du chenal tandis que les surfaces minérales continuent de se couvrir d'une strate herbacée typique des milieux régulièrement inondés. Il est intéressant de noter la stabilisation des ratios d'occupation du sol entre 1993 et 2009 (Figures 142 et 143) : les proportions des strates herbacées et arbustives sont similaires entre les deux dates. La strate arbustive semble de plus dans une dynamique d'expansion comme entre 1986 et 1993. De ce fait, les strates herbacées restent en place sur les bordures souvent inondées (Figure 143 « 2009 »).

La stabilisation de la couverture végétale semble indiquer que ces milieux alluviaux ne sont plus dans une phase d'ajustement suite à la dérivation et que dès lors, leur dynamique atteint une expression où les zones les moins hydrologiquement connectées présentent des strates arbustives tandis que les plus connectées restent herbacées, minérales voire aquatiques.

Cela pourrait laisser à penser, que ces écosystèmes qui résultent de l'influence humaine et ne ressemblent pas à leurs précurseurs naturels pourraient avoir trouvé un nouvel équilibre fonctionnel, illustrant ainsi le concept de « novel ecosystem ». Néanmoins, des études antérieures sur la composition spécifique des peuplements montrent qu'il y a un vieillissement de la végétation au niveau ces tronçons court-circuités caractérisés par un régime de perturbations fluviales altéré (moins fréquentes mais plus drastiques) (Rapple, 2018 ; Modrak, 2013). Ces études mettent en exergue l'apparition d'essences à bois dur typique des successions secondaires (e.g. *Fraxinus angustifolia*, *Ulmus minor*, etc.) et le manque de régénération de la strate arborée dans des conditions abiotiques qui sont défavorables aux espèces de successions moyenne ou tardive. De plus, la présence importante d'*Acer negundo*, ou encore de *Fallopia japonica* (strate herbacée/arbustive) témoigne d'un dysfonctionnement du système qui profite aux espèces invasives. Cet éclairage met en lumière les transformations écologiques encore en cours. De ce fait, ces écosystèmes sont davantage assimilables à des « impacted ecosystems » (au sens de Morse *et al.*, 2014).

4.2. Chimie des sédiments et de la végétation

Les approches de phytoforensics sont assez novatrices dans le cadre de milieux naturels. Elles ont été initialement développées pour évaluer la pollution de sites fortement contaminés (e.g. Remon *et al.*, 2009, Remon *et al.*, 2005). Ainsi, tenter de les adapter aux milieux naturels, c'est prendre le risque de ne pas être en mesure de déceler un signal discriminant. En outre, les jeux de données existants et les éléments de comparaison sont plutôt rares.

Anomalie chimique foliaire

Dans les matrices foliaires, certaines anomalies chimiques présentent des valeurs significativement supérieures aux teneurs de référence provenant de zones naturelles (programme *bioindicateurs* de l'ADEME). Toutefois, celles-ci ne sont pas extrêmes et le milieu ne semble que très localement contaminé. L'étude de ces éléments mérite tout de même d'être approfondie au regard du contexte stationnel. En effet, il est intéressant de noter que le casier 1 qui a une signature chimique qui se détache des autres, notamment avec des teneurs plus élevées en zinc et en plomb, présente aussi une végétation avec une signature chimique significativement différente (Figure 151), plus marquée par les contaminants (arsenic, plomb, etc...).

Concentration dans les tissus ligneux

Les tests (ANOVA, cf. Tableau 45) sont à considérer en tenant compte du fait que l'échantillon est petit (n=30) et que le plan d'échantillonnage n'est pas équilibré car les essences ne sont pas présentes dans chaque casier avec la même fréquence. Nous avons aussi inclus les éléments métalliques qui n'étaient pas des contaminants potentiels (oligo-éléments, majeurs, etc...) afin de mieux comprendre l'expression de la variabilité spatiale.

Le casier de provenance semble avoir une influence sur les concentrations en baryum, calcium, cuivre, magnésium, phosphore, strontium et zinc. L'essence de l'arbre est également une variable qui semble influencer sur les concentrations en cadmium, cuivre, Potassium, Magnésium, soufre, titane et zinc et éventuellement en Aluminium.

Le Sodium (oligo-élément), est le seul qui présente une interaction « casier*essence » avec une p.value de 0,038. Ainsi, les concentrations en Sodium diffèrent selon l'essence et aussi selon le casier d'appartenance de l'individu. Ce résultat pourrait traduire une variabilité spatiale : suivant le contexte stationnel, une même espèce n'aura pas la même tendance à stocker le Sodium. En effet, la Figure 154 révèle une forte hétérogénéité des valeurs notamment en ce qui concerne *Acer negundo*.

L'aspect temporel a été approché par la variable « période de début de sédimentation ». Toutefois, celle-ci n'a pas montré de résultat significatif dans l'explication des patrons chimiques végétaux. Ceci n'est pas forcément étonnant, cette variable manque de modalités pour permettre de capter une variabilité à l'échelle du casier. Cette variable indique le début de la sédimentation, mais ne renseigne pas sur la dynamique temporelle qui s'en suit. De plus, la chronologie des dépôts d'une part, et des flux de polluants d'autre part, sont des phénomènes croisés dans certains trains de casiers, mais leur caractérisation est complexe et dépend des conditions stationnelles (selon la chronologie et l'organisation des dépôts intra-casier, cf. chapitres 6, 7 et 8). Les analyses chimiques sédimentaires réalisées au préalable afin de cadrer le plan d'échantillonnage végétal présentaient des échantillons contrastés selon les casiers et selon la profondeur de prélèvement. Les concentrations des sédiments provenant de l'échantillonnage de surface, quant à eux, exprimaient une variabilité spatiale, avec des casiers centraux (casiers 3, 4, 6) du train étudié plus chargés en contaminants. Au vu de la complexité des patrons sédimentaires, il est possible que le plan d'échantillonnage choisi n'ait pas été suffisant pour capter la variabilité des teneurs chimiques intra-casier et être en mesure de la corrélérer avec les teneurs végétales. En outre, l'échantillonnage de surface ne permet une représentation que des 20 premiers centimètres de sédiments. Or, les zones d'échanges racinaires peuvent atteindre plusieurs mètres pour les arbres les plus anciens. En outre, le fait que les contaminations puissent être enregistrées par la végétation sous-entend que les matrices sédimentaires soient « *suffisamment* » contaminées. L'absence d'une signature chimique comminatoire à l'image que celle que l'on retrouve sur les sites pollués (Algreen *et al.*, 2014 ; Remon *et al.*, 2009) bien que rassurante, était plutôt prévisible au niveau

de ces sites qui portent les marques de l'Anthropocène sans être uniformément et fortement pollués en ETM.

Les teneurs observées en ETM (cuivre, soufre, titane, zinc) sont plus importantes pour les carottes dendrologiques de *Salix Alba* que pour celles des autres essences. Ceci rejoint les résultats d'Algreen *et al.* (2014) qui présentaient le saule comme plus performant pour le phytoscreening des ETM tels que le Cd, Cu, Ni, Zn. En revanche, les teneurs en cadmium sont équivalentes dans les individus de *Salix sp* et *Populus sp* mais plus importantes que celles d'*Acer Negundo*. Les teneurs de notre étude (*Salix sp.* et *Populus sp.*) sont du même ordre de grandeur que celles établies par Algreen *et al.* (2014) sur des sites non pollués pour le cadmium et le zinc : $[Cd]_{\text{réf.background}} = 0,5 \text{ mg/kg}$ vs. $[Cd]_{\text{PDR}} = 0,47 \text{ mg/kg} \pm 0,13$, $[Zn]_{\text{réf.background}} = 25 \text{ mg/kg}$ versus $[Zn]_{\text{PDR}} = 29,2 \text{ mg/kg} \pm 10,1$ tandis que les teneurs en cuivre et en nickel sont, respectivement 4,6 et 2.8 fois supérieures dans notre cas $[Cu]_{\text{réf.background}} = 1,6 \text{ mg/kg}$ contre $[Cu]_{\text{PDR}} = 7,4 \text{ mg/kg} \pm 3,03$, $[Ni]_{\text{réf.background}} = 0,3 \text{ mg/kg}$ contre $[Ni]_{\text{PDR}} = 0,84 \text{ mg/kg} \pm 0,65$. En ce qui concerne le chrome et le plomb, les concentrations étaient inférieures ou proches de la limite de détection dans leur cas comme dans le nôtre. En effet, sur 18 individus, 3 pour le chrome et 12 pour le plomb, présentent des valeurs inférieures à la limite de détection. Pour les autres, la teneur moyenne est de $[Cr]_{\text{PDR}} = 1,57 \text{ mg/kg} \pm 1,48$ et $[Pb]_{\text{PDR}} = 0,16 \pm 0,09$ mais là encore ces résultats sont à interpréter avec précaution puisque nous sommes proches de la limite de détection.

Les teneurs en cuivre de nos échantillons dendrologiques à PDR avoisinent les teneurs du site pollué de l'étude d'Algreen *et al.* (2014) $[Cu]_{\text{réf.pollué}} = 10,7 \text{ mg/kg}$ et celles du nickel les dépassent largement $[Cu]_{\text{réf.pollué}} = 0,48 \text{ mg/kg}$.

Si les dépassements en cuivre posent la question de sa teneur limite en tant qu'oligo-élément, ceux du nickel n'ont pas cette problématique puisque celui-ci est beaucoup plus toxique et n'a pas de raison physiologique d'être présent en concentration aussi élevée. Or, les teneurs en nickel des sédiments du Rhône sont globalement assez élevées (Local Geological Background = 32.7 mg/kg), mais ne témoignent pas d'une contamination particulière sédimentaire (*cf.* chapitre 8). Il est donc intéressant de voir que les arbres retranscrivent cette particularité chimique.

La dendrochimie pose encore les questions des domaines d'application. Il semblerait dès lors qu'elle soit probante en tant que bioindicateur des sites fortement pollués mais peu informative des sites peu et modérément pollués. En revanche, l'approche par pool foliaire interspécifique semble intéressante pour dresser une « photographie chimique » du milieu puisque finalement, son résultat correspond à ce que la communauté végétale d'un milieu bio-accumule au temps *t*. Elle ne permet pas de datation précise mais permet d'établir un bilan, qui en conclusion correspond au reflet actuel de l'état du milieu édaphique, qui lui est le résultat de son histoire. Néanmoins, bien que riche en perspectives, cette approche doit s'étoffer, par l'enrichissement des bases de données, d'inférences plus développées sur les gammes de valeurs et leur signification (fond biochimique versus teneurs indicatrices de pollution ; en fonction des différentes essences). Si le lien direct entre matrices végétale et sédimentaire n'est pas évident, il est à l'image des processus sédimentaires complexes qui ont opéré à la mise en place du milieu édaphique. Ainsi, la végétation, en fonction des zones et horizons prospectés par les réseaux racinaires (plus ou moins étendus selon le type végétal), rend compte ou non, des signatures chimiques sédimentaires. Ainsi, les variations observées dans la réponse végétale reflètent la complexité structurelle des dépôts sédimentaires mais aussi leurs particularités chimiques.

Discussion et conclusions générales

Afin de faire le lien entre les différents chapitres, nous proposons dans cette dernière partie de (i) revenir sur les principales validations méthodologiques, (ii) compiler et discuter les principaux résultats, (iii) d'en déduire des préconisations et perspectives opérationnelles, s'ouvrant sur (iv) une réflexion intégrative des problématiques de la réhabilitation des cours d'eau de l'Anthropocène.

1. Considérations méthodologiques

L'intérêt heuristique de cette étude réside dans son approche s'appuyant sur des méthodes issues de plusieurs champs disciplinaires. Grâce à la construction d'un ensemble d'indicateurs originaux et complémentaires, elle a permis d'informer et de comprendre l'histoire des marges alluviales du Rhône.

Si cette approche permet de répondre à des questionnements complexes, elle a néanmoins nécessité des calages méthodologiques afin d'adapter des protocoles « classiques » à des objets d'étude multi-scalaires, de rendre exploitables des données diachroniques multi-sources ; le tout en conciliant contraintes techniques et logistiques.

Couplage des SIG à la géophysique pour une caractérisation 4D des marges alluviales

Alors que les patrons de déposition de Sukhodolov (2001) découlent de modèles théoriques et expérimentaux étayés par des observations de terrain, le traitement SIG des archives photographiques constitue une alternative méthodologique permettant d'aboutir à des patrons de « terrestrialisation » diachroniques calqués sur l'évolution observée des dépôts sédimentaires. Il est ainsi intéressant de montrer que le recours à une approche empirique est capable de renseigner une situation résultant de contrôles multiples, là où la modélisation expérimentale peinerait à rendre compte de contextes aussi complexes et variés.

Or, si l'approche sous SIG est une méthode qui a déjà été éprouvée pour la caractérisation des espaces alluviaux (Gilvear et Bryant, 2003) et qui a déjà été appliquée sur ceux du Rhône (Tena *et al.*, 2020 ; Rapple, 2018 ; Seignemartin *et al.*, 2018 ; Riquier, 2015), la création des patrons de terrestrialisation diachroniques des casiers Girardon a exigé quelques ajustements méthodologiques. En outre, comme dans la plupart des études rétrospectives (séries temporelles), nous avons dû faire face aux problématiques liées à l'hétérogénéité des sources et leur impact sur la production de données exploitables. Dans notre cas, les images aériennes ont été acquises dans des contextes divers, avec des outils dont la performance et la technicité ont beaucoup évolué au cours du 20^{ème} siècle. A cela s'ajoute que l'emprise spatiale des endiguements correspond à des objets de « petite taille », localisés autour du chenal. Ils constituent un « couloir » rectangulaire allongé à géoréférencer avec précision au sein de clichés globalement « carrés » de taille diverse. Ainsi, afin de répondre à ce besoin d'uniformisation d'échelle, nous avons travaillé le géoréférencement à partir de sous-sélection, au sein d'un « dallage » vectoriel identique pour le géoréférencement de chaque série temporelle. Le résultat est très probant, d'autant plus que les endiguements ont des formes géométriques particulières, qui malgré la forte évolution des marges alluviales, sont discernables pour un opérateur expert.

Aussi, les nombreux facteurs de contrôles régissant la *terrestrialisation* sont appréhendés à l'aide de *proxies* qui proviennent de jeux de données composites, à dimension géohistorique ; ce qui implique que les biais qui en découlent soient divers et donc difficilement évaluables. Malgré cela, la concordance

des différents indicateurs (*e.g.* chronologiques, géophysiques, hydrologiques, etc...) témoigne de la pertinence des tendances qu'ils mettent en évidence.

Ainsi, la planimétrie par SIG, la topographie par MNT LiDAR et la géophysique par géoradar se complètent. Elles aboutissent à une caractérisation 4D (spatio-temporelle) des dépôts, qui par jeu d'inférences permet de renseigner de grands espaces. En effet, rappelons que l'un des enjeux de cette étude était de caractériser la temporalité et l'organisation structurale des marges alluviales afin d'apporter un diagnostic préalable pour prioriser les actions de démantèlement. L'analyse des processus contrôlant la terrestriation était primordiale puisqu'elle permet de comprendre l'organisation spatio-temporelle des dépôts. Sans elle, l'inférence inductive et les glissements d'échelles auraient été hasardeux.

La technologie XRF portable : convaincante, oui mais exigeante et sélective

La pratique de l'inférence inductive est encore plus périlleuse dès lors que l'on y intègre le volet de la chimie sédimentaire. A partir de quelques grammes de sédiments, il nous fallait caractériser des secteurs complets, et dans notre cas, plus de soixante kilomètres de linéaires. Les analyses chimiques sédimentaires classiques (ICP-MS, AES, etc...) étant coûteuses et longues à mettre en place, nous avons décidé d'explorer le potentiel de la technologie XRF portable, plébiscitée pour être une « cost-effective » alternative. Bien qu'en plein essor depuis les années 2000 (Hürkamp *et al.*, 2009 ; Argyraki *et al.*, 1997), la littérature spécialisée souligne les nombreux biais d'analyses. La variabilité des taux d'humidité, des teneurs en MO et des spectres granulométriques joue sur la précision et la répétabilité des mesures (Lemière, 2018 ; Lemière *et al.*, 2014 ; RECORD, 2008 ; Kalnicky et Singhvi, 2001 ; Laperche, 2005 ; Ge *et al.*, 2004). Travaillant sur des terrains alluviaux dont les sédiments sont connus pour leur hétérogénéité, nous n'avons pas conduit d'analyse in situ. La méthodologie, inspirée par les études susmentionnées et de tests préliminaires (Lecomte, 2016), s'appuie sur un travail préparatoire consistant à homogénéiser, sécher et tamiser les échantillons. Elle a prouvé son efficacité face aux analyses de contrôle par ICP-AES et MS ainsi que par SAAF (chapitre 3). Nous avons ainsi pu quantifier six éléments dont quatre polluants (plomb, zinc, nickel, cuivre) et deux autres éléments intéressants en tant qu'indicateurs géochimiques (fer, strontium).

En conclusion, une fois associée à un protocole maximisant la qualité du signal, la technologie XRF, s'est avérée convaincante pour les analyses en matrices sédimentaires... mais pas pour celles en matrices végétales ! Des essais - non probants - ont été réalisés sur des échantillons ligneux dans le cadre du projet OHM (Leconte, 2017). De façon assez prévisible, les analyses XRF ont donc montré leur limite dans le cadre d'analyses sur des matériaux organiques. Pour des raisons logistiques nous n'avons pas pu pousser l'exploration plus loin. Néanmoins, une des possibilités serait de travailler sur des résidus de combustion des échantillons afin de maximiser le signal (*e.g.* Morgan *et al.*, 2015). A noter que des tests vont être conduits sur des échantillons provenant du bassin de l'Arve dans le cadre de la thèse de Javier Del Hoy qui commence tout juste (Université de Lausanne, 2020).

De l'échantillon à la plaine alluviale : ce que permet/ne permet pas l'inférence

En caractérisant la temporalité et l'organisation structurale et spatiale des dépôts, ainsi que le flux des polluants et son enregistrement potentiel au sein des dépôts, le recoupement des différentes méthodes permet de décrire des tendances globales sur la pollution des marges alluviales du Rhône.

Ces tendances ne préviennent en aucun cas de l'existence d'anomalies chimiques ponctuelles et ne couvrent pas les tendances associées à d'autres types de pollution (*e.g.* polluants émergents, *cf.* Poulier *et al.*, 2018 ; Babut *et al.*, 2016). En revanche, il a souvent été observé que les sédiments présentant de fortes teneurs en zinc et en plomb présentaient aussi de fortes teneurs en PCBi : sur le Rhône, la fenêtre temporelle de contamination est concordante (BRGM, 2013). Sans pour autant systématiser cette relation, il semble néanmoins pertinent de considérer que les dépôts présentant de fortes teneurs en zinc et en plomb puissent aussi être pollués par des PCBi. Ce « cocktail chimique », signature de la pollution des années 70 à 80, est finalement récurrent au sein des dépôts récents du Rhône. Ainsi, tel un outil de datation relative, il servirait d'appui à l'interprétation de l'histoire récente des carottes sédimentaires (OSR4 et 5 ; Vauclin *et al.* 2020).

De la pertinence des approches phytoforensic en milieu « naturel peu contaminé »

La démarche à adopter pour la caractérisation phytochimique a fait l'objet de discussions. En effet, les études en phytoremédiation sont nombreuses mais elles sont réalisées au niveau de secteurs très contaminés, dans l'objectif, justement, de les décontaminer. Si d'un côté, le potentiel dendrochronologique de l'approche par carottes ligneuses était plutôt prometteur, le risque de ne pas être à même de détecter de signal était grand puisque le bois est connu pour être peu accumulateur des ETM. D'un autre côté, l'approche par pools foliaires permettait une « photographie phytochimique » correspondant à ce que la communauté végétale d'un milieu bio-accumule et reflétait l'état du milieu édaphique ; mais étant assez novatrice, elle était finalement peu informée. C'est donc pour leur complémentarité que les deux démarches ont été engagées, même si malheureusement, pour des raisons logistiques, le potentiel de l'approche dendrochronologique n'a pas encore été totalement exploré. Néanmoins, le fait que les carottes ligneuses provenant des peupliers et saules du Rhône présentent bel et bien une signature chimique en polluants constitue un résultat prometteur. Dès lors, il valide la pertinence de développer cette approche en incluant une dimension dendrochronologique, et de travailler sur une méthodologie maximisant le signal chimique (*e.g.* combustion des échantillons).

Pour aller plus loin avec le matériel dendrochronologique

De surcroît, des études ont montré la capacité des carottes dendrologiques à renseigner des processus géomorphologiques et des évolutions climatiques (*e.g.* Schweingruber, 1988). Singer *et al.* (2013) mettent en avant le lien entre croissance des arbres, disponibilité annuelle en eau, zone de prospection racinaire spécifique (eau interstitielle de la zone de vadose versus prélèvement phréatique) en lien avec les variations du débit et des précipitations. Ils mettent en évidence que les peupliers (*Populus nigra*) dont le prélèvement est plus « phréatique » dépendant, pourraient être ainsi plus sensibles à des phénomènes de sécheresse, et donc être plus vulnérables face à des changements climatiques qui pourraient affecter le niveau de la nappe phréatique. Ainsi l'étude des carottes dendrologiques de peupliers (dont nous disposons déjà) pourrait non seulement nous renseigner sur de potentiels changements climatiques impactant les niveaux phréatiques sur le long terme, mais potentiellement aussi sur les phénomènes d'incision qui entraînent un enfouissement de la nappe d'accompagnement.

2. Principaux résultats

Les deux sous-parties suivantes se nourrissent l'une de l'autre puisque la caractérisation spatio-temporelle aide à la compréhension des processus opérant à la transformation éco-paysagère des marges alluviales. Sans compréhension des processus globaux, il est en outre difficile de cerner leur complexité locale.

Ces deux sous-parties sont agencées de manière à (i) faire un bilan des processus opérant à la transformation des marges alluviales aménagées et (ii) caractériser la situation des marges alluviales afin de mieux les comprendre et de formuler un diagnostic utile aux projets de réhabilitation.

2.1. Altérations des dynamiques hydrogéomorphologiques et phénomène de terrestrialisation des marges alluviales du Rhône

Impacts cumulatifs des aménagements fluviaux dans le phénomène de terrestrialisation des marges alluviales

Dans le cas des secteurs « corrigés » et dérivés du Rhône, le phénomène de terrestrialisation des marges résulte de divers processus qui, de façon cumulative, entraînent l'expansion des surfaces terrestres au détriment des surfaces aquatiques (cf. figure bilan 157).

Le phénomène de terrestrialisation est de prime abord initié à la suite de la construction des aménagements de correction (1880-1900) qui, de façon « mécanique », concentrent l'eau, provoquant une incision du chenal et la mise hors d'eau d'une partie des marges. La terrestrialisation est ensuite favorisée encore par des processus de sédimentation ; eux-mêmes dépendant de divers facteurs tels que la connectivité hydrologique des structures d'endiguement, les contraintes hydrauliques locales mais aussi l'emballement de la déconnexion globale provoquée par les mesures correctives (densité de structures de correction relative à chaque secteur).

La mise en place des dérivations (de 1950/1970) occasionne un phénomène de *dewatering*. Sur les tronçons court-circuités, la réduction drastique des débits lors de la période végétative entraîne une rétraction du chenal en eau et met hors d'eau les espaces qui constituaient les abords du lit mineur, favorisant ainsi leur végétalisation et leur sédimentation et continuant ainsi de déconnecter le fleuve de ses marges alluviales. Celles-ci, toujours corsetées par les endiguements Girardon, sont encore moins hydrologiquement connectées et donc plus enclines à stocker des sédiments fins qui ne seront pas remobilisés (processus érosifs réduits dans des conditions de débits de crue laminés). A cela s'ajoute que dans un contexte de déficit en sédiments grossiers et de concentration des écoulements, le chenal connaît un phénomène d'incision, ce qui implique qu'il « s'enfonce » au creux de sa plaine, et cela amplifie d'autant plus sa déconnexion à sa plaine alluviale (Parrot, 2015). C'est notamment très perceptible sur le secteur d'étude le plus amont (Pierre-Bénite).

L'engrenage des altérations

Si l'on replace les changements paysagers et écologiques des marges alluviales dans le contexte hydrogéomorphologique du Rhône, on se rend compte qu'ils sont le reflet d'un cumul d'impacts résultant d'altérations globales et régionales (e.g. diminution des apports solides grossiers du fait du tarissement des sources sédimentaires et de la rétention et de prélèvements sédimentaires sur les affluents ; Peiry *et al.*, 1994) mais aussi le résultat d'impacts directs découlant des aménagements de correction et de dérivation sur le fleuve lui-même (e.g. modification structurale des marges alluviales).

Casiers et champs d'épis, des contextes hydrologiques et hydrauliques différents qui influent sur leur dynamique de terrestrialisation et de végétalisation

Les casiers, fermés par une digue longitudinale, et les champs d'épis dont l'emprise spatiale inter-épis est ouverte sur le chenal, ne présentent pas la même temporalité de terrestrialisation. En effet, si les casiers commencent à s'atterrir dès leur implantation au début du 20^{ème} siècle, les champs d'épis, quant à eux, restent principalement aquatiques, et ce jusqu'à la mise en place de la dérivation. Dans les casiers, les dépôts sédimentaires connaissent un phénomène progressif d'accrétion qui n'est pas observé dans les champs d'épis. Les casiers, avec leur digue longitudinale, fonctionnent tels des pièges à sédiments qui, une fois entrés par débordement dans le compartiment (« *overbank deposition* »), sont assez difficilement remobilisables ; et ce, même dans des conditions pré-dérivation où l'hydrologie de crue n'est pas impactée. Les séries photographiques témoignent du maintien des dépôts sédimentaires dans le fond des casiers, sur lesquels se développe une végétation attestant de leur pérennité (strates arborées). Les casiers sont déjà globalement dans une situation marquée par une « déposition » dominante tandis que les champs d'épis, beaucoup plus exposés au fleuve, sont dans une situation marquée par une « érosion » dominante. C'est donc une phase au cours de laquelle l'expansion des zones terrestres repose sur des processus sédimentaires dont la dynamique dépend du contexte hydrologique et des contraintes hydrauliques des structures.

Suite à la dérivation, le *dewatering* expose des surfaces autrefois immergées. De ce fait, les champs d'épis émergent alors de façon proportionnelle à la rétraction du chenal en eau tandis que les casiers, généralement plus « perchés » et en retrait, se retrouvent hydrologiquement déconnectés. Ainsi dans ce contexte post-dérivation avec un débit, une connectivité et un transport sédimentaire résiduels, le piégeage des sédiments est favorisé et les marges continuent ainsi de se combler.

Sauf dans le cas de zones trop hydrologiquement exposées, les zones devenues terrestres tendent à rapidement se végétaliser. Ainsi, les champs d'épis (structures ouvertes) moins dynamiques sont soumis au développement de la végétation (globalement pionnière, strates herbacées et arbustives) et accumulent des sédiments assez fins tandis que les plus dynamiques hydromorphologiquement présentent des surfaces minérales (bancs de galets) là où la végétation n'est pas à même de se développer. Dans les casiers, qui présentent à la fois des surfaces terrestrialisées plus anciennes (phase 1) et récentes (phase 2), la situation de la végétation riparienne est plus complexe. On y retrouve des milieux arborés abritant une ripisylve plus ou moins dense et sénescente et qui ont déjà évolué vers des successions secondaires (*cf.* Räßple, 2018 ; Gruel, 2014), mais aussi des espaces ouverts (strates arbustives et herbacées) dans les zones hydrologiquement plus dynamiques.

Late 19th century

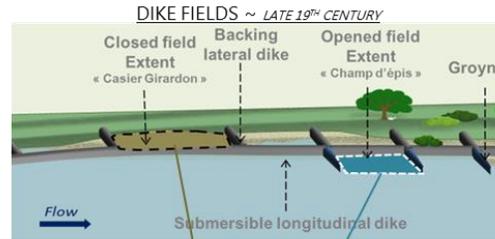
1 "Correction" phase ~ Navigability purpose

Rhône river works: from regulation to rehabilitation

Opened fields

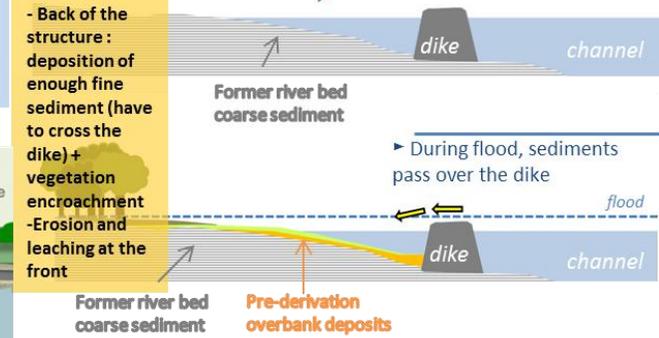


-What? River engineering "correction"
groyne fields + closed dike systems + various dikes to close side channels + sill installation.
-To: stabilize channel geometry (increase depth/reduce width/regulate shallows issues)
-Side effects: sedimentation process changes/terrestrialised surface increase/vegetation encroachment + disconnection of side channels + channel incision and sinking of the water table



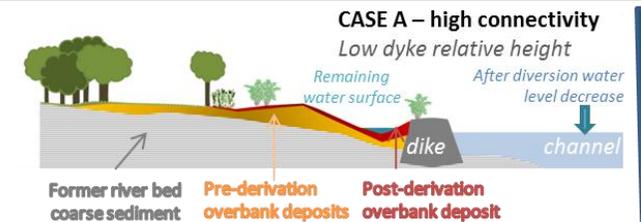
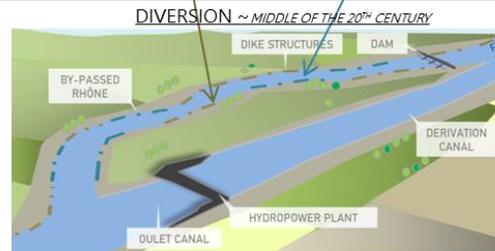
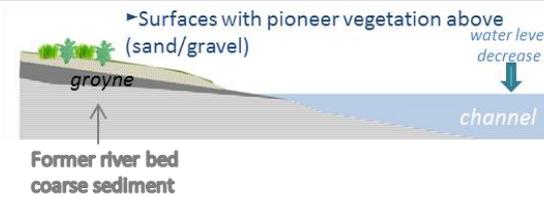
Closed fields

► Concentration of the water in the center of the channel



Mid 20th century

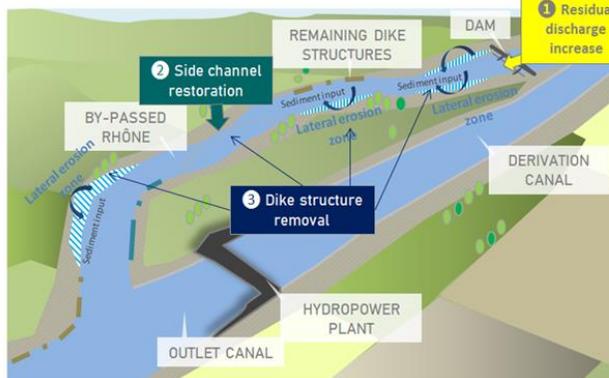
2 Diversion phase ~ Electricity production purpose



Late 20th century and 21st century

3 Rehabilitation phase ~ Socio-ecological purpose

► Make available sediment stored in the dike fields

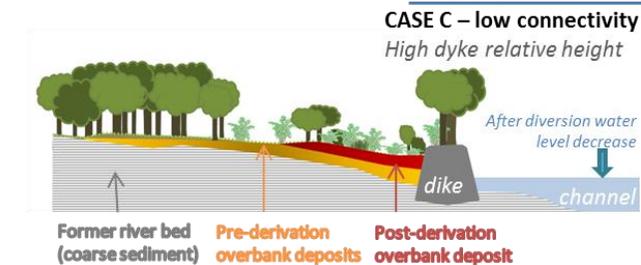
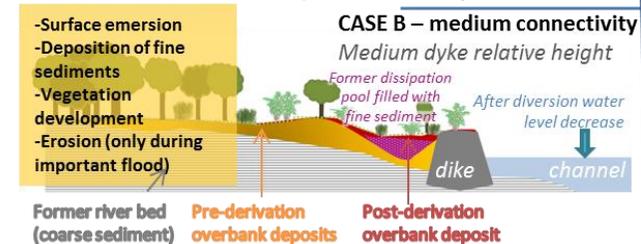


-What? Channel diversion (derivation canal)
-To: produce electricity
-Side effects: dewatering effect (residual discharge in the by-pass) + sedimentation process changes/terrestrialised surface increase/vegetation encroachment + disconnection of side channels + channel incision and sinking of the water table

-What? Partial process restoration
-To: increase lateral connectivity and favorise hydrogeomorphological processes

- Actions:
- 1 Residual discharge increase
 - 2 Side channel restoration
 - 3 Dike structure removal (make available sediment stored in the engineered margins)

+ pebbles injections on strategical spots



+ Hydrological connectivity gradient -

Figure 157 : Phases d'aménagements et évolution du Rhône : de l'anthropisation à la réhabilitation

Focus sur les modifications des lignes d'eau en secteurs court-circuités

La mise en dérivation entraîne un abaissement des lignes d'eau qui n'est pas homogène le long du linéaire court-circuité. En effet, l'étude des lignes d'eau historiques a mis en évidence un double basculement observé en début et en fin de tronçons dérivés. Si la première rupture de pente est induite par la présence du barrage en amont du RCC, la seconde correspond à la queue de la retenue aval (parfois appelé « backwater effect » ou « backflow », cf. RhônEco, Synthèse générale 2019 ; Lamouroux *et al.*, 1999). À cela s'ajoute, dans certains cas (*e.g.* Péage-de-Roussillon), l'effet de la présence d'un seuil, installé pour limiter l'effet des changements trop brusques de pentes, le soutien des nappes et un ennoiment des surfaces à l'aval du RCC. Dans ce cas de figure, on observe un palier additionnel provoquant un basculement (plus modéré) des lignes d'eau, palier qui permet notamment de tamponner l'effet d'ennoiment provoqué par le *backflow*. Ainsi, en regard des marges alluviales, les changements de pente ont pour effet de faire varier l'amplitude de déconnexion, incrémentant positivement ou négativement la différence relative de l'élévation des structures d'endiguement en fonction de leur position par rapport au barrage et à l'effet de *backflow*. Ceci pourrait notamment expliquer une partie de la variabilité intra-secteur et le fait que certaines structures d'endiguement subissent plus ou moins fortement les effets de la dérivation.

Différences inter-secteurs : variabilité des gradients de (dé-) connexion hydrologique

Si le phénomène de terrestrialisation est commun aux quatre secteurs, ceux-ci présentent des spécificités géohistoriques, topographiques et hydrogéomorphologiques qui jouent sur la relation « chenal-marges alluviales », et de fait sur la connectivité hydrologique ; et donc, sur la façon dont les marges se déconnectent dans un contexte de dynamique fluviale altérée.

La corrélation entre le taux de terrestrialisation actuel et la fréquence de submersion des marges alluviales (proxy de la connectivité hydrologique), tout secteur confondu, est très forte ($R^2 = 0.86$). Les différences inter-secteurs dans la dynamique de terrestrialisation témoignent donc de gradients de connectivité entre le chenal et sa plaine qui, d'un secteur à l'autre présentent des tendances marquées. Par exemple, à Péage-de-Roussillon, où l'élévation relative des structures d'endiguement est faible, les marges sont assez fréquemment inondées et l'on observe encore de nombreuses surfaces aquatiques au sein des casiers. En revanche, à Pierre-Bénite, secteur plus fortement endigué et incisé, les marges sont davantage déconnectées, au point que mêmes les patrons concentriques ont fini par se combler entièrement. De ce fait, la fréquence de submersion ("*overflow-driven lateral connectivity*" ; Džubáková *et al.*, 2014) est un *proxy* intéressant car elle constitue un indicateur intégratif qui permet une approche comparative : la construction de leurs modèles basée sur le MNT LiDAR fait que, de façon intrinsèque, ils intègrent les particularités hydrogéomorphologiques locales et inter-secteurs (*e.g.* « plaine alluviale » plus ou moins perchée du fait de l'incision, chroniques de débits propres à chaque secteur, propension du chenal à déborder selon la géométrie de la plaine, etc...) ; spécificités qui jouent sur la submersibilité des endiguements et leur relation avec le chenal.

Ainsi, l'approche par la connectivité hydrologique résiduelle permet une appréhension assez intuitive des gradients de déconnexion qui ont conduit à un état de terrestrialisation avancé au sein de la plaine alluviale délaissée par son fleuve (*e.g.* casiers « perchés »). En revanche, pour les structures plus hydromorphologiquement dynamiques (*e.g.* champs d'épis), la variabilité observée doit aussi être approchée en tenant compte de leur contexte hydraulique. Par exemple, à Péage-de-Roussillon, on retrouve des bancs sédimentaires « forcés », en rive gauche qui sont encouragés par la configuration des endiguements et le contexte hydraulique local. En revanche, on observe un phénomène inverse sur des champs d'épis situés à l'aval du secteur. Leur position en concavité et leur orientation présument de contraintes hydrauliques importantes, ce qui concorde avec la pérennité de leur caractère aquatique.

2.2. Caractérisations multi-compartiments des marges alluviales construites

Des patrons de terrestrialisation, reflets de l'histoire des aménagements et de la variabilité locale

Les patrons de terrestrialisation permettent de mieux comprendre les variations locales au sein des tendances plus globales : ils sont le résultat de la relation « structure d'endiguement-chenal » et témoignent ainsi de la façon dont la (dé)-connexion hydrologique façonne la dynamique de déposition sédimentaire mais aussi de l'expression des contraintes hydrauliques locales.

Par exemple, les formes observées dans le cas des patrons complexes sont initiées par des singularités hydrogéomorphologiques locales (*e.g.* îlots, îlônes), qui ont un impact sur la façon dont les structures sont soumises à la sédimentation et réagissent au *dewatering*. Les patrons concentriques, quant à eux, résultent de brèches ou de points bas dans les digues longitudinales de casiers, zones de connectivité hydrologique exacerbée qui permettent l'entrée de flux d'eau à l'origine de ces formes circulaires. Là encore, la pérennité des *pools aquatiques* dépend de la connectivité hydrologique, dont l'effet sur l'entretien des fosses de dissipation est fonction de son expression locale.

En revanche, l'expression des patrons aquatiques et latéraux est le reflet de la relation « moyenne » « structure d'endiguement-chenal ». En atteste le fait que la fréquence de submersion « moyenne » (calculée sur l'emprise totale de la structure) est un bon estimateur de leur pourcentage de terrestrialisation, ce qui n'est pas le cas pour les patrons concentriques dont la spécificité réside dans l'existence de zones de connexion privilégiées plus basses que la crête de la digue. Leur occurrence spatiale et leur remplissage reflètent donc l'évolution de leur connectivité hydrologique.

Organisation structurale et texturale des dépôts sédimentaires

La très bonne concordance entre les variations topographiques des dépôts sédimentaires et les patrons diachroniques témoigne d'une organisation spatiale, topographique mais aussi macrostructurale des dépôts, expliquée par l'historique de terrestrialisation. Sur les images de subsurface, il est notamment possible d'observer des réflecteurs correspondant au toit de galets, limite supérieure d'une couche alluvionnaire grossière correspondant à l'ancien lit du Rhône sur laquelle repose les dépôts de sédiments plus fins accumulés après la correction. Cette limite (et sa spatialisaton) est d'une importance capitale dans la compréhension de l'évolution des dynamiques sédimentaires. Elle marque une rupture hydrogéomorphologique importante entre un Rhône doté d'un transport solide morphogène et un Rhône au tracé jugulé par les aménagements de correction, qui de façon symptomatique, accumule des sédiments fins sur ses marges.

Les profils réalisés au géoradar mettent en évidence une interpénétration de couches sédimentaires, complexité attendue en milieu alluvial. Sur les radargrammes, la densité et l'aspect des réflecteurs témoignent de variations texturales au sein des dépôts intra-casiers constitués néanmoins de particules globalement plutôt fines. Rappelle (2018) et le rapport du BRGM (2013) ont montré que les dépôts dans les casiers du Rhône présentent des textures globalement limono-sableuses et sablo-limoneuses. Ces variations et la présence de lentilles sableuses (BRGM, 2013) sont à interpréter en regard de processus de déposition « de débordement » par-dessus les digues et renvoient à la capacité de transport sédimentaire des flux entrants.

En revanche, pour les champs d'épis qui n'ont pas fait l'objet d'une analyse granulométrique, les radargrammes, avec leurs réflecteurs plus marqués et plus nombreux témoignent de textures plus hétérogènes et de la présence de sédiments plus grossiers. Ces observations sont concordantes avec les gradients de connectivité hydrologique mais aussi avec la logique de répartition des contraintes hydrauliques et de l'intensité du transport sédimentaire.

Réurrences topographiques et hydromorphologiques au sein des champs de digues

Au sein des champs de digues, des récurrences morphologiques sont identifiables. On observe notamment des dépressions topographiques en aval des tenons, sorte de « fosse de dissipation » post-épis ou post-tenon ; des fosses d'érosion créées par l'affouillement des flux entrant au niveau de points bas dans la digue longitudinale des casiers ; des dépressions topographiques plus modérées et assez communes (mais non systématiques) en arrière de la digue longitudinale des casiers résultant probablement de la dissipation de l'énergie lors de débordements au niveau de zones endiguées particulièrement contraintes hydrauliquement. Les fonds de casier (souvent dans le premier tiers/la première moitié du fond du champ de digue, *i.e.* partie la plus distale au chenal) qui ont commencé leur atterrissement en pré-dérivation sont associés à des élévations relatives plus importantes. Ils sont formés par des dépôts pré-dérivation et des dépôts sus-jacents « post-dérivation » (Figure 126). Dans certains champs de digues, il est même possible de discerner dans l'extrême fond de la structure, une butée correspondant à l'ancienne berge/levée du Rhône (avant correction). Dans certains cas, ces zones anciennement atterries et surélevées correspondent à des spécificités géomorphologiques (anciens îlots, fermeture de *lône*, *e.g.* cas des patrons complexes).

Teneurs en ETM des « legacy sediments » rhodaniens

Les sédiments piégés dans les endiguements Girardon peuvent être considérés comme généralement peu à modérément pollués en ETM (pollution diffuse plutôt faible), mais ils portent tout de même les marques de l'histoire des usages du 20^{ème} siècle (fenêtre temporelle et pic de pollution des années 70 à 80), ainsi que des anomalies chimiques interprétables comme des pollutions plus ponctuelles. En effet, en tenant compte de l'augmentation du signal résultant de l'analyse de la fraction fine et du nombre relativement faible de dépassements, on peut en déduire que les sédiments analysés ne présentent pas une contamination globalement élevée. En outre, des analyses en ETM effectuées sur des sédiments provenant de la plaine alluviale (hors endiguements) par Vauclin *et al.* (2019) présentent des gammes de valeurs équivalentes et témoignent en faveur de niveaux de pollution globalement assez faibles. Remarquons néanmoins que malgré des indices de contamination plutôt rassurants, les concentrations en ETM dans les sédiments des casiers Girardon sont deux à trois fois plus élevées *que le Local Geochemical Background* de Dendievel *et al.* (2020). Ainsi, de telles différences pourraient être potentiellement associées à un enrichissement généralisé post-industriel du milieu et plus ou moins amplifiées selon la proximité des sources d'enrichissement.

En outre, le zinc et le plomb qui sont des éléments communément admis comme indicateurs de pollutions urbaines, industrielles et minières (Gasperi *et al.*, 2014 ; Legret and Pagotto, 2006) sont fortement et positivement corrélés. On retrouve notamment des anomalies chimiques (*i.e.* retranscrites graphiquement par les outliers des distributions) au niveau de PBN et PDR, secteurs proches de l'agglomération lyonnaise et de son bassin industriel sud. En revanche, les analyses ne témoignent pas d'une contamination particulière en nickel, ce qui est en concordance avec les résultats rapportés par Dendievel *et al.* (2020). En revanche, les concentrations en nickel sont plus importantes à MON et DZM, ce qui pourrait être expliqué par des apports provenant des affluents de la rive gauche drainant les Alpes occidentales (*e.g.* l'Isère connue pour transporter des MES riches en nickel, *cf.* Delile *et al.*, 2020).

A Pierre-Bénite et à Péage-de-Roussillon, les anomalies chimiques en plomb, zinc et cuivre sont observées dans la partie supérieure des dépôts ayant commencé à s'atterrir au début et au milieu du 20^{ème} siècle. Ceux-ci ont donc possiblement enregistré le flux des années 70 et 80 sur le haut de leur

colonne sédimentaire. Dès lors, ils sont potentiellement assez connectés pour avoir connu de la déposition sédimentaire durant cette période mais assez déconnectés pour ne pas avoir été remobilisés. A Montélimar, les anomalies se font plus rares et ne présentent pas des tendances aussi clairement identifiables. A Donzère-Mondragon, on retrouve des anomalies chimiques pour le plomb sur le haut des sections des dépôts anciens, mais aussi sur la partie inférieure des profils plus récents. Notons aussi que la diminution des concentrations qui est successive à ces séquences sédimentaires (post-années 80), ainsi que les teneurs plus faibles associées aux dépôts plus récents, sont en concordance avec la diminution des teneurs en polluants décrite dans d'autres études (BRGM, 2013 ; Dendeviel *et al.*, 2020 - hors cas du plomb, Mourier *et al.*, 2014 ; Desmet *et al.*, 2012 – pour les PCBi). Ceci a tendance à conforter l'interprétation de ce « pic de valeurs » comme étant le pic de pollution des années 70 à 80.

Si cette étude porte en elle les inconvénients imputables à son échelle (variabilité spatio-temporelle) et aux choix méthodologiques qui en ont découlé, l'étude de ce signal chimique sur quatre secteurs a l'intérêt d'étendre des tendances chimiques locales à de grands espaces bien caractérisés sur le plan chronologique. Il est ainsi prudent de se référer à la chronologie sédimentaire pour comprendre les dépôts sédimentaires et leur potentielle pollution. La validation de la fenêtre temporelle 70-80 est un outil précieux pour l'opérationnel. En effet, elle permet d'orienter des analyses chimiques avant travaux de démantèlement des endiguements en se posant la question des *bons* candidats pour ces opérations : quelles structures sont à même de remettre à disposition de gros volumes de sédiments grossiers sans que les sédiments fins les surplombant ne représentent un risque de contamination pour le Rhône ? Par exemple, à PDR, les dépôts correspondant aux périodes les plus « chargées » en contaminant (de 1949-1979) correspondent à un volume total cumulé d'environ 80 000 m³ de sédiment (réparti non uniformément dans 147 structures). Ces volumes sont évidemment à considérer au cas par cas afin d'établir une sélection fine des trains d'endiguement les plus stratégiques à démanteler, tout en tenant compte du potentiel hydrogéomorphologique des zones ciblées.

Or, le fait que cette fenêtre temporelle soit aussi identifiée pour les PCBi sur le Rhône (Desmet *et al.*, 2012 ; Mourier *et al.*, 2014) ainsi que la mise en évidence de corrélations entre polluants urbains laissent présumer que l'on pourrait être face à des dépassements pour d'autres ETM non mesurables par XRF (*e.g.* cadmium, Mercure, arsenic, etc...) mais également pour d'autres polluants organiques (*e.g.* PCBi, HAP, etc...). Ceci demanderait donc des caractérisations complémentaires afin de bien caractériser la composition globale du « cocktail » chimique des années 70-80.

Teneurs en ETM de la « legacy vegetation » rhodanienne

L'approche par pool foliaire a mis en évidence des anomalies chimiques (valeurs supérieures aux teneurs de référence du programme *bioindicateurs* de l'ADEME) en ce qui concerne le zinc, le plomb, l'arsenic et le cadmium. Celles-ci ne sont ni systématiques, ni extrêmes, indiquant un milieu plutôt localement et modérément contaminé en ETM (présence d'*outliers*).

Les carottes dendrologiques présentent des teneurs en ETM (zinc, plomb, cadmium et chrome) correspondant à des gammes de valeurs retrouvées dans des matrices ligneuses provenant de sites non pollués (Algreen *et al.*, 2014). En revanche, les teneurs en cuivre des échantillons ligneux de Péage-de-Roussillon avoisinent celles de sites pollués tandis que celles du nickel les dépassent largement. Si les dépassements en cuivre questionnent les gammes de valeurs normales de sa présence en tant qu'oligo-

élément, ceux du nickel portent moins à interprétation puisque celui-ci, beaucoup plus toxique, n'a pas de raison physiologique à sa présence.

En outre, les teneurs en nickel des sédiments du Rhône sont « naturellement » assez élevées (Local Geological Background = 32.7 mg/kg) et n'indiquent pas une contamination sédimentaire (*cf.* chapitre 8). Il est donc intéressant de voir que les arbres retranscrivent cette particularité chimique qui ne correspond pas à un besoin physiologique.

Si le lien direct entre les teneurs en ETM retrouvées dans les matrices végétales et sédimentaires n'est pas évident à saisir, il reflète bien la complexité des dépôts sédimentaires caractérisée par une interstratification au sein des dépôts. Ainsi, la végétation, en fonction de l'emprise des zones et des horizons prospectés par le réseau racinaire des individus présents (plus ou moins étendu selon le type végétal), semble rendre compte de la signature chimique du milieu.

3. Préconisations et perspectives opérationnelles pour une réhabilitation adaptative

Les endiguements Girardon, une impasse fonctionnelle (?)

Si les endiguements Girardon ont pu être pensés comme des « relais fonctionnels » aux lônes (Thorel *et al.* 2020 ; Räßple, 2018 ; Franquet, 1999) ces marges construites perdent leur potentiel en tant qu'annexes fluviales (zones refuges) une fois devenues terrestres. L'atterrissement des casiers constitue un prolongement logique au phénomène de déconnexion hydrologique du Rhône qui, dans une logique distale, a d'abord touché les bras morts, puis à mesure de l'emballement du phénomène, a fini par affecter les zones proximales du chenal.

Si en perdant leur caractère aquatique, les endiguements Girardon n'ont pas pu maintenir la néo-fonctionnalité faisant d'eux un relais écologique, leur fonction première est quant à elle toujours d'actualité, puisqu'ils continuent de figer les marges alluviales. Et ce, dans un contexte où la mobilité latérale est réduite du fait de la diminution de la charge alluviale grossière (Parrot, 2015), où la capacité de transfert (effet barrière) et de transport (débit liquide) est modifiée par les dix-neuf barrages du Rhône ainsi que le contrôle des apports sédimentaires au niveau des confluences.

De plus, la banalisation et le vieillissement des peuplements végétaux qui s'y développent, ainsi que la prolifération des invasives ne les rendent pas particulièrement « intéressants » sur le plan de la biodiversité forestière.

En revanche, dans le cas particulier des casiers qui conservent leur caractère aquatique, il semble pertinent de tenir compte de leur potentiel écologique en tant qu'annexes fluviales. Aussi, ils attirent l'attention sur le fait qu'il existe une connectivité hydrologique « seuil » permettant que se déroulent des processus érosifs suffisant à l'entretien des formes aquatiques, et que certains casiers ont donc atteint une sorte d'« équilibre fonctionnel ». Nous reviendrons sur leur cas un peu plus tard.

De la compréhension des altérations à une conception dialogique de la réhabilitation

Nous avons pu voir que les stratégies de gestion et de réhabilitation, en se basant sur la compréhension des altérations du fonctionnement biophysique des hydrosystèmes, se conçoivent au sein d'ancrages conceptuels et sociétaux. Ainsi, dans des contextes « multi-pressions », les programmes de réhabilitation s'inscrivent généralement comme un compromis multifonctionnel (Habersack et Piégay, 2008) conduisant à redonner de la place à des dynamiques écologiques au sein de territoires régis par une société qui découvre – bon gré, mal gré – les revers de son développement perturbateur sur des fonctionnements dits « naturels ».

Réhabiliter les marges alluviales du Rhône, c'est donc concevoir des actions pertinentes au regard du fluviosystème, en tenant compte de sa trajectoire fonctionnelle, de ses altérations et de la marge de manœuvre dans le champ des actions possibles.

Des analyses de caractérisation des stocks sédimentaires ont montré que sous les sédiments fins du 20^{ème} siècle se trouvent d'importants volumes de sédiments grossiers appartenant à l'ancien lit du Rhône (OSR3). En démantelant les digues, ce sont d'une part des stocks alluviaux latéraux qui sont remis à disposition du fleuve, mais aussi une emprise spatiale que l'on restitue au Rhône pour sa mobilité potentielle.

Ainsi, le démantèlement stratégique de certains endiguements ne prétend pas être une restauration complète de la dynamique sédimentaire du Rhône, tout comme le relèvement des débits réservés dans les bras court-circuités ne suffit pas à lui rendre un caractère sauvage. En revanche, ce démantèlement a vocation à favoriser une réhabilitation « partielle » de processus qui peuvent être favorables à une mobilité latérale, à une recharge sédimentaire grossière du fleuve potentiellement significatif, bien que non renouvelable.

Si les actions de démantèlement ont été très plébiscitées en tant qu'actions visant à désenclaver le Rhône et à fournir une recharge sédimentaire, il paraît intéressant, à la lumière de ces nouveaux éléments de connaissance, de développer plus encore l'idée de « recréation d'habitats ». Il semble alors possible d'étoffer la dichotomie « démanteler ou laisser en l'état » et d'envisager une réhabilitation qui joue sur l'augmentation de la connectivité hydrologique, ce qui ouvre la voie vers d'autres options sur le plan opérationnel.

Des mésosystèmes pensés comme éléments d'une mosaïque alluviale

Il s'agirait alors de penser la mobilité latérale non seulement à l'échelle régionale mais aussi dans une dimension locale et systémique permettant de faire des marges une mosaïque alluviale façonnée par des gradients de connectivité hydrologique. Cela nécessite notamment d'adapter le choix d'actions en fonction de la situation des structures d'endiguement. Patrons de terrestrialisation diachroniques, *proxies* de connectivité hydrologique, caractéristiques géophysiques et chimiques des dépôts sédimentaires, caractères des peuplements ripariens, sont autant d'indicateurs originaux qui permettent de mieux comprendre l'évolution de ces milieux et sont autant d'outils d'aide à la décision face aux questionnements de la réhabilitation.

En outre, il semblerait intéressant de réévaluer l'intérêt écologique des endiguements Girardon en se penchant sur le cas des casiers semi-aquatiques pérennes (patrons concentriques) qui finalement, coorespondent à ce qui se rapproche le plus du concept de « novel ecosystem ». En effet, ce sont des complexes d'habitats dont la dynamique hydro-sédimentaire semble la plus « à l'équilibre » dans les conditions fonctionnelles actuelles puisque celles-ci leur permettent ainsi de maintenir un caractère semi-aquatique. En outre, les études précédentes portant sur la végétation riparienne n'ont pas pu renseigner ces cas particuliers sur le plan de la biodiversité végétale. En effet, afin de respecter un protocole calqué sur celui de l'ONF (placette circulaire de 20 m de diamètre), les casiers aux patrons concentriques de terrestrialisation ont par défaut, été évincés de l'échantillon. Or, les écotones, dont les casiers semi-aquatiques font partie, présentent un fort potentiel de diversité biologique et fonctionnelle qu'il serait pertinent d'étudier (Ward *et al.* 1999 ; Naiman et Décamps, 1997 ; Risser, 1990).

De plus, si les patrons de terrestrialisation ont enregistré l'histoire de la déconnexion des endiguements, ils mettent aussi en évidence des particularités en termes de connectivité résiduelle : les patrons concentriques et les zones aquatiques résiduelles sont favorisés par des points bas et brèches dans les digues. De ce constat découle un levier opérationnel simple consistant à abaisser stratégiquement certaines digues afin de recréer une connexion hydrologique suffisante à l'entretien de ces formes. Cette action est donc concevable au niveau de zones aquatiques non pérennes (à trajectoire progressive de terrestrialisation). Il est aussi possible d'envisager l'abaissement ou la suppression partielle de digues afin de recréer des zones aquatiques au sein de systèmes terrestres qui ont un bon potentiel hydrogéomorphologique (*e.g.* anciens patrons concentriques maintenant atterris, patrons latéraux

tardivement déconnectés) à la condition que les caractéristiques locales s'y prêtent (élévation relative à la ligne d'eau faible, etc.).

Inspiré du succès des modèles de reconnexion hydrologique des îles du Rhône (Riquier, 2015), il serait alors envisageable de concevoir un modèle de reconnexion hydrologique des casiers Girardon. Pour cela, nous proposons quelques éléments qu'il nous semblerait pertinent d'explorer : i. la pérennité des zones aquatiques résiduelles (approche diachronique), ii. le lien entre hauteur de digue et fréquence de submersion nécessaire au maintien des zones aquatiques, iii. le contexte hydraulique des points bas et des brèches au niveau des digues (variabilité locale, e.g. situation en concavité ou en convexité, présence d'autres aménagements, etc...).

En résumé, l'approche opérationnelle globale proposée s'appuie sur une combinaison adaptée d'actions concertées consistant à : i. conserver certains casiers tels quels, ii. démanteler les endiguements qui n'ont pas un fort intérêt écologique en l'état mais dont le stock sédimentaire est intéressant sur le plan de la charge alluviale grossière et ne présente pas de risque majeur de pollution par le stock de sédiment fin qu'ils représentent, iii. abaisser ou enlever certaines digues afin de recréer des gradients de connectivité hydrologique favorable à une mosaïque d'habitats semi-aquatiques. Un schéma d'aide à la décision est proposé en figure 158.

L'objectif étant ainsi de permettre une mosaïque alluviale qui, dans l'idéal « auto-entretiendrait » des zones aquatiques résiduelles grâce à une connectivité hydrologique améliorée et disposerait de différents gradients de connectivité ; le tout afin de favoriser des caractéristiques d'écotone et une diversité des habitats. Evidemment, de nombreux questionnements et facteurs limitants sont à prendre compte. En voici quelques-uns :

- Les zones fortement incisées, de même que celles caractérisées par des digues très hautes ne sont-elles pas difficilement « reconnectables » ?
- L'aggravation du phénomène d'incision rend-elle vaine ce genre d'actions ? Ou du moins leur confère-t-elle des effets très limités dans le temps ?
- Quel impact l'incision a-t-elle sur le niveau de la nappe d'accompagnement et sur la connectivité verticale « nappe-plaine alluviale » ?
- Les sédiments fins qui surmontent les stocks de sédiments grossiers peuvent-ils présenter un risque chimique autre que celui directement prospecté ? (e.g. PCB, HAP.)
- Dans une dynamique sédimentaire globale déséquilibrée, quel impact (capacité de transfert et de transport) et quelle durabilité ces « remises à disposition » sédimentaires peuvent-elles avoir ? Qu'envisager sur le long terme, une fois ces stocks alluviaux écoulés ?
- Les forêts alluviales, même « impactées » et peu intéressantes sur le plan de la biodiversité, ne remplissent-elles pas un rôle fonctionnel (écologique) de zone tampon ? Sait-on si leur composition floristique a un impact sur leur rôle de « filtre alluvial » ?
- Reconnecter hydrologiquement les marges alluviales, n'est-ce pas ouvrir l'espace riparien aux invasives (e.g. *Fallopia japonica*) et fragiliser plus encore ces forêts sénescentes ? A moins que leur présence étant déjà forte, cela ne change finalement pas grand-chose à leur dynamique de prolifération.

Ces problématiques à dimension écologique, biologique et hydrogéomorphologique appellent toutes à un questionnement épistémologique qui paraît ici secondaire mais qui est pourtant primordial : quel résultat et quelle durabilité ont ces actions face aux embellissements de l'Anthropocène ? Peut-on, après avoir déséquilibré des dynamiques, aider le système à en établir d'autres ?

Keep, dismantle or reconnect the dike fields?

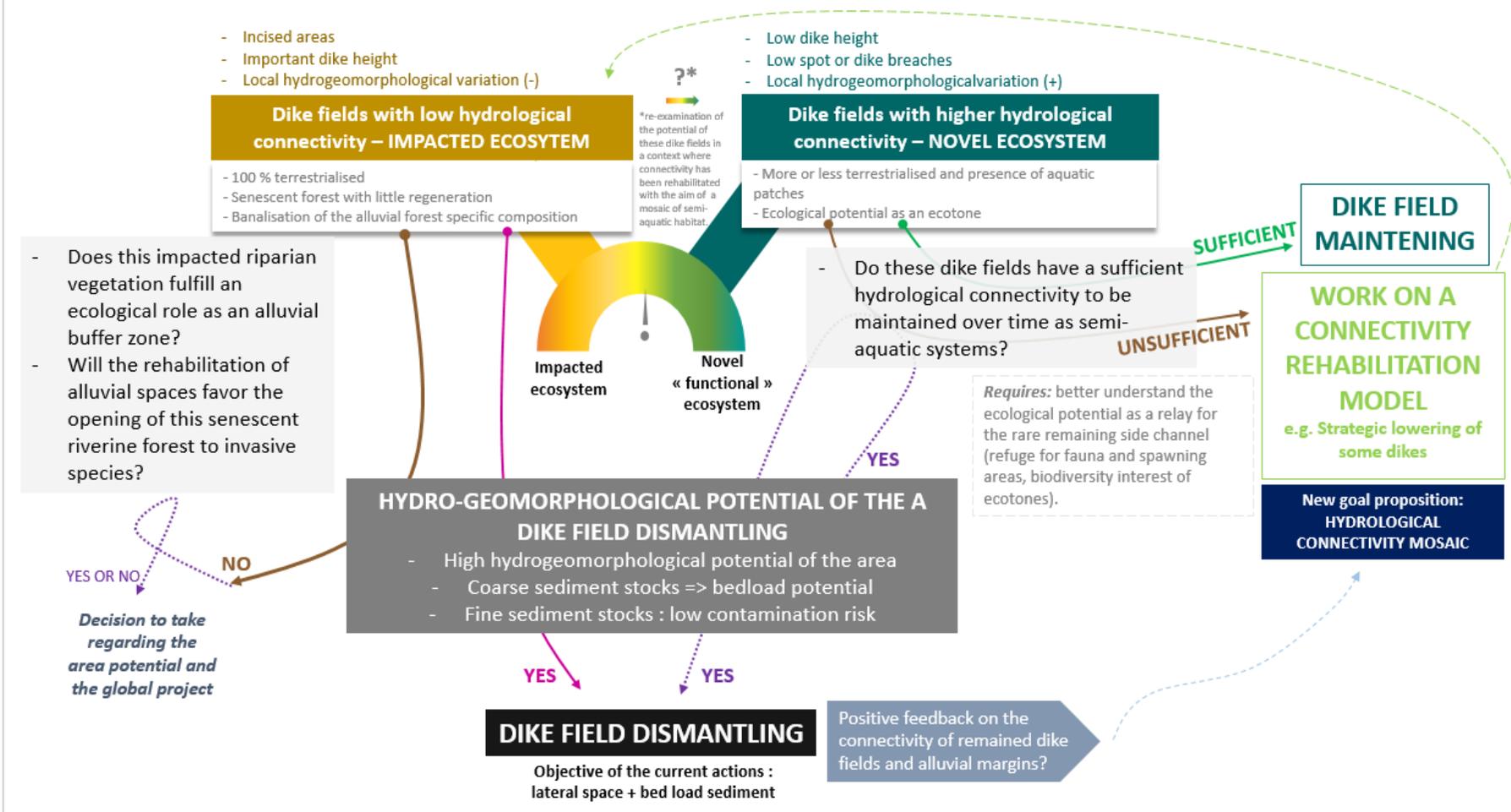


Figure 158 : Schéma d'aide à la décision sur le devenir des endiguements Girardon

4. Vers une approche intégrative des problématiques de la réhabilitation des cours d'eau de l'Anthropocène

Progrès d'hier, problème d'aujourd'hui

Encore au 21^{ème} siècle, les casiers Girardon fixent le lit du Rhône en réduisant sa mobilité latérale. Ces structures pérennes qui remplissent toujours leur fonction première plus d'un siècle après leur installation, ne constituent-elles pas une grande réussite ? Aujourd'hui, on démantèle ces digues pour la raison même pour laquelle elles ont été construites. Ainsi, ce succès technico-scientifique dans le domaine de l'ingénierie fluviale, témoigne de cette propension qu'a le « progrès » à se définir selon des objectifs fondés sur les besoins et les idéaux de la société d'une époque ; ce qui tend à le rendre versatile à travers le temps et les sociétés.

Taguieff (2001), auteur de l'ouvrage *Le Sens du progrès : Une approche historique et philosophique* nous dit qu'« au cœur de l'idée moderne de progrès, il y a la conviction que tout ordre de succession, dès lors qu'il concerne le monde humain (en particulier la période dite moderne), est un processus ou un mouvement d'amélioration. Il s'agit là bien sûr d'un sophisme, d'un sophisme ordinaire constitutif de la mentalité proprement moderne. » ; et d'ajouter que « C'est en imaginant ce qui doit être, ce qui selon nous constitue l'idéal humain ou social, que l'on donne sa pleine signification au progrès, processus historique par lequel se réalise l'idéal imaginé, avec ou sans notre aide ». Au 19^{ème} et 20^{ème} siècles, l'intention de dompter les rivières (pour des raisons économiques, sécuritaire...), tout comme de nombreuses politiques d'aménagement du territoire, s'inscrivent dans cette vision exaltée du progrès. Il semblerait ainsi que l'idée moderne du progrès satisfasse le déni. Et s'en satisfaire, c'est construire la bulle spéculative de l'Anthropocène.

Si la notion d'Anthropocène s'inscrit dans la prise de conscience que l'humain ne modifie plus simplement des propriétés, mais le système lui-même, elle amène sûrement à une déconstruction de l'idée moderne du progrès, image réifiée par le démantèlement des casiers.

La déconnexion hydrologique des plaines alluviales, syndrome ordinaire des fluviosystèmes anthropisés

Un peu partout en Europe durant les deux derniers siècles, les cours d'eau ont été rectifiés, chenalisés, corrigés, cela pour répondre à divers objectifs tels que se protéger des inondations, se prémunir de « l'insalubrité des bras morts » ou encore améliorer la navigabilité, etc. (Tricart et Bravard, 1991).

Les actions ont visé à réduire l'expansion latérale des crues, concentrer le débit, faire en sorte que le chenal se rétracte, avec pour objectif parfois même qu'il « se creuse » (pour augmenter le tirant d'eau par exemple, e.g. cas du Rhône et du Rhin). Or, en fixant le tracé et en réduisant la mobilité latérale des cours, dès lors, les modalités de connexion hydrologique des plaines alluviales ont été modifiées, les processus hydromorphologiques ont été étouffés au détriment de la diversité des formes et des paysages alluviaux. A cela s'ajoutent les pressions liées aux usages de la ressource (ressource en eau, hydroélectricité) qui participent elles aussi à l'altération des processus hydromorphologiques.

Ainsi, la déconnexion hydrologique des plaines alluviales est devenue un syndrome ordinaire des fluviosystèmes anthropisés. Le phénomène de *terrestrialisation* en est son expression rhodanienne.

Le Rhône, un fluviosystème de l'Anthropocène : legacy margins & impacted ecosystem

Les marges aménagées remplissent tous les critères de la définition de « *legacy* » proposée par More *et al.* (2014). En effet, l'existence même de ces espaces alluviaux résulte de la mise en place des structures d'endiguement qui ont « forcé » la *terrestrialisation*. De la sorte, tous les éléments qui la composent peuvent prétendre au qualificatif de « *legacy* » (sédiment, forêt alluviale, etc.). Ce glissement synecdochique entre « propriétés » et « système » n'est non pas sans rappeler celui qui s'inscrit dans la notion d'Anthropocène. Ainsi, s'il fallait définir le « clou d'or » de l'Anthropocène rhodanien, la fin du 19ème siècle, avec la mise en place des casiers Girardon, serait une date pertinente.

Dans ce cadre multi-pressions, ces méso-écosystèmes anthropogéniques sont à la fois cause et sujet de l'altération de la dynamique hydrogéomorphologique du Rhône. De ce fait, dans un contexte où la dynamique hydro-sédimentaire est modifiée, réduite, ils présentent les symptômes dysfonctionnels des *impacted ecosystems*.

La restauration partielle de processus, un « compromis » par défaut ou l'espoir de créer des « novel ecosystems » ?

Se poser cette question, c'est interroger l'efficacité du compromis scalaire : peut-on modifier des trajectoires globales à partir d'actions locales ? H. Girardon nous dirait probablement que oui... mais faudrait-il encore qu'elles soient nombreuses et stratégiques. Or, dans son cas et dans le nôtre, les problématiques sont inversées : il cherchait à étouffer la dynamique, nous cherchons à la relancer. Mais quelle dynamique sommes-nous capables de relancer dans un tel discontinuum ?

La réhabilitation partielle de processus qui, dans sa conceptualisation, s'efforce à repenser les processus en fonction de ce que le milieu et le compromis socio-économique permettent, doit ainsi relever le défi de recréer du « fonctionnement » au sein de systèmes dysfonctionnels. Lorsqu'il s'agit de redynamiser des marges alluviales construites, le couple « ambition / limite d'action » se heurte à la question des objectifs, de leur durabilité mais aussi de leur pertinence face à des milieux construits, qui n'ont pas d'état « naturel », ou « fonctionnel » de *référence*. Les casiers, temporairement semi-aquatiques, ont passagèrement acquis une fonction écologique d'annexes fluviales, « relais » aux lônes en voie de disparition. La dynamique hydro-sédimentaire ne permettant pas la pérennité de ces milieux semi-aquatiques, cette « néo » fonctionnalité écologique a disparu tandis que les espaces se sont *terrestrialisés*. Aujourd'hui, face à ces milieux dont l'évolution exacerbe encore le phénomène de déconnexion « chenal-plaine alluviale », l'objectif d'initier « du » processus hydro-sédimentaire (réhabilitation partielle), afin de recréer des habitats semi-aquatiques pérennes pose la question de notre capacité - mais aussi de notre aspiration - à créer des « *novel ecosystems* », portés par des « *novel processes* » dans l'espoir de conférer à des anthroposystèmes une certaine dynamique de fonctionnement et une capacité d'auto-entretien.

Pour conclure...

Les multiples aménagements et usages du Rhône donnent donc à ce fluviosystème un caractère anthropo-complexe qui illustre l'importance des approches intégratives et interdisciplinaires pour comprendre des situations multi-pressions.

Les questionnements sous-jacents à la théorie de la réhabilitation nous rappellent qu'il est primordial de contextualiser les questions écologiques de façon *sociétale* et *systémique*, synecdoque qui restitue à l'humain son caractère « actant » et la responsabilité sociétale de ses *prises* passées, actuelles et futures sur le monde.

En effet, sans cela, il serait facile d'oublier que les réussites d'aujourd'hui peuvent devenir les problèmes de demain.

Bibliographie

- Aelbrecht, D., Arnaud-Fassetta, G., Piégay, H., Rollet, A.-J., Roy, A., Schmitt, L., n.d. Approches géomorphologiques historique et expérimentale pour la restauration de la dynamique sédimentaire d'un tronçon fluvial aménagé : le cas du Vieux Rhin entre Kembs et Breisach (France, Allemagne) 280.
- Ahlers, W.W., Reid, M.R., Kim, J.P., Hunter, K.A., 1990. Contamination-free sample collection and handling protocols for trace elements in natural fresh waters. *Mar. Freshwater Res.* 41, 713–720. <https://doi.org/10.1071/mf9900713>
- Algreen, M., Trapp, S., Rein, A., 2014. Phytoscreening and phytoextraction of heavy metals at Danish polluted sites using willow and poplar trees. *Environ Sci Pollut Res* 21, 8992–9001. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2085-z>
- Alloway, B., Ayres, D.C., 1997. *Chemical Principles of Environmental Pollution*, Second Edition. CRC Press.
- Amoros, C., 2001. The Concept of Habitat Diversity Between and Within Ecosystems Applied to River Side-Arm Restoration. *Environmental Management* 28, 805–817. <https://doi.org/10.1007/s002670010263>
- Amoros, C., Bornette, G., 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biol* 47, 761–776. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00905.x>
- Amoros, C., Pett, G., 1993. *Hydrosystèmes fluviaux*. EDITIONS MASSONS PARIS. PARIS.
- Amoros, C., Wade, P.M., 1996. Ecological successions, in: Petts, G.E., Amoros, C. (Eds.), *Fluvial Hydrosystems*. Chapman & Hall, London ; New York.
- Aranguren, M.M.S., 2008. Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique. (Thèse de doctorat). Université de Toulouse.
- Argyrazi, A., Ramsey, M.H., Potts, P.J., 1997. Evaluation of Portable X-ray Fluorescence Instrumentation for in situ Measurements of Lead on Contaminated Land. *Analyst* 122, 743–749. <https://doi.org/10.1039/a700746j>
- Arnaud, F., 2013. Approches géomorphologiques historique et expérimentale pour la restauration de la dynamique sédimentaire d'un tronçon fluvial aménagé: le cas du Vieux Rhin entre Kembs et Breisach (France, Allemagne) (Thèse de doctorat). Université Lumière Lyon 2.
- Arnaud, F., Piégay, H., Schmitt, L., Rollet, A.J., ferrier, V., Béal, D., 2015. Historical geomorphic analysis (1932–2011) of a by-passed river reach in process-based restoration perspectives: The Old Rhine downstream of the Kembs diversion dam (France, Germany). *Geomorphology* 236, 163–177. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.02.009>
- Arnaud-Fassetta, G., 2003. River channel changes in the Rhône Delta (France) since the end of the Little Ice Age: geomorphological adjustment to hydroclimatic change and natural resource management 32.
- Ashworth, P.J., ferguson, R.I., 1986. Interrelationships of Channel Processes, Changes and Sediments in a Proglacial Braided River. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography* 68, 361–371. <https://doi.org/10.1080/04353676.1986.11880186>
- Babut, M., 2016. Conception d'une stratégie de veille vis-à-vis des contaminants émergents dans le bassin Rhône-Méditerranée (report). irstea.
- Babut, M., Loizeau, J.-L., Coster, M., 2018. Microplastiques dans le leman : réflexions sur les besoins de la connaissances et la surveillance (Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut).
- Baillly-Maitre, M.-C., 2010. L'argent au Moyen Âge. Des techniques au service des ambitions seigneuriales. *Mélanges de l'École française de Rome - Moyen Âge* 451–469. <https://doi.org/10.4000/mefrm.688>
- Balouet, J.C., Smith, K.T., Vroblesky, D., Oudijk, G., 2009. Use of Dendrochronology and Dendrochemistry in Environmental Forensics: Does It Meet the Daubert Criteria? *Environmental Forensics* 10, 268–276. <https://doi.org/10.1080/15275920903347545>
- Baranya, S., Goda, L., Józsa, J., Rákóczi, L., 2008. Complex hydro- and sediment dynamics survey of two critical reaches on the Hungarian part of river Danube. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 4, 012038. <https://doi.org/10.1088/1755-1307/4/1/012038>

- Barthélémy, C., Armani, G., 2015. A comparison of social processes at three sites of the French Rhône River subjected to ecological restoration. *Freshw Biol* 60, 1208–1220. <https://doi.org/10.1111/fwb.12531>
- Barthélémy, C., Souchon, Y., 2009. La restauration écologique du fleuve Rhône sous le double regard du sociologue et de l'écologue. *Natures Sciences Sociétés* 17, 113–121. <https://doi.org/10.1051/nss/2009025>
- Beaujard, F., Balouet, C., Chalot, M., 2014. SCANCHEM: un outil d'analyse issue du projet PIT pour la dendrochimie appliquée aux sols pollués. Presented at the ADEME, 3ème rencontre nationales de la recherche sur les sites et sols pollués, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME), p. 4.
- Beechie, T.J., Sear, D.A., Olden, J.D., Pess, G.R., Buffington, J.M., Moir, H., Roni, P., Pollock, M.M., 2010. Process-based Principles for Restoring River Ecosystems. *BioScience* 60, 209–222. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.3.7>
- Beres, M., Haeni, F.P., 1991. Application of Ground-Penetrating-Radar Methods in Hydrogeologie Studies. *Groundwater* 29, 375–386. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1991.tb00528.x>
- Beres, M., Huggenberger, P., Green, A.G., Horstmeyer, H., 1999. Using two- and three-dimensional georadar methods to characterize glaciofluvial architecture. *Sedimentary Geology* 129, 1–24. [https://doi.org/10.1016/S0037-0738\(99\)00053-6](https://doi.org/10.1016/S0037-0738(99)00053-6)
- Berkes, F., Colding, J., Folke, C. (Eds.), 2002. *Navigating social-ecological systems: building resilience for complexity and change*, Cambridge University Press. ed.
- Birks, L.S., Harris, D.L., 1962. Unusual Matrix Effects in Fluorescent X-Ray Spectrometry. *Anal. Chem.* 34, 943–945. <https://doi.org/10.1021/ac60188a020>
- Blazejewski, R., Pilarczyk, K.W., Przedwojski, B., 1995. *River Training Techniques: Fundamentals, Design and Applications*. CRC Press.
- Bolt, G.H., Boodt, M.F. de, Hayes, M.H.B., McBride, M.B., Strooper, E.B.A. de, 2013. *Interactions at the Soil Colloid: Soil Solution Interface*. Springer Science & Business Media.
- Bonneuil, C., Fressoz, J.-B., 2016. L'évènement anthropocène : La Terre, l'histoire et nous, Points. ed.
- Bonneuil, C., Fressoz, J.-B., 2013. L'évènement Anthropocène : La Terre, l'histoire et nous. Média Diffusion.
- Borovec, Z., 2000. Elements in size-fractionated bottom sediments of the Elbe River in its Czech part: *Aquat. sci.* 62, 232–251. <https://doi.org/10.1007/PL0001334>
- Bourg, C., 2013. *Micropolluants dans les sédiments de la région Rhône-Alpes. Données cours d'eau et plan d'eau 2006-2011*. Service Ressource Energie Milieux et Prévention des Pollutions.
- Bouzonville, A., Colin, A., Durin, L., Gruffat, V., Chassagnac, T., 2008. Analyse rapide des métaux et autres minéraux dans des milieux solides pollués (dechets, sols) à l'aide de méthodes non destructives de terrain par fluorescence X (RAPPORT FINAL No. ETUDE N° 06-0135/1A). RECORD.
- Bravard, J.-P., 2018. Crises sédimentaires du globe 1: Grands cours d'eau, de l'abondance à la rareté. ISTE Group.
- Bravard, J.-P., 2010. Discontinuities in braided patterns: The River Rhône from Geneva to the Camargue delta before river training. *Geomorphology* 117, 219–233.
- Bravard, J.-P., 2004. Le façonnement du paysage fluvial de lyon : choix urbanistiques et héritages de l'histoire hydro-morphologique. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 37, 17.
- Bravard, J.-P., 1994. L'incision des lits fluviaux : du phénomène morphodynamique naturel et réversible aux impacts irréversibles / The incision of river beds : from a natural and reversible morphodynamic phenomenon to irreversible impacts. *Géocarrefour* 69, 5–10. <https://doi.org/10.3406/geoca.1994.4231>
- Bravard, J.-P., 1987. *Le Rhône, du Léman à Lyon, La Manufacture*. ed, L'homme et la nature.
- Bravard, J.-P., 1983. Les sédiments fins des plaines d'inondation dans la vallée du Haut-Rhône. *rga* 71, 363–379. <https://doi.org/10.3406/rga.1983.2543>
- Bravard, J.-P., Amoros, C., Pautou, G., 1986. Impact of Civil Engineering Works on the Successions of Communities in a Fluvial System: A Methodological and Predictive Approach Applied to a Section of the Upper Rhône River, France. *Oikos* 47, 92. <https://doi.org/10.2307/3565924>
- Bravard, J.-P., Clemens, A., 2012. Le Rhône en 100 questions. J.-P. Bravard et A. Clemens dir., (2008), ZABR, GRAIE, Villeurbanne, 295 p. Méditerranée. *Revue géographique des pays méditerranéens / Journal of Mediterranean geography* 116.

- Bridge, G., 2009. Material Worlds: Natural Resources, Resource Geography and the Material Economy. *Geography Compass* 3, 1217–1244. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2009.00233.x>
- Brierley, G.J., Ferguson, R.J., Woolfe, K.J., 1997. What is a fluvial levee? *Sedimentary Geology* 114, 1–9. [https://doi.org/10.1016/S0037-0738\(97\)00114-0](https://doi.org/10.1016/S0037-0738(97)00114-0)
- Brierley, G.J., Fryirs, K.A., 2005. *Geomorphology and River Management: Applications of the River Styles Framework*. Blackwell Publishing.
- Brookes, A., 1994. River channel change, in: Calow, P.P., Petts, G.E. (Eds.), *The Rivers Handbook: Hydrological and Ecological Principles*. Blackwell Science, Oxford, UK, pp. 55–75.
- Brookes, A., 1988. *Channelized Rivers: Perspectives for Environmental Management*. Wiley–Blackwell, Chichester ; New York.
- Brown, J.N., Peake, B.M., 2006. Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff. *Science of The Total Environment* 359, 145–155. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.05.016>
- Brown, P.L., Markich, S.J., 2000. Evaluation of the free ion activity model of metal-organism interaction: extension of the conceptual model. *Aquat Toxicol* 51, 177–194. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(00\)00115-6](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(00)00115-6)
- Brune, A., Urbach, W., Dietz, K.-J., 1994. Compartmentation and transport of zinc in barley primary leaves as basic mechanisms involved in zinc tolerance. *Plant Cell Environ* 17, 153–162. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1994.tb00278.x>
- Bryant, R.G., Gilvear, D.J., 1999. Quantifying geomorphic and riparian land cover changes either side of a large flood event using airborne remote sensing: River Tay, Scotland. *Geomorphology* 29, 307–321. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(99\)00023-9](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(99)00023-9)
- Buczyńska, E., Szlauer-Łukaszewska, A., Czachorowski, S., Buczyński, P., 2018. Human impact on large rivers: the influence of groynes of the River Oder on larval assemblages of caddisflies (Trichoptera). *Hydrobiologia* 819, 177–195. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3636-6>
- Budzinski, H., 2008. Study of the contamination of Seine, Gironde and Adour estuary by pharmaceuticals : Presence, Fate and toxic impact. (Rapport de fin de contrat).
- Burken, J.G., Vroblesky, D.A., Balouet, J.C., 2011. Phytoforensics, Dendrochemistry, and Phytoscreening: New Green Tools for Delineating Contaminants from Past and Present. *Environ. Sci. Technol.* 45, 6218–6226. <https://doi.org/10.1021/es2005286>
- Capo, R.C., Stewart, B.W., Chadwick, O.A., 1998. strontium isotopes as tracers of ecosystem processes: theory and methods. *Geoderma* 82, 197–225. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00102-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00102-X)
- Chakroun, H.K., Souissi, F., Bouchardon, J.-L., Souissi, R., Faure, O., Remon, E., Abdeljaoued, S., n.d. Transfer and accumulation of lead, zinc, cadmium and copper in plants growing in abandoned mining-district area. *African Journal of Environmental Science and Technology* 4, 10.
- Chaney, R.L., Malik, M., Li, Y.M., Brown, S.L., Brewer, E.P., Angle, J.S., Baker, A.J., 1997. Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology* 8, 279–284. [https://doi.org/10.1016/S0958-1669\(97\)80004-3](https://doi.org/10.1016/S0958-1669(97)80004-3)
- Charlton, R., 2008. *Fundamentals of fluvial geomorphology*, 1. publ. ed. Routledge, London.
- Chopin, E.I.B., Alloway, B.J., 2007. Distribution and Mobility of Trace Elements in Soils and Vegetation Around the Mining and Smelting Areas of Tharsis, Riotinto and Huelva, Iberian Pyrite Belt, SW Spain. *Water Air Soil Pollut* 182, 245–261. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9336-x>
- Church, M., 2006. Bed material transport and the morphology of alluvial river channels. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 34, 325–354. <https://doi.org/10.1146/annurev.earth.33.092203.122721>
- Church, M., 1992. Channel morphology and typology, in: Calow, P.P., Petts, G.E. (Eds.), *The Rivers Handbook: Hydrological and Ecological Principles*. John Wiley & Sons, pp. 126–143.
- Citterio, A., Piégay, H., 2009. Overbank sedimentation rates in former channel lakes: characterization and control factors. *Sedimentology* 56, 461–482. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3091.2008.00979.x>
- Clemens, S., 2006. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie* 88, 1707–1719. <https://doi.org/10.1016/j.biochi.2006.07.003>
- Clewell, A.F., Aronson, J., 2006. Motivations for the Restoration of Ecosystems. *Conservation Biology* 20, 420–428. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00340.x>

- Clozel-Leloup, B., Roux, G., Moiroud, C., 2013. Caractérisation casier Girardon vis-à-vis des PCB - Elaboration de propositions de méthodes d'échantillonnage transposables aux autres casiers en vue de la redynamisation des marges alluviales du fleuve Rhône (No. BRGM/RC-60367-FR).
- Combe, J.-M., Escudié, B., Payen, J., 1991. Vapeurs sur le Rhône: histoire scientifique et technique de la navigation à vapeur de Lyon à la mer. Presses Universitaires Lyon.
- Coops, H., Tockner, K., Amoros, C., Hein, T., Quinn, G., 2006. Restoring Lateral Connections Between Rivers and Floodplains: Lessons from Rehabilitation Projects, in: Verhoeven, J.T.A., Beltman, B., Bobbink, R., Whigham, D.F. (Eds.), *Wetlands and Natural Resource Management, Ecological Studies*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 15–32. https://doi.org/10.1007/978-3-540-33187-2_2
- Copeland, R.R., 1983. Bank Protection Techniques Using Spur Dikes. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station.
- Cossa, D., Fanget, A.-S., Chiffolleau, J.-F., Bassetti, M.-A., Buscail, R., Dennielou, B., Briggs, K., Arnaud, M., Guédron, S., Berné, S., 2018. Chronology and sources of trace elements accumulation in the Rhône pro-delta sediments (Northwestern Mediterranean) during the last 400 years. *Progress in Oceanography* 163, 161–171. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2017.01.008>
- Crompton, T.R., 2015. Determination of Metals in Natural Waters, Sediments, and Soils. Elsevier.
- Crutzen, P.J., Steffen, W., 2003. How Long Have We Been in the Anthropocene Era? *Climatic Change* 61, 251–257. <https://doi.org/10.1023/B:CLIM.0000004708.74871.62>
- Cutter, B.E., Guyette, R.P., 1993. Anatomical, Chemical, and Ecological Factors Affecting Tree Species Choice in Dendrochemistry Studies. *J. environ. qual.* 22, 611–619. <https://doi.org/10.2134/jeq1993.00472425002200030028x>
- Davis, J.L., Annan, A.P., 1989. Ground-penetrating radar for high-resolution mapping of soil and rock stratigraphy. *Geophys Prospect* 37, 531–551. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2478.1989.tb02221.x>
- De Wever, P., 2015. La guerre de l'anthropocène : quand les scientifiques se déchirent sur l'impact de l'homme sur la géologie de la planète.
- De Wever, P., Finney, S., 2016. Anthropocène : sujet géologique ou sociétal ? [WWW Document]. Le Monde.fr. URL https://www.lemonde.fr/sciences/article/2016/09/12/anthropocene-sujet-geologique-ou-societal_4996574_1650684.html (accessed 9.30.20).
- Décamps, H., Lesaffre, B., n.d. Restauration de la nature : vers de nouvelles références et pratiques. Aperçu de cinq années de recherche du programme « recréer la nature » 8.
- Delile, H., Masson, M., Miège, C., Le Coz, J., Poulhier, G., Le Bescond, C., Radakovitch, O., Coquery, M., 2020. Hydro-climatic drivers of land-based organic and inorganic particulate micropollutant fluxes: The regime of the largest river water inflow of the Mediterranean Sea. *Water Research* 185, 116067. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116067>
- Dendievel, A.-M., Mourier, B., Dabrin, A., Delile, H., Coynel, A., Gosset, A., Liber, Y., Berger, J.-F., Bedell, J.-P., 2020. Metal pollution trajectories and mixture risk assessed by combining dated cores and subsurface sediments along a major European river (Rhône River, France). *Environment International* 144, 106032. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106032>
- Dépret, T., Riquier, J., Piégay, H., 2017. Evolution of abandoned channels: Insights on controlling factors in a multi-pressure river system. *Geomorphology* 294, 99–118. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.01.036>
- Desmet, M., Mourier, B., Mahler, B.J., Van Metre, P.C., Roux, G., Persat, H., Lefèvre, I., Peretti, A., Chapron, E., Simonneau, A., Miège, C., Babut, M., 2012. Spatial and temporal trends in PCBs in sediment along the lower Rhône River, France. *Science of The Total Environment* 433, 189–197. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.044>
- Dietrich, W.E., Dunne, T., n.d. Sediment budget for a small catchment in mountainous terrain 16.
- Donze, J., 2005. Les bassins du risque industriel : l'exemple de la vallée du Rhône [WWW Document]. URL <http://geoconfluences.ens-lyon.fr/doc/transv/Risque/RisqueScient3.htm> (accessed 10.2.20).
- Doughty, C.E., Wolf, A., Field, C.B., 2010. Biophysical feedbacks between the Pleistocene megafauna extinction and climate: The first human-induced global warming? *Geophysical Research Letters* 37. <https://doi.org/10.1029/2010GL043985>

- Dufour, S., 2007. Contrôles hydro-morphologiques et activités anthropiques dans les forêts alluviales du bassin rhodanien. *Annales de géographie* n° 654, 126–146.
- Dufour, S., Piégay, H., 2009. From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. *River Res. Applic.* 25, 568–581. <https://doi.org/10.1002/rra.1239>
- Dufour, S., Piégay, H., 2006. Forêts riveraines des cours d'eau et ripisylves : spécificités, fonctions et gestion. *Rev. For. Fr.* <https://doi.org/10.4267/2042/6704>
- Dunn, C.E., 2007. Biogeochemistry in mineral exploration, *Handbook of exploration and environmental geochemistry*. Elsevier, Amsterdam ; London.
- Durum, W.H., Haffty, J., 1963. Implications of the minor element content of some major streams of the world. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 27, 1–11. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(63\)90069-3](https://doi.org/10.1016/0016-7037(63)90069-3)
- Dynesius, M., Nilsson, C., 1994. Fragmentation and Flow Regulation of River Systems in the Northern Third of the World. *Science* 266, 753–762. <https://doi.org/10.1126/science.266.5186.753>
- Džubáková, K., Piégay, H., Riquier, J., Trizna, M., 2015. Multi-scale assessment of overflow-driven lateral connectivity in floodplain and backwater channels using LiDAR imagery: Floodplain connectivity using LiDAR imagery. *Hydrol. Process.* 29, 2315–2330. <https://doi.org/10.1002/hyp.10361>
- Eadie, B., Robbins, J., Landrum, P., Rice, C., Simmons, M., 1983. The cycling of toxic organic in the great lakes: a 3-years status report (NOAA Technical Memorandum No. ERL GLERL-45).
- Elawady, E., Michiue, M., Hinokidani, O., 2002. An investigation of scour around attracting spur-dikes, in: Ninokata, H., Wada, A., Tanaka, N. (Eds.), *Advances in Fluid Modeling and Turbulence Measurements*. Presented at the 8th International Symposium on Flow Modelling and Turbulence Measurements, World Scientific Publishing Co, Tokyo, p. 888. <https://doi.org/10.1142/4943>
- Elawady, E., Michiue, M., Hinokidani, O., 2001. Characteristics of scour around repelling spur dikes. Presented at the Proceedings of 29th IAHR Congress, Beijing, china, p. 207.
- Elawady, Emad, Michiue, M., Hinokidani, O., 2001. Movable bed scour around submerged spur-dikes. *Proceedings of hydraulic engineering* 45, 373–378. <https://doi.org/10.2208/prohe.45.373>
- European Environment Agency, 1999, *Environmental indicators: Typology and overview*, authors: Edith Smeets and Rob Weterings, EEA Technical report No 25/1999.
- Fenet, H., Góméz, E., Leclerc, M., Casellas, C., 2006. Devenir des médicaments dans l'environnement [WWW Document]. undefined. URL [/paper/Devenir-des-m%C3%A9dicaments-dans-l%E2%80%99environnement-Fenet-G%C3%B3m%C3%A9z/9d7cca1f4f78aad55c350f118a1816ad4b858e97](http://paper/Devenir-des-m%C3%A9dicaments-dans-l%E2%80%99environnement-Fenet-G%C3%B3m%C3%A9z/9d7cca1f4f78aad55c350f118a1816ad4b858e97) (accessed 10.1.20).
- Filzmoser, P., Hron, K., Reimann, C., 2009. Univariate statistical analysis of environmental (compositional) data: Problems and possibilities. *Science of The Total Environment* 407, 6100–6108. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.08.008>
- Flores-Rodriguez, J., 1992. Les métaux toxiques dans les eaux pluviales en milieu urbain: caractéristiques physico-chimiques (Thèse de doctorat). Université Paris XII-Val de Marne.
- Förstner, U., 1989. *Contaminated Sediments: Lectures on Environmental Aspects of Particle-Associated Chemicals in Aquatic Systems*. Springer.
- Förstner, U., 1987. Changes in metal mobilities in aquatic and terrestrial cycles, in: Patterson, J.W., Passino, R. (Eds.), *Metals Speciation, Separation, and Recovery*. Lewis Publishers, p. 24.
- Förstner, U., Müller, G., 1973. Heavy metal accumulation in river sediments: A response to environmental pollution. *Geoforum* 4, 53–61. [https://doi.org/10.1016/0016-7185\(73\)90006-7](https://doi.org/10.1016/0016-7185(73)90006-7)
- Förstner, U., Wittmann, G.T.W., 1979. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*, 1st ed. Springer Berlin Heidelberg.
- Franquet, E., 1999. Chironomid assemblage of a Lower-Rhône dike field: relationships between substratum and biodiversity. *Hydrobiologia* 397, 121–131. <https://doi.org/10.1023/A:100368181780>
- Frissell, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E., Hurley, M.D., 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10, 199–214. <https://doi.org/10.1007/BF01867358>

- Fruget, J.F., 1992. Ecology of the lower Rhône after 200 years of human influence: A review. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 7, 233–246. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450070303>
- Fruget, J.-F., Dessaix, J., 2003. Changements environnementaux, dérives biologiques et perspectives de restauration du Rhône français après 200 ans d'influences anthropiques. *vertigo*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.3832>
- Fruget, J.-F., Michelot, J.-L., 1997. Dérives écologiques et gestion du milieu fluvial rhodannien / Ecological evolution and management of the natural environment of the Rhône valley. *Revue de géographie de Lyon* 72, 35–48. <https://doi.org/10.3406/geoca.1997.4676>
- Galvez, F., Wood, C.M., 1997. The relative importance of water hardness and chloride levels in modifying the acute toxicity of silver to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 16, 2363–2368. <https://doi.org/10.1002/etc.5620161123>
- Gasperi, J., Sebastian, C., Ruban, V., Delamain, M., Percot, S., Wiest, L., Mirande, C., Caupos, E., Demare, D., Kessoo, M.D.K., Saad, M., Schwartz, J.J., Dubois, P., Fratta, C., Wolff, H., Moilleron, R., Chebbo, G., Cren, C., Millet, M., Barraud, S., Gromaire, M.C., 2014. Micropollutants in urban stormwater: occurrence, concentrations, and atmospheric contributions for a wide range of contaminants in three French catchments. *Environ Sci Pollut Res* 21, 5267–5281. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2396-0>
- Gawthorpe, R.L., Collier, R.E.L., Alexander, J., Bridge, J.S., Leeder, M.R., 1993. Ground penetrating radar: application to sandbody geometry and heterogeneity studies. *Geological Society, London, Special Publications* 73, 421–432. <https://doi.org/10.1144/GSL.SP.1993.073.01.24>
- Gaydou, P., 2013. Schéma directeur de ré-activation de la dynamique alluviale des marges du Rhône (Rapport de Synthèse). Observatoire des Sédiments du Rhône.
- Ge, L., Lai, W., Lin, Y., 2005. Influence of and correction for moisture in rocks, soils and sediments on in situ XRF analysis. *X-Ray Spectrom.* 34, 28–34. <https://doi.org/10.1002/xrs.782>
- Geerling, G.W., Ragas, A.M.J., Leuven, R.S.E.W., van den Berg, J.H., Breedveld, M., Liefhebber, D., Smits, A.J.M., 2006. Succession and Rejuvenation in Floodplains along the River Allier (France). *Hydrobiologia* 565, 71–86. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1906-6>
- Gibbs, R.J., 1977. Transport phases of transition metals in the Amazon and Yukon Rivers. *GSA Bulletin* 88, 829–843. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1977\)88<829:TPOTMI>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1977)88<829:TPOTMI>2.0.CO;2)
- Gibbs, R.J., 1973. Mechanisms of Trace Metal Transport in Rivers. *Science* 180, 71–73. <https://doi.org/10.1126/science.180.4081.71>
- Gilvear, D., Bryant, R., 2016. Analysis of remotely sensed data for fluvial geomorphology and river science, in: Kondolf, M.G., Piégay, H. (Eds.), *Tools in Fluvial Geomorphology*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 103–132. <https://doi.org/10.1002/9781118648551.ch6>
- Golubev, I.A., 2011. *Handbook of Phytoremediation*. Nova Science Publishers, Inc.
- GRAIE–Groupe de Recherche Rhône-Alpes sur les Infrastructures et l'Eau (Ed.), 2016. *Le suivi scientifique de la restauration hydraulique et écologique du Rhône 2000–2015*. RhôneEco. Evaluer et comprendre pour mieux agir. Lyon.
- Gregory, K.J., 2006. The human role in changing river channels. *Geomorphology* 79, 172–191. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.018>
- Grosbois, C., Meybeck, M., Lestel, L., Lefèvre, I., Moatar, F., 2012. Severe and contrasted polymetallic contamination patterns (1900–2009) in the Loire River sediments (France). *Science of The Total Environment* 435–436, 290–305. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.056>
- Gruel, C.-R., 2014. Etude de la structure et de la dynamique forestière dans les casiers Girardon du Rhône : analyses écologiques et spatio-temporelles comparées sur quatre secteurs court-circuités Pierre-Bénite, Péage-de-Roussillon, Montélimar et Donzère-Mondragon (Mémoire de Master). Université Lyon 2.
- Habersack, H., Piégay, H., 2007. River restoration in the Alps and their surroundings: past experience and future challenges, in: *Developments in Earth Surface Processes*. Elsevier, pp. 703–735. [https://doi.org/10.1016/S0928-2025\(07\)11161-5](https://doi.org/10.1016/S0928-2025(07)11161-5)
- Hagemeyer, J., 2000. Chapter 13 Trace metals in tree rings: what do they tell us?, in: *Trace Metals in the Environment*. Elsevier, pp. 375–385. [https://doi.org/10.1016/S0927-5215\(00\)80016-8](https://doi.org/10.1016/S0927-5215(00)80016-8)

- Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach. *Water Research* 14, 975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Halbert, C.L., 1993. How adaptive is adaptive management? Implementing adaptive management in Washington State and British Columbia. *Reviews in Fisheries Science* 1, 261–283. <https://doi.org/10.1080/10641269309388545>
- Hamilton, C., Grinevald, J., 2015. Was the Anthropocene anticipated? *The Anthropocene Review* 2, 59–72. <https://doi.org/10.1177/2053019614567155>
- Haond, M., 2008. D'où vient l'eau du Rhône ?, in: Bravard, J.P., Clemens, A. (Eds.), *Le Rhône En 100 Questions*.
- Haraway, D., 2017. Anthropocène, Capitalocène, Plantationocène, Chthulucène. Faire des parents. *multitudes*. URL <https://www.multitudes.net/anthropocene-capitalocene-plantationocene-chthulucene-faire-des-parents/> (accessed 9.30.20).
- Hickey, M.G., Kittrick, J.A., 1984. Chemical Partitioning of cadmium, Copper, nickel and zinc in Soils and Sediments Containing High Levels of Heavy Metals. *J. environ. qual.* 13, 372–376. <https://doi.org/10.2134/jeq1984.00472425001300030010x>
- Higuera, P., Oyarzun, R., Iraizoz, J.M., Lorenzo, S., Esbrí, J.M., Martínez-Coronado, A., 2012. Low-cost geochemical surveys for environmental studies in developing countries: Testing a field portable XRF instrument under quasi-realistic conditions. *Journal of Geochemical Exploration* 113, 3–12. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2011.02.005>
- Hobbs, R.J., Higgs, E.S., Hall, C., 2013. *Novel Ecosystems: Intervening in the New Ecological World Order*. John Wiley & Sons.
- Hohensinner, S., Habersack, H., Jungwirth, M., Zauner, G., 2004. Reconstruction of the characteristics of a natural alluvial river–floodplain system and hydromorphological changes following human modifications: the Danube River (1812–1991). *River Research and Applications* 20, 25–41. <https://doi.org/10.1002/rra.719>
- Holling, C.S., 1978. *Adaptive Environmental Assessment and Management*. Blackburn Press.
- Holling, C.S., 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4, 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245>
- Horowitz, A.J., 1991. *A Primer on Sediment-Trace Element Chemistry*. CRC Press.
- Hudson, P.F., Middelkoop, H., Stouthamer, E., 2008. Flood management along the Lower Mississippi and Rhine Rivers (The Netherlands) and the continuum of geomorphic adjustment. *Geomorphology* 101, 209–236. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.07.001>
- Hughes, Jane Staveley, Hughes, Jane S., Biddinger, G.R., 1995. *Environmental Toxicology and Risk Assessment*. ASTM International.
- Hürkamp, K., Raab, T., Völkel, J., 2009. Lead Pollution of Floodplain Soils in a Historic Mining Area—Age, Distribution and Binding Forms. *Water Air Soil Pollut* 201, 331–345. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9948-9>
- In situ applications of x ray fluorescence techniques: final report of a coordinated research project, 2000-2003 (No. IAEA-TECDOC-1456), 2005. . International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.
- James, L.A., 2013. Legacy sediment: Definitions and processes of episodically produced anthropogenic sediment. *Anthropocene* 2, 16–26. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2013.04.001>
- James, L.A., Marcus, W.A., 2006. The human role in changing fluvial systems: Retrospect, inventory and prospect. *Geomorphology* 79, 152–171. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.017>
- Janssen, P., Stella, J.C., Rappelle, B., Gruel, C.-R., Seignemartin, G., Pont, B., Dufour, S., Piegay, H., in review. Long-term river management legacies strongly alter riparian forest attributes and constrain restoration potential along a large, multi-use river. *Journal of Environmental Management*.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H., 2001. *Trace elements in soils and plants*, 3rd ed. ed. CRC Press, Boca Raton, Fla.
- Kalnicky, D.J., Singhvi, R., 2001. Field portable XRF analysis of environmental samples. *Journal of Hazardous Materials* 83, 93–122. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(00\)00330-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(00)00330-7)
- Kersten, M., Smedes, F., 2002. Normalization procedures for sediment contaminants in spatial and temporal trend monitoring. *J. Environ. Monitor.* 4, 109–115. <https://doi.org/10.1039/b108102k>

- Klingeman, P.C., Bravard, J.P., Giuliani, Y., Olivier, J.-M., Pautou, G., 1998. Hydropower reach by-passing and dewatering impacts in gravel-bed rivers., in: Klingeman, Peter C., Beschta, R.L., Komar, P.D., Bradley, J.B. (Eds.), *Gravel-Bed Rivers in the Environment*. Water Resources Publication, Littleton, pp. 313–344.
- Knighton, D., 2014. *Fluvial Forms and Processes: A New Perspective*. Routledge.
- Koken, M., Constantinescu, G., 2008. An investigation of the flow and scour mechanisms around isolated spur dikes in a shallow open channel: 2. Conditions corresponding to the final stages of the erosion and deposition process: flow and scour mechanisms, 2. *Water Resour. Res.* 44. <https://doi.org/10.1029/2007WR006491>
- Kondolf, G.M., Boulton, A.J., O'Daniel, S., Poole, G.C., Rahel, F.J., Stanley, E.H., Wohl, E., Bång, A., Carlstrom, J., Cristoni, C., Huber, H., Koljonen, S., Louhi, P., Nakamura, K., 2006. Process-Based Ecological River Restoration: Visualizing Three-Dimensional Connectivity and Dynamic Vectors to Recover Lost Linkages. *E&S* 11, art5. <https://doi.org/10.5751/ES-01747-110205>
- Kratochvil, B.G., 1982. A Survey of the Recent Literature on Sampling for Chemical Analysis (NBS TECHNICAL NOTE No. 1153).
- Kuczumow, A., Rzańczyńska, Z., Szewczak, M., 1982. Matrix effects in the x-ray fluorescence method. *X-Ray Spectrom.* 11, 135–139. <https://doi.org/10.1002/xrs.1300110309>
- Kuhn, T.S., 1983. *La structure des révolutions scientifiques*. Flammarion.
- Lamouroux, N., Doutriaux, E., Terrier, C., Zylberlat, M., 1999. Modélisation des impacts de la gestion des débits réservés du Rhône sur les peuplements piscicoles. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 45–61. <https://doi.org/10.1051/kmae:1999020>
- Lamouroux, N., Olivier, J.-M., 2015. Testing predictions of changes in fish abundance and community structure after flow restoration in four reaches of a large river (French Rhône). *Freshw Biol* 60, 1118–1130. <https://doi.org/10.1111/fwb.12324>
- Lane, E.W., 1954. *The Importance of Fluvial Morphology in Hydraulic Engineering*. U.S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation, Commissioner's Office.
- Laperche, V., 2005. Evaluation des performances spectromètre portable de fluorescence X Niton XL723S (au laboratoire et sur le terrain) (No. RP-53377-FR). BRGM.
- Le Lay, Y.-F., Piégay, H., 2007. Le bois mort dans les paysages fluviaux français : éléments pour une gestion renouvelée. *Espace géographique* 36, 51. <https://doi.org/10.3917/eg.361.0051>
- Lecomte, P.-H., 2017. Processus d'atterrissement et de végétalisation des endiguements Girardon à Péage-de-Roussillon : signatures chimiques des patrons sédimentaires et dendrologiques d'un train de casier (Mémoire de Master). Université Lyon 3.
- Legret, M., Pagotto, C., 2006. Heavy Metal Deposition and Soil Pollution Along Two Major Rural Highways. *Environmental Technology* 27, 247–254. <https://doi.org/10.1080/09593332708618641>
- Lemière, B., 2018. A review of pXRF (field portable X-ray fluorescence) applications for applied geochemistry. *Journal of Geochemical Exploration* 188, 350–363. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.02.006>
- Lemiere, B., Laperche, V., Haouche, L., Auger, P., 2014. Portable XRF and wet materials: application to dredged contaminated sediments from waterways. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis* 14, 257–264. <https://doi.org/10.1144/geochem2012-179>
- Lewin, J., 2013. Enlightenment and the GM floodplain: Earth Surf. Process. Landforms 38, 17–29. <https://doi.org/10.1002/esp.3230>
- Lewis, S.L., Maslin, M.A., 2015. Defining the Anthropocene. *Nature* 519, 171–180. <https://doi.org/10.1038/nature14258>
- Li, L.Y., Hall, K., Yuan, Y., Mattu, G., McCallum, D., Chen, M., 2009. Mobility and Bioavailability of Trace Metals in the Water-Sediment System of the Highly Urbanized Brunette Watershed. *Water Air Soil Pollut* 197, 249–266. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9808-7>
- MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G., Berger, T.A., 2000. Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 39, 20–31. <https://doi.org/10.1007/s002440010075>
- Malle, K.-G., 1990. The Pollution of the River Rhine with Heavy Metals, in: Heling, D., Rothe, P., Förstner, U., Stoffers, P. (Eds.), *Sediments and Environmental Geochemistry*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 279–290. https://doi.org/10.1007/978-3-642-75097-7_16

- Manahan, S.E., 2002. *Toxicological Chemistry and Biochemistry*, Third Edition. CRC Press.
- Marsh, G.P., 1864. *Man and Nature: Or, Physical Geography as Modified by Human Action*. C. Scribner.
- Martin, J.-M., Meybeck, M., n.d. Elemental mass-balance of material carried by major world rivers 34. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(63\)90069-3](https://doi.org/10.1016/0016-7037(63)90069-3)
- Matys Grygar, T., Popelka, J., 2016. Revisiting geochemical methods of distinguishing natural concentrations and pollution by risk elements in fluvial sediments. *Journal of Geochemical Exploration* 170, 39–57. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.08.003>
- McCoy, A.W., 2006. Numerical investigations using LES: exploring flow physics and mass exchange processes near groynes (PhD thesis). University of Iowa. <https://doi.org/10.17077/etd.vt63cy20>
- McLaren, T.I., Guppy, C.N., Tighe, M.K., 2012. A Rapid and Nondestructive Plant Nutrient Analysis using Portable X-Ray Fluorescence. *Soil Science Society of America Journal* 76, 1446–1453. <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0355>
- McLaughlin, M., Smolders, E. a. A., Degryse, F., Rietra, R.P.J.J., 2011. Uptake of metals from soil into vegetables - Chapter 8. *Dealing with contaminated sites. From theory towards practical application* 325–367. https://doi.org/10.1007/978-90-481-9757-6_8
- Merced River corridor restoration plan., 2002. . Stillwater Sciences, Berkeley.
- Mertes, L.A.K., Daniel, D.L., Melack, J.M., Nelson, B., Martinelli, L.A., Forsberg, B.R., 1995. Spatial patterns of hydrology, geomorphology, and vegetation on the floodplain of the Amazon river in Brazil from a remote sensing perspective. *Geomorphology, Biogeomorphology, Terrestrial and Freshwater Systems* 13, 215–232. [https://doi.org/10.1016/0169-555X\(95\)00038-7](https://doi.org/10.1016/0169-555X(95)00038-7)
- Messerli, B., Grosjean, M., Hofer, T., Núñez, L., Pfister, C., 2000. From nature-dominated to human-dominated environmental changes. *Quaternary Science Reviews* 19, 459–479. [https://doi.org/10.1016/S0277-3791\(99\)00075-X](https://doi.org/10.1016/S0277-3791(99)00075-X)
- Meybeck, M., 2003. Global Analysis of River Systems: From Earth System Controls to Anthropocene Syndromes. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 358, 1935–1955. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1379>
- Meybeck, M., 2002. Riverine quality at the Anthropocene: Propositions for global space and time analysis, illustrated by the Seine River. *Aquat. Sci.* 64, 376–393. <https://doi.org/10.1007/PL00012593>
- Meybeck, M., Helmer, R., 1989. The quality of rivers: From pristine stage to global pollution. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 75, 283–309. [https://doi.org/10.1016/0031-0182\(89\)90191-0](https://doi.org/10.1016/0031-0182(89)90191-0)
- Meybeck, M., Lestel, L., Bonté, P., Moillon, R., Colin, J.L., Rousselot, O., Hervé, D., de Pontevès, C., Grosbois, C., Thévenot, D.R., 2007. Historical perspective of heavy metals contamination (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) in the Seine River basin (France) following a DPSIR approach (1950–2005). *Science of The Total Environment* 375, 204–231. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.017>
- Millán, R., Lominchar, M.A., Rodríguez-Alonso, J., Schmid, T., Sierra, M.J., 2014. Riparian vegetation role in mercury uptake (Valdeazogues River, Almadén, Spain). *Journal of Geochemical Exploration* 140, 104–110. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.02.021>
- Milliman, J.D., Farnsworth, K.L., 2011. *River Discharge to the Coastal Ocean: A Global Synthesis*. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511781247>
- Modrak, P., 2013. Spatio-temporal characterisation of riparian habitats on an embanked and by-passed Rhône River reach - Vegetation dynamics to support river bank rehabilitation (Master thesis). Faculty of Biology of the University of Duisburg-Essen, Essen, Germany.
- Molin, J., 1946. Une curieuse concentration d'industries à l'écart des grandes villes : Le bassin moyen des Guiers. *rga* 34, 447–468. <https://doi.org/10.3406/rga.1946.5225>
- Morel, F.M.M., 1983. Principles of Aquatic Chemistry 300–309.
- Morse, N.B., Pellissier, P.A., Cianciola, E.N., Brereton, R.L., Sullivan, M.M., Shonka, N.K., Wheeler, T.B., McDowell, W.H., 2014. Novel ecosystems in the Anthropocene: a revision of the novel ecosystem concept for pragmatic applications. *E&S* 19, art12. <https://doi.org/10.5751/ES-06192-190212>
- Mourier, B., Desmet, M., Van Metre, P.C., Mahler, B.J., Perrodin, Y., Roux, G., Bedell, J.-P., Lefèvre, I., Babut, M., 2014. Historical records, sources, and spatial trends of PCBs along the Rhône River (France). *Science of The Total Environment* 476–477, 568–576. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.026>

- Müller, G., 1981. Heavy metals and other pollutants in the Environment. A chronology based on the analysis of dated sediments., in: *Heavy Metals in the Environment*. W.H.O Ernst, Amsterdam, pp. 12–17.
- Müller, G., 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal* 108–118.
- Naiman and, R.J., Décamps, H., 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28, 621–658. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>
- National Cooperative Highway Research Program, Transportation Research Board, National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, 2007. Countermeasures to Protect Bridge Abutments from Scour. Transportation Research Board, Washington, D.C. <https://doi.org/10.17226/17620>
- Newbold, J.D., O'Neill, R.V., Elwood, J.W., Van Winkle, W., 1982. Nutrient Spiralling in Streams: Implications for Nutrient Limitation and Invertebrate Activity. *The American Naturalist* 120, 628–652.
- Olivier, J.-M., 2019. Suivi scientifique du programme de restauration hydraulique et écologique du Rhône Un observatoire dynamique de l'état écologique du fleuve - RhônEco (Synthèse générale). Université de Lyon.
- Olivier, J.-M., Carrel, G., Lamouroux, N., Dole-Olivier, M.-J., Malard, F., Bravard, J.-P., Amoros, C., 2009. Chapter 7 - The Rhône River Basin, in: Tockner, K., Uehlinger, U., Robinson, C.T. (Eds.), *Rivers of Europe*. Academic Press, pp. 247–296.
- O'Neill, R.V., Deangelis, D.L., Waide, J.B., Allen, T.F.H., Allen, G.E., 1986. *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. Princeton University Press.
- Papadopoulou, D.N., Zachariadis, G.A., Anthemidis, A.N., Tsirliganis, N.C., Stratis, J.A., 2004. Comparison of a portable micro-X-ray fluorescence spectrometry with inductively coupled plasma atomic emission spectrometry for the ancient ceramics analysis. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy* 59, 1877–1884. <https://doi.org/10.1016/j.sab.2004.09.001>
- Papanicolaou, A.N., Fox, J.F., 2008. Investigation of Flow and Local Scour Characteristics around a Partially Submerged Permeable Barb, in: *World Environmental and Water Resources Congress 2008*. Presented at the World Environmental and Water Resources Congress 2008, American Society of Civil Engineers, Honolulu, Hawaii, United States, pp. 1–7. [https://doi.org/10.1061/40976\(316\)254](https://doi.org/10.1061/40976(316)254)
- Pardé, M., 1925. Le régime du Rhône. *Revue de Géographie Alpine* 13, 459–547. <https://doi.org/10.3406/rqa.1925.4941>
- Park, C.C., 1977. Man-induced changes in stream channel capacity, in: Gregory, K.J. (Ed.), *River Channel Changes*. Wiley, Chichester, UK, pp. 121–144.
- Parrot, E., 2015. Analyse spatio-temporelle de la morphologie du chenal du Rhône du Léman à la Méditerranée (These de doctorat). Lyon 3.
- Parsons, C., Margui Grabulosa, E., Pili, E., Floor, G.H., Roman-Ross, G., Charlet, L., 2013. Quantification of trace arsenic in soils by field-portable X-ray fluorescence spectrometry: Considerations for sample preparation and measurement conditions. *Journal of Hazardous Materials* 262, 1213–1222. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.07.001>
- Peiry, J.-L., Salvador, P.-G., Nougouier, F., 1994. L'incision des rivières dans les Alpes du nord : état de la question / River incision in the Northern French Alps. *geoca* 69, 47–56. <https://doi.org/10.3406/geoca.1994.4237>
- Perin, G., Craboledda, L., Lucchese, M., Cirillo, R., Dotta, L., 1985. Heavy Metal Speciation in the Sediments of Northern Adriatic Sea: A new Approach for Environmental Toxicity Determination [WWW Document]. URL [/paper/Heavy-Metal-Speciation-in-the-Sediments-of-Northern-Perin-Craboledda/344a29b7fa70c7bc7353f75d6e0b63e167d513e0](http://paper/Heavy-Metal-Speciation-in-the-Sediments-of-Northern-Perin-Craboledda/344a29b7fa70c7bc7353f75d6e0b63e167d513e0) (accessed 10.1.20).
- Petts, G.E., 1987. Time-Scales for Ecological Change in Regulated Rivers, in: Craig, J.F., Kemper, J.B. (Eds.), *Regulated Streams*. Springer US, Boston, MA, pp. 257–266. https://doi.org/10.1007/978-1-4684-5392-8_17
- Piégay, H., 1995. Dynamiques et gestion de la ripisylve de cinq cours d'eau à charge grossière du bassin du Rhône (l'Ain, l'Ardèche, le Giffre, l'Ouvèze et l'Ubaye), XIXème-XXème siècles (These de doctorat). Paris 4.
- Piégay, H., Chabot, A., Le Lay, Y.-F., 2020. Some comments about resilience: From cyclicity to trajectory, a shift in living and nonliving system theory. *Geomorphology* 367, 106527. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2018.09.018>
- Piégay, H., Darby, S.E., Mosselman, E., Surian, N., 2005. A review of techniques available for delimiting the erodible river corridor: a sustainable approach to managing bank erosion. *River Res. Applic.* 21, 773–789. <https://doi.org/10.1002/rra.881>

- Piégay, H., Joly, P.-B., Foussadier, R., Mourier, V., Pautou, G., 1997. Principes de réhabilitation des marges du Rhône à partir d'indicateurs géomorphologiques, phyto-écologiques et batrachologiques (cas du Rhône court-circuité de Pierre-Bénite) / Principles for the rehabilitation of the banks of the Rhône, using geomorphological, phyto-ecological and batrachological indicators. *Géocarrefour* 72, 7–22. <https://doi.org/10.3406/geoca.1997.4674>
- Piégay, H., Kondolf, G.M., Sear, D.A., 2016. Integrating geomorphological tools to address practical problems in river management and restoration, in: *Tools in Fluvial Geomorphology*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 507–532. <https://doi.org/10.1002/9781118648551.ch22>
- Piégay, H., Pautou, G., Ruffinoni, C., 2003. Les forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion. Institut pour le Développement Forestier.
- Piégay, H., Schumm, S.A., 2003. System approach in fluvial geomorphology, in: Kondolf, M.G., Piégay, H. (Eds.), *Tools in Fluvial Geomorphology*. U.K, pp. 105–134.
- Poinsart, D., 1992. Effets des aménagements fluviaux sur les débits liquides et solides : l'exemple du Rhône dans les plaines de Miribel-Jonage et de Donzère-Mondragon (Thèse de doctorat). Lyon 3.
- Poinsart, D., Salvador, P.-G., 1993. Histoire de l'endiguement du Rhône à l'aval de Lyon, in: Piquet, F. (Ed.), *Le Fleuve et Ses Métamorphoses*. Didier Erudition, pp. 299–313.
- Pont, D., Piégay, H., Farinetti, A., Allain, S., Landon, N., Liébault, F., Dumont, B., Richard-Mazet, A., 2009. Conceptual framework and interdisciplinary approach for the sustainable management of gravel-bed rivers: The case of the Drôme River basin (S.E. France). *Aquat. Sci.* 71, 356. <https://doi.org/10.1007/s00027-009-9201-7>
- Poole, G.C., 2002. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biol* 47, 641–660. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00922.x>
- Potts, P.J., Webb, P.C., Williams-Thorpe, O., Kilworth, R., 1995. Analysis of silicate rocks using field-portable X-ray fluorescence instrumentation incorporating a mercury(II) iodide detector: a preliminary assessment of analytical performance. *Analyst* 120, 1273–1278. <https://doi.org/10.1039/AN9952001273>
- Poulier, G., Coz, J.L., Bescond, C.L., Thollet, F., Panay, J., Lagouy, M., Dramais, G., Grisot, G., Launay, M., Gattacceca, J., Gairoard, S., Radakovitch, O., Lepage, H., Coquery, M., 2018. Bilan actualisé des flux de matières en suspension et micropolluants associés sur le bassin du Rhône. Rapport final (report). irstea.
- Pourret, O., 2018. On the Necessity of Banning the Term “Heavy Metal” from the Scientific Literature. *Sustainability* 10, 2879. <https://doi.org/10.3390/su10082879>
- Power, E.A., Chapman, P.M., n.d. Assessing sediment quality, in: *Sediment Toxicity Assessment*.
- Przedwojski, B., 1995. Bed topography and local scour in rivers with banks protected by groynes. *Journal of Hydraulic Research* 33, 257–273. <https://doi.org/10.1080/00221689509498674>
- Radu, T., Diamond, D., 2009. Comparison of soil pollution concentrations determined using AAS and portable XRF techniques. *Journal of Hazardous Materials* 171, 1168–1171. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.06.062>
- Räpple, B., 218AD. Patrons de sédimentation et caractéristiques de la ripisylve dans les casiers Girardon du Rhône: approche comparative pour une analyse des facteurs de contrôle et une évaluation des potentialités écologiques (Thèse de doctorat). Université de Lyon.
- Regli, C., Huggenberger, P., Rauber, M., 2002. Interpretation of drill core and georadar data of coarse gravel deposits. *Journal of Hydrology* 255, 234–252. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00531-5](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00531-5)
- Reid, L., Dunne, T., 2016. Sediment budgets as an organizing framework in fluvial geomorphology. In: Kondolf, G.M.; Piégay, H., eds. *Tools in Fluvial Geomorphology*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd: 357-379. Chapter 16 357–379. <https://doi.org/10.1002/9781118648551>
- Reimann, C., Filzmoser, P., Garrett, R.G., 2005. Background and threshold: critical comparison of methods of determination. *Science of The Total Environment* 346, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.11.023>
- Remon, E., Bouchardon, J.L., Joly, J., Cornier, B., Faure, O., 2009. Accumulation et effets des éléments métalliques sur les populations végétales spontanées de trois crassiers métallurgiques: peut-on utiliser les plantes comme bioindicateurs? *Etude et Gestion des Sols* 13.

- Reynard, E., Arnaud-Fassetta, G., Laigre, L., Schoeneich, P., 2009. Le Rhône alpin vu sous l'angle de la géomorphologie: état des lieux 36.
- Rincheval, M., Cohen, D.R., Hemmings, F.A., 2019. Biogeochemical mapping of metal contamination from mine tailings using field-portable XRF. *Science of The Total Environment* 662, 404–413.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.235>
- Riquier, J., 2015. Réponses hydrosédimentaires de chenaux latéraux restaurés du Rhône français (Thèse de doctorat). Université Lumière Lyon 2.
- Risser, P., 1990. The ecological importance of land-water ecotones, in: Décamps, H., Naiman, R.J. (Eds.), *The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*. CRC Press, pp. 7–21.
- Risser, P.G., 1995. The Status of the Science Examining Ecotones. *BioScience* 45, 318–325.
<https://doi.org/10.2307/1312492>
- Robitaille, G., 1981. Heavy-metal accumulation in the annual rings of balsam fir *Abies balsamea* (L.) Mill. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical* 2, 193–202.
[https://doi.org/10.1016/0143-148X\(81\)90017-3](https://doi.org/10.1016/0143-148X(81)90017-3)
- Rollet, A.J., Macvicar, B., Piégay, H., Roy, A., 2008. L'utilisation de transpondeurs passifs pour l'estimation du transport sédimentaire : premiers retours d'expérience. *La Houille Blanche* 110–116.
<https://doi.org/10.1051/lhb:2008047>
- Roni, P., Beechie, T.J., 2013. Stream and watershed restoration: a guide to restoring riverine processes and habitats, *Advancing river restoration and management*. John Wiley & Sons, Chichester, West Sussex ; Hoboken, NJ.
- Roni, P., Quimby, E., Society, A.F., 2005. *Monitoring Stream and Watershed Restoration*. CABI.
- Rousseau, R.M., 2006. Corrections for matrix effects in X-ray fluorescence analysis—A tutorial. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy* 61, 759–777.
<https://doi.org/10.1016/j.sab.2006.06.014>
- Roux, A.L., Bradley, J.B., Amoros, C., Pautou, G., 1989. Ecological changes of the French Upper Rhône River since 1750, in: Petts, G.E., Möller, H., Roux, A.L. (Eds.), *Historical Change of Large Alluvial Rivers: Western Europe*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 323–350.
- Ruddiman, W.F., Fuller, D.Q., Kutzbach, J.E., Tzedakis, P.C., Kaplan, J.O., Ellis, E.C., Vavrus, S.J., Roberts, C.N., Fyfe, R., He, F., Lemmen, C., Woodbridge, J., 2016. Late Holocene climate: Natural or anthropogenic? *Reviews of Geophysics* 54, 93–118.
<https://doi.org/10.1002/2015RG000503>
- Salomons, W., Förstner, U., 1984. Sediments and the Transport of Metals, in: *Metals in the Hydrocycle*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 63–98.
https://doi.org/10.1007/978-3-642-69325-0_3
- Salt, D.E., Smith, R.D., Raskin, I., 1998. Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 49, 643–668.
<https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.49.1.643>
- Schaumloffel, J.C., Filby, R.H., Moore, B.C., 1998. Ponderosa Pine Tree Rings as Historical Monitors of zinc and cadmium Pollution. *J. Environ. Qual., Journal of Environmental Quality* 9.
<https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700040020x>
- Schumm, S.A., 1985. Patterns of alluvial rivers. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 13, 5–27.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ea.13.050185.000253>
- Schumm, S.A., 1977. *The Fluvial System*. Wiley.
- Schwartz, R., Kozerski, H.-P., 2003. Entry and Deposits of Suspended Particulate Matter in Groyne Fields of the Middle Elbe and its Ecological Relevance. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 31, 391–399.
<https://doi.org/10.1002/aheh.200300496>
- Schweingruber, F.H., n.d. *Tree rings - basics and applications of dendrochronology*, Kluwer Academic Publishers. ed.
- Seignemartin, G., 2014. Compréhension et analyse spatiale de l'évolution des marges aménagées du Rhône par l'étude diachronique du tracé de l'interface lit mineur/lit majeur (Mémoire de Master). Université Lyon 2.
- Seignemartin, G., Piégay, H., Winiarski, T., Vauclin, S., Tena, A., 2019. Evolution morphologique et remplissage sédimentaire des marges aménagées du Rhône – Approche multi-scalaire (Rapport d'avancement – Action A1 No. OSR5 2018-2020). Observatoire des Sédiments du Rhône.

- Seignemartin, G., Tena-Pagan, A., Râpple, B., Arnaud, F., Barra, A., Berger, J.-F., Faure, O., Launay, M., Lecoz, J., Roux, G., Massor, H., Winiarski, T., Piégay, H., 2018. Sédimentation et morphologie du lit majeur. RAPPORT N°1 - Stocks sédimentaires des marges actives - Méthodologie générale et application sur Péage-de-Roussillon. (Rapport final No. OSR4 2015-2017. Actions II.2, II.3 et II.4. :). UMR 5600 EVS CNRS ; LEHNA - UMR C NRS 5023 ; IRSTEA.
- Shields, F.D., Scott, S., Lizotte, R., Wren, D.G., 2011. Connectivity and Variability: Metrics for Riverine Floodplain Backwater Rehabilitation, in: Simon, A., Bennett, S.J., Castro, J.M., American Geophysical Union (Eds.), Stream Restoration in Dynamic Fluvial Systems: Scientific Approaches, Analyses, and Tools, Geophysical Monograph. American Geophysical Union, Washington, DC, pp. 233–246.
- Sigg, L., Xue, H., Kistler, D., Schönenberger, R., 2000. Size fractionation (dissolved, colloidal and particulate) of trace metals in the Thur River, Switzerland. *Aquatic Geochemistry* 413–434. <https://doi.org/10.1023/A:1009692919804>
- Sinaï, A., 2011. Fukushima ou la fin de l'anthropocène. *Le Monde.fr*.
- Singer, M.B., Stella, J.C., Dufour, S., Piégay, H., Wilson, R.J.S., Johnstone, L., 2013. Contrasting water-uptake and growth responses to drought in co-occurring riparian tree species: contrasting water uptake and growth responses to drought in riparian trees. *Ecohydrol.* 6, 402–412. <https://doi.org/10.1002/eco.1283>
- Singer, M.J., Munns, D.N., 1987. *Soils, an Introduction*. Macmillan.
- Skidmore, P., Thorne, C., Cluer, B., Pess, G., Castro, J., Beechie, T., Shea, C., 2011. *Science Base and Tools for Evaluating Stream Engineering, Management, and Restoration Proposals* (NOAA Technical Memorandum No. NMFS-NWFSC-112.).
- Smeets, E., Weterings, R., n.d. *Environmental indicators: Typology and overview* (Technical report No. No 25/1999.).
- Steffen, W., Grinevald, J., Crutzen, P., McNeill, J., 2011. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 369, 842–867. <https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0327>
- Steffen, W., Sanderson, A., Tyson, P., Jäger, J., Matson, P., Moore, B., Oldfield, F., Richardson, K., Schellnhuber, H.J., Turner, B.L., Wasson, R.J. (Eds.), 2005. *The Anthropocene Era: How Humans are Changing the Earth System*, in: *Global Change and the Earth System: A Planet Under Pressure*, Global Change — The IGBP Series. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 81–141. https://doi.org/10.1007/3-540-26607-0_3
- Steiger, J., Tabacchi, E., Dufour, S., Corenblit, D., Peiry, J.-L., 2005. Hydrogeomorphic processes affecting riparian habitat within alluvial channel-floodplain river systems: a review for the temperate zone. *River Res. Applic.* 21, 719–737. <https://doi.org/10.1002/rra.879>
- Stoppani, A., 1887. *Sulla cosmogonia mosaica*. Lodovico Felice Cogliati.
- Stoppani, A., 1873. *Corso di geologia: Geologia endografica*. G. Bernardoni e G. Brigola.
- Stroffek, S., Amoros, C., Zylberblat, M., 1996. La logique de réhabilitation physique appliquée à un grand fleuve : le Rhône / A Methodology for Physical Restoration applied to a Major River : the Rhône. *Géocarrefour* 71, 287–296. <https://doi.org/10.3406/geoca.1996.4348>
- Suding, K., Higgs, E., Palmer, M., Callicott, J.B., Anderson, C.B., Baker, M., Gutrich, J.J., Hondula, K.L., LaFevor, M.C., Larson, B.M.H., Randall, A., Ruhl, J.B., Schwartz, K.Z.S., 2015. Committing to ecological restoration. *Science* 348, 638–640. <https://doi.org/10.1126/science.aaa4216>
- Sukhodolov, A., Uijttewaal, W.S.J., Christof Engelhardt, 2002. On the correspondence between morphological and hydrodynamical patterns of groyne fields. *Earth Surf. Process. Landforms* 27, 289–305. <https://doi.org/10.1002/esp.319>
- Sunda, W.G., Gillespie, P.A., 1979. The response of a marine bacterium to cupric ion and its use to estimate cupric ion activity in seawater. *Journal of Marine Research* 761–777.
- Syvitski, J.P.M., 2005. Impact of Humans on the Flux of Terrestrial Sediment to the Global Coastal Ocean. *Science* 308, 376–380. <https://doi.org/10.1126/science.1109454>
- Syvitski, J.P.M., Kettner, A., 2011. Sediment flux and the Anthropocene. *Phil. Trans. R. Soc. A.* 369, 957–975. <https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0329>

- Szava-Kovats, R.C., 2008. Grain-size normalization as a tool to assess contamination in marine sediments: Is the <63µm fraction fine enough? *Marine Pollution Bulletin* 56, 629–632. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.01.017>
- Taguieff, P.-A., 2011. *Le Sens du progrès: Une approche historique et philosophique*. Flammarion.
- Taylor, S.R., McLennan, S.M., 1995. The geochemical evolution of the continental crust. *Rev. Geophys.* 33, 241. <https://doi.org/10.1029/95RG00262>
- Ten Brinke, W.B.M., Schulze, F.H., van Der Veer, P., 2004. Sand exchange between groyne-field beaches and the navigation channel of the Dutch Rhine: the impact of navigation versus river flow. *River Res. Applic.* 20, 899–928. <https://doi.org/10.1002/rra.809>
- Tena, A., Piégay, H., Seignemartin, G., Barra, A., Berger, J.F., Mourier, B., Winiarski, T., 2020. Cumulative effects of channel correction and regulation on floodplain terrestrialisation patterns and connectivity. *Geomorphology* 354, 107034. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107034>
- Tessier, A., Campbell, P.G.C., Bisson, M., 1980. Trace metal speciation in the Yamaska and St. François Rivers (Quebec). *Can. J. Earth Sci.* 17, 90–105. <https://doi.org/10.1139/e80-008>
- Tessier, A., Campbell, P.G.C., Bisson, M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.* 51, 844–851. <https://doi.org/10.1021/ac50043a017>
- Thévenot, D.R., Moilleron, R., Lestel, L., Gromaire, M.-C., Rocher, V., Cambier, P., Bonté, P., Colin, J.-L., de Pontevès, C., Meybeck, M., 2007. Critical budget of metal sources and pathways in the Seine River basin (1994–2003) for Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn. *Science of The Total Environment* 375, 180–203. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.008>
- Thorel, M., Piégay, H., Barthelemy, C., Räßple, B., Gruel, C.-R., Marmonier, P., Winiarski, T., Bedell, J.-P., Arnaud, F., Roux, G., Stella, J.C., Seignemartin, G., Tena-Pagan, A., Wawrzyniak, V., Roux-Michollet, D., Oursel, B., Fayolle, S., Bertrand, C., Franquet, E., 2018. Socio-environmental implications of process-based restoration strategies in large rivers: should we remove novel ecosystems along the Rhône (France)? *Reg Environ Change* 18, 2019–2031. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1325-7>
- Thorp, J.H., Thoms, M.C., Delong, M.D., 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Res. Applic.* 22, 123–147. <https://doi.org/10.1002/rra.901>
- Tockner, K., Schiemer, F., Ward, J.V., 1998. Conservation by restoration: the management concept for a river-floodplain system on the Danube River in Austria. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8, 71–86. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0755\(199801/02\)8:1<71::AID-AQC265>3.0.CO;2-D](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199801/02)8:1<71::AID-AQC265>3.0.CO;2-D)
- Tockner, K., Stanford, J.A., 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Envir. Conserv.* 29, 308–330. <https://doi.org/10.1017/S037689290200022X>
- Toro, D.M.D., Allen, H.E., Bergman, H.L., Meyer, J.S., Paquin, P.R., Santore, R.C., Plaza, L., n.d. Biotic ligand model of the acute toxicity of metals. 1. Technical Basis 14.
- Tratapel, G., 2004. *Etat du patrimoine des digues du Rhône*. Presented at the Sécurité des digues fluviales et de navigation. Compagnie Nationale du Rhône.
- Tricart, J., Bravard, J.-P., 1991. L'aménagement des trois plus grands fleuves européens : Rhin, Rhône et Danube. *Problèmes et méfaits. geo* 100, 668–713. <https://doi.org/10.3406/geo.1991.21654>
- Tritthart, M., Liedermann, M., Habersack, H., 2009. Modelling spatio-temporal flow characteristics in groyne fields: modelling spatio-temporal flow in groyne fields. *River Res. Applic.* 25, 62–81. <https://doi.org/10.1002/rra.1169>
- Truckenbrodt, D., Einax, J., 1995. Sampling representativity and homogeneity of river sediments. *Fresenius J Anal Chem* 352, 437–443. <https://doi.org/10.1007/BF00323363>
- Turner, B.L., Kasperson, R.E., Meyer, W.B., Dow, K.M., Golding, D., Kasperson, J.X., Mitchell, R.C., Ratick, S.J., 1990. Two types of global environmental change. Definitional and spatial-scale issues in their human dimensions. *Global environmental change : human and policy dimensions* 1, 14–22. [https://doi.org/10.1016/0959-3780\(90\)90004-S](https://doi.org/10.1016/0959-3780(90)90004-S)
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 130–137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>

- Vasconcelos, M.T.S.D., Leal, M.F.C., 2001. Seasonal variability in the kinetics of Cu, Pb, Cd and Hg accumulation by macroalgae. *Marine Chemistry* 74, 65–85. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(00\)00096-7](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(00)00096-7)
- Vassas, C., Citterio, A., 2013. Accompagnement scientifique pour la mise en place d'un observatoire pour la gestion des sédiments du Rhône. Etude préliminaire : recherches documentaires sur les sédiments du Rhône et premiers éléments de réflexion. (Etude préliminaire). ZABR – Observatoire des sédiments du Rhône.
- Vauclin, S., Mourier, B., Piégay, H., Winiarski, T., 2020a. Legacy sediments in a European context: The example of infrastructure-induced sediments on the Rhône River. *Anthropocene* 31, 100248. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2020.100248>
- Vauclin, S., Mourier, B., Tena, A., Piégay, H., Winiarski, T., 2020b. Effects of river infrastructures on the floodplain sedimentary environment in the Rhône River. *J Soils Sediments* 20, 2697–2708. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02449-6>
- Vernet, J.P., Scolari, G., 1978. Etude de la pollution des sédiments du Léman et du Bassin du Rhône Campagne 1978 (No. 79 SGN 337 MAR). Université de Genève.
- von Storch, H., Costa-Cabral, M., Hagner, C., Feser, F., Pacyna, J., Pacyna, E., Kolb, S., 2003. Four decades of gasoline lead emissions and control policies in Europe: a retrospective assessment. *Science of The Total Environment* 311, 151–176. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00051-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00051-2)
- Voosen, P., 2018. New geological age comes under fire. *Science* 361, 537–538. <https://doi.org/10.1126/science.361.6402.537>
- Vroblesky, D.A., Nietch, C.T., Morris, J.T., 1999. Chlorinated Ethenes from Groundwater in Tree Trunks. *Environ. Sci. Technol.* 33, 510–515. <https://doi.org/10.1021/es980848b>
- Walling, D., 2012. The role of dams in the global sediment budget. Presented at the Erosion and Sediment Yields in the Changing Environment, Institute of Mountain Hazards and Environment, CAS-Chengdu, China.
- Walters, C., 1986. Adaptive Management of Renewable Resources. Macmillan Publishing Company.
- Ward, J.V., 1998. Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* 83, 269–278. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00083-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00083-9)
- Ward, J.V., 1989. The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8, 2–8. <https://doi.org/10.2307/1467397>
- Ward, J.V., Tockner, K., Schiemer, F., 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity 1 15.
- Warren, L.J., 1981. Contamination of sediments by lead, zinc and cadmium: A review. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical* 2, 401–436. [https://doi.org/10.1016/0143-148X\(81\)90037-9](https://doi.org/10.1016/0143-148X(81)90037-9)
- Watmough, S.A., 1997. An evaluation of the use of dendrochemical analyses in environmental monitoring 5, 21.
- Watmough, S.A., Hutchinson, T.C., 1999. Change in the dendrochemistry of sacred @r close to Mexico City over the past 100 years. *Environmental Pollution* 10.
- Weber, D.E., Walsh, G.E., MacGregor, M.A., 1995. Use of vascular aquatic plants in phytotoxicity studies with sediments, in: *Environmental Toxicology and Risk Assessment, Volume 3*. ASTM International, pp. 187–200.
- Wijbenga, J.H.A., Lambeek, J.J.P., Mosselman, E., Nieuwakamer, R.L.J., Passchier, R.H., 1993. Toetsing uitgangspunten rivierdijkversterkingen. (Eindrapport). Waterloopkundig Laboratorium and European-American Center for Policy Analysis.
- Wilkinson, K.J., Bertsch, P.M., Jagoe, C.H., Campbell, P.G.C., 2002. Surface complexation of aluminum on isolated fish gill cells [WWW Document]. <https://doi.org/10.1021/es00043a012>
- Winterbottom, S.J., 2000. Medium and short-term channel planform changes on the Rivers Tay and Tummel, Scotland. *Geomorphology* 34, 195–208. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(00\)00007-6](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(00)00007-6)
- Wohl, E., 2015. Legacy effects on sediments in river corridors. *Earth-Science Reviews* 147, 30–53. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2015.05.001>
- Wohl, E., Angermeier, P.L., Bledsoe, B., Kondolf, G.M., MacDonnell, L., Merritt, D.M., Palmer, M.A., Poff, N.L., Tarboton, D., 2005. River restoration. *Water Resources Research* 41. <https://doi.org/10.1029/2005WR003985>
- Wójcik, M., Sugier, P., Siebielec, G., 2014. Metal accumulation strategies in plants spontaneously inhabiting Zn-Pb waste deposits. *Science of The Total Environment* 487, 313–322. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.024>
- Xiao, R., Bai, J., Lu, Q., Zhao, Q., Gao, Z., Wen, X., Liu, X., 2015. Fractionation, transfer, and ecological risks of heavy metals in riparian and ditch wetlands across a 100-year chronosequence of reclamation in an estuary of China. *Science of The Total Environment* 517, 66–75. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.052>

Yang, F., Wang, Y., Chan, Z., 2015. Review of environmental conditions in the water level fluctuation zone: Perspectives on riparian vegetation engineering in the Three Gorges Reservoir. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 18, 240–249. <https://doi.org/10.1080/14634988.2015.1040332>

Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., Ma, L.Q., 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of The Total Environment* 368, 456–464. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.016>

Yossef, M.F.M., 2005. *Morphodynamics of Rivers with Groynes* (PhD thesis). Delft University.

Zitko, P., Carson, W.V., Carson, W.G., 1973. Prediction of incipient lethal levels of copper to juvenile Atlantic Salmon in the presence of humic acid by cupric electrode. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 10, 265–271. <https://doi.org/10.1007/BF01684814>

Zitko, V., Carson, W.G., 1976. A mechanism of the effects of water hardness on the lethality of heavy metals to fish. *Chemosphere* 5, 299–303. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(76\)90003-5](https://doi.org/10.1016/0045-6535(76)90003-5)

Zylberblat, M., Roche, P., Pautrat, P., 2011. Le rétablissement de l'axe de migration sur le Rhône : une stratégie partagée. *La Houille Blanche* 22–27. <https://doi.org/10.1051/lhb/2011057>

Table des illustrations

Figures

Figure 1 : « Tableau de bord » de l'activité humaine depuis le début de la révolution industrielle et accélération des années 1950 (Steffen et al., 2005)	21
Figure 2 : Cadre conceptuel du D.P.S.I.R (Technical report No 25/1999)	26
Figure 3 : Concept des quatre dimensions d'un cours d'eau (Ward, 1989)	32
Figure 4 : Illustration de la balance de Lane (adapté par James, 2013)	33
Figure 5 : Composantes du budget sédimentaire à l'échelle d'un tronçon de rivière (Charlton <i>et al.</i> , 2009)	34
Figure 6 : a. Facteurs de contrôle et conditions limites conditionnant la forme d'un chenal (Charlton <i>et al.</i> , 2009) ; b. Interactions entre formes, débit liquide et sédiment des rivières dynamiques proglaciaires (Ashworth and ferguson, 1986) ..	35
Figure 7 : a. Profil longitudinal classique en contexte tectonique stable (Brierley et Fryirs, 2005) ou Bmax : maximum « Bed material size » ; b. Tracés en plan des chenaux fluviaux et principaux facteurs de contrôle (Church 2006, modifié après Church, 1992, basé sur le concept de Mollard, 1973 et Schumm, 1985)	36
Figure 8 : a. Effets en cascade des conditions terrestres sur le [débit liquide, de sédiments, de nutriments inorganiques, de matières organiques] sur la biocomplexité dans les zones fonctionnelles (Thorp <i>et al.</i> , 2006) ; b. Schéma conceptuel de la biocomplexité et de la dynamique du paysage fluvial en plaine alluviale où la taille du texte représente les échelles spatiales et temporelles en relatif, les formes ovales fines en pointillés représentent les mécanismes de rétroaction étudiés principalement par disciplines spécifiées en italique (Poole, 2002)	38
Figure 9 : Interactions entre unités dynamiques hiérarchisées (Poole, 2002) ; chaque ligne représente le même paysage divisé en unités d'échelles spatiales différentes. Les flèches représentent des interactions et rétroactions entre les différentes unités	40
Figure 10 : Modèle conceptuel des relations entre compartiments physiques et écologiques au sein d'un système fluvial anthropisé (Stillwater, 2002)	40
Figure 11 : Carte des différences entre charge sédimentaire "pré-anthropocène" et moderne (QRT model prédictions) (Syvitski et Kettner, 2005)	41
Figure 12 : a. Séquence historique du développement au niveau des cours d'eau d'Europe (Petts, 1987) ; b. Phases d'aménagements et pressions sur les plaines alluviales depuis 1700 (Lewin, 2013)	42
Figure 13 : exemples de cadres conceptuels des relations Société-Hydrosystèmes (issu de Piégay <i>et al.</i> , 2018, adapté de Piégay <i>et al.</i> , 2016 ; Pont <i>et al.</i> , 2009 ; Le Lay et Piégay, 2007)	45
Figure 14 : Confrontation du modèle d'équilibre dynamique métastable (a) et du concept de trajectoire (b) (Piégay <i>et al.</i> , 2018)	46
Figure 15 : Schéma illustrant différentes approches de caractérisations hydrogéomorphologiques basées sur des critères d'échelles temporelle, spatiale et d'échantillonnage	47
Figure 16 : Options de restauration physique des cours d'eau selon la nature des altérations hydro-morphologiques (modifié par Arnaud, 2012 ; d'après Habersack et Piégay, 2008)	48
Figure 17 : Exemples hiérarchisés d'alternatives de restauration exposant les différences en termes de bénéfices, de durabilité, de temps de réponses et de contraintes socio-économiques (adapté de Roni and Beechie, 2005)	49
Figure 18 : Effet « dose » des éléments essentiels et non essentiels	52
Figure 19 : a. Routes des polluants métalliques dans l'environnement (Förstner and Wittman, 1983 ; b. Éléments traces dans les milieux aquatiques (Manahan, 2002)	53
Figure 20 : Interactions des ETM avec leur milieu au sein des différents compartiments de ce milieu	54
Figure 21 : a. Formes chimiques et taille des espèces métalliques dans les eaux naturelles, selon la phase (Flores-Rodriguez, 1992) ; b. Réactions entre les différentes formes des métaux en milieu aqueux (Buffle, 1986)	55
Figure 22 : Modèle conceptuel des interactions eau-sédiment (Miller and Orbock Miller, 2007)	56
Figure 23 : a. Capacité de différents substrats à échanger des cations (Miller and Orbock Miller, 2007, d'après Horowitz, 1991) et b. Formes chimiques des métaux dans le compartiment sédimentaire (Miller and Orbock Miller, 2007)	57
Figure 24 : Présence de divers polluants dans les chroniques sédimentaires du 19ème et du 20ème siècle	58
Figure 25 : Carte du bassin versant du Rhône et ses principaux aménagements (en bleu : affluents majeurs ; géologie simplifiée et découpage adapté de Bravard, 2009. Données BD Carthage, BD Charm-50)	64
Figure 26 : Inondations en 1856 à Lyon, quais de Saône (Source : Domaine public)	67
Figure 27 : Chronologie de la restauration sur le Rhône, des projets locaux aux programmes nationaux (Barthélémy et Armani, 2015)	70

Figure 28 : Schéma des effets de contrepenne sur le courant – profil longitudinal (adapté d’après Combe et Escudié, 1991)	71
Figure 29 : Effet de la hauteur des digues sur les effets de fouille, issu de Combe et Escudié, 1991	72
Figure 30 : a. Courbure maximale et son angle associé ϕ , b. Schéma de la géométrie des ouvrages où la courbure est la plus forte, issus de Combe et Escudié, 1991)	72
Figure 31 : Agencement des différentes infrastructures sur les marges du fleuve a. a. Schéma d’agencement (Bravard et Clemens, 2008) et b. Photographie aérienne prise à Irigny en 1957 (source : SMIRIL)	73
Figure 32 : Changement du profil transversal du Rhône suite aux différentes phases d’aménagement (Modrak 2013, selon Fruget, 1992)	75
Figure 33 : Bilan « pré-restauration » des changements hydrogéomorphologiques et paysagers sur le Rhône (adapté par Riquier, 2015, d’après Roux <i>et al.</i> , 1989)	76
Figure 34 : Evolution planimétrique de trois secteurs court-circuités : Pierre-Bénite (A), Péage-de-Roussillon (B), Donzère-Mondragon (C). NB : les couleurs indiquent les dates de terrestrialisation (Tena <i>et al.</i> , 2019)	80
Figure 35 : Actions entreprises pour la restauration partielle des processus physiques sur les Rhône court-circuités	81
Figure 36 : Ouvrages de correction réalisés sur le Danube, le Rhône et le Rhin (Tricard, Bravard, 1991)	82
Figure 37 : a. Epaisseurs de sédiments dans les casiers Girardon au niveau des dépôts atterris avant et après dérivation dans les secteurs de PBN, PDR, MON et DZM ; b. Evolution des pourcentages de surface atterries à PDR et DZM au cours du 20 ^{ème} siècle (Räpple, 2018)	84
Figure 38 : Synthèse des lithofaciés rencontrés sur les 30 carottages au sein d’un casier de l’île des graviers, PK 55.05 (secteur de Péage-de-Roussillon) (Source : BRGM, 2013)	84
Figure 39 : Interprétation des structures sédimentaires au sein d’un casier de l’île des graviers, PK 55.05 (secteur de Péage-de-Roussillon) à partir d’image de subsurface au radar pédologique et des descriptions des lithofaciés (Source : BRGM, 2013)	84
Figure 40 : a. Concentration en zinc en fonction de l’âge des dépôts dans les carottes C27 et C29 ;	85
Figure 41 : a. Pourcentage de chaque essence sur un train de casier de Péage-de-Roussillon b. Comparaison intersites des fréquences de chaque essence (Modrak, 2013) ; PLAT –A étant une forêt mature, PBN (Pierre-Bénite), PDR (Péage-de-Roussillon), MON (Montélimar), DZM (Donzère-Mondragon) et DROM-D, un échantillonnage sur un autre cours d’eau, la Drôme. Les suffixes « B » correspondent aux surfaces émergées durant la période pré-dérivation et « C » à la période post-dérivation (Räpple, 2018).	86
Figure 42 : Modèle conceptuel interdisciplinaire développé pour identifier les interventions (rectangles aux bords arrondis) à envisager dans les casiers Girardon en fonction de leurs caractères (rectangles noirs) et des potentialités (textes et rectangles bleus) ; (Thorel <i>et al.</i> , 2018)	87
Figure 43 : Vues aériennes de champs d'épis	88
Figure 44 : Action sur le courant en fonction de l'angle de l'épis avec la berge (Barkdoll <i>et al.</i> , 2007)	89
Figure 45 : Configuration en plan des épis (adapté de Blazejewski <i>et al.</i> , 1995)	89
Figure 46 : Paramètres géométriques des champs d'épis (McCoy, 2006)	89
Figure 47 : Canevas multi-scalaires des contrôles et processus jouant sur la relation champs d'épis-chenal (Yossef, 2005)	90
Figure 48 : Patrons de recirculation des courants selon divers paramètres (les couleurs des schémas 3D font correspondre les patrons 2D aux profondeurs des tourbillons en 3D ; les sources sont notifiées directement sur la figure)	91
Figure 49 : Classification des patrons sédimentaires dans les champs d'épis (adapté de Sukhodolov <i>et al.</i> , 2002)	92
Figure 50 : Objectifs et méthodologie dédiée	95
Figure 51 : Carte de localisation des sites d'étude au sein du bassin versant du Rhône	96
Figure 52 : cartes anciennes de 1860, 1897 et 1910 – aperçus échantillonnés à PDR	97
Figure 53 : Process SIG de création des données vectorielles	99
Figure 54 : Emprises spatiales des structures d'endiguements	100
Figure 55 : Principe d'échantillonnage pour les correspondances topographiques des patrons 2D	104
Figure 56 : Traitement et interprétation du signal GPR (par T.Winiarski, pour l'OSR4, 2018)	105
Figure 57 : Localisation des transects GPR à Péage-de-Roussillon (PK = Point kilométrique)	106
Figure 58 : Concentration en nickel et en zinc en fonction de la classe granulométrique dans des sédiments du bas Rhin (modifié par Miller <i>et al.</i> , 2007, à partir de Förstner et Wittman, 1981)	108
Figure 59 : Modalités de prélèvements à la tarière pédologique des échantillons sédimentaires	109
Figure 60 : Graphiques comparant les concentrations estimées par XRF, SAAF et ICP pour le zinc, le plomb, le nickel et le cuivre (<i>Droites de régression tracées, équation et coefficient de détermination associés</i>)	113
Figure 61 : Paramètres du jeu de données échantillons de surface PDR avec a. Tableau récapitulatif des paramètres du jeu de données ; b. Schéma des relations de corrélation et c. Corrélogramme (les coefficients barrés sont non statistiquement significatifs)	118

Figure 62 : Distributions du fer et du ratio fer/Fraction SF3 [0,63µm-2µm]%	118
Figure 63 : a. Distributions des teneurs en ETM, b. Distributions statistiques des éléments rapportés au pourcentage de la Sous-Fraction 3 i.e. [0,63µm-2µm], et c. Distributions statistiques des éléments rapportés au fer	119
Figure 64. Distributions des teneurs en éléments rapportés aux paramètres auxquels ils sont corrélés (CARB = teneur en carbonates ; MO = teneur ne matière organique)	119
Figure 65 : Localisation des sites d'échantillonnage de la végétation (sous-secteur d'Arcoules, PDR).....	124
Figure 66 : Contexte sédimentaire et localisation des sites d'échantillonnage des sédiments (sous-secteur d'Arcoules, PDR)	125
Figure 67 : Carte de l'empreinte urbaine de l'agglomération lyonnaise (Source : SPIRAL, 2004).	128
Figure 68 : Carte des espaces protégés du secteur de Péage-de-Roussillon (Source : Association. Amis de la Platière, 2012).....	129
Figure 69 : Surface (a) et élévation relative moyenne (b) des casiers Girardon	131
Figure 70 : Vues aériennes des secteurs de PBN, PDR, MON et DZM - localisation et types d'endiguement	132
Figure 71 : Feuillet de l'Atlas des Ponts et Chaussées (1860) montrant des digues antérieures à la première phase d'aménagement (PK 193 à PK 194) du secteur de Donzère-Mondragon	134
Figure 72 : Evolution de la bande active à PBN, PDR, MON et DZM selon les deux phases d'aménagement	135
Figure 73 : Profil en long du fond du lit du Rhône selon le secteur d'étude (données sources : Parrot, 2015)	136
Figure 74 : Mesures de réhabilitation à PDR (source : n.d.)	137
Figure 75 : Engineering installation encountered on by-passed reaches	144
Figure 76 : a. Map location of the four studied reaches on the Rhône river basin; b. General characteristics of the studied reaches (Gaydou,2013 ; Olivier <i>et al.</i> , 2009; Doutriaux, 2004). Kilometre points begin in Lyon at KP = 0	144
Figure 77 : Distribution of the dike fields on each reach	145
Figure 78 : Illustration of the calculation done for each of the parameters used to explain the terrestrialization pattern of dike-fields.....	149
Figure 79 : Terrestrialization evolution within the dike fields throughout the 20th century	151
Figure 80 : Classification of terrestrialization patterns within the dike structure extents: from Sukhodolov classification (2002) to GIS production and adapted typology	152
Figure 81 : Correspondence between planimetric patterns and topography of structures (coloured arrows correspond to the planimetric transect).....	153
Figure 82 : a. Percentage of terrestrialized surface according to the average submersion frequency of the dike structures;	154
Figure 83 : Before- after diversion water line and dike relative elevation changes (P1: inflection point 1; P2: inflection point 2)	156
Figure 84 : Percentages of terrestrialized surface before diversion, after diversion (first date available) and [2000s] percentages	157
Figure 85 : Percentages of terrestrialized surface comparisons between the first available date after diversion and 2000s series	157
Figure 86 : Mean relative elevation of the dike structures to the water level at low flow, terrestrialized surfaces percentages and pattern zonation according to an upstream-downstream gradient in pre- and post-diversion conditions.....	158
Figure 87 : Before (BD) and after diversion (AD) terrestrialized percentage according to dike field geometric parameters (Area, Width/length ratio; with circle = closed structure, triangle = opened structures).....	158
Figure 88 : Before (BD) and after diversion (AD) terrestrialized percentage according to bank morphology.....	159
Figure 89 : Terrestrialized surface percentages according to the pattern (a) before and after (b) diversion	160
Figure 90 : 1945 MRD, 2010 MRE and submersion frequency according to patterns	161
Figure 91 : Dike field area and width/length ratio according to the "post-diversion" patterns	162
Figure 92: Before/after diversion longitudinal dike parameters (closed fields)	163
Figure 93 : Mean relative elevation/ vertical distance of the longitudinal dike to the water line before and after diversion (BD: before diversion and AD: after diversion).....	164
Figure 94: Before (a) and after "[2000s]" (b) percentage of terrestrialized surfaces according to the structure type and the reaches.....	167
Figure 95 : Percentages of terrestrialized surface before diversion, no long after diversion and in the 2000s	168
Figure 96: Before (a) and after (b) diversion pattern and trajectory (c) occurrences according to the reach and the type structure	169
Figure 97: Dike field extent according to reach and structure types	171
Figure 98 : Submersion frequency of dike structures according to the reach.....	171
Figure 99 : 1945 MRD and 2010 MRE according to the reach and the structure type	172

Figure 100: inter-reach comparisons of dike fields characteristics (area, width/length ratio, submersion frequency 2010 MRE, 1945 MRD, WL and talweg evolution recorded by dike fields)	172
Figure 101 : Longitudinal dike 1945 MRD, 2010 MRE and 2010 Minimum RE according to the reach	173
Figure 102 : Water line evolution recorded by dike field according to an upstream-downstream gradient	173
Figure 103 : Talweg evolution recorded by dike field according to the reach (a) and the upstream-downstream gradient (b)	174
Figure 104 : Overview of each reach characteristics.....	175
Figure 105 : Reach characteristics and associated terrestrialisation patterns: PCA based on a set of variables related to hydrological connectivity proxies and geometric indicators (for before and after diversion situation).....	176
Figure 106 : [Just after diversion - 2000s] evolution of terrestrialized surfaces (%) in dike fields; according to an upstream-downstream gradient; with submersion frequency and structure type as illustrative variable.....	180
Figure 107 : Water line changes occurred by diversion.....	181
Figure 108 : Low spots, breaches in the dykes like hydrological connection points (Lidar DEM data)	182
Figure 109 : Dike fields characteristics and associated patterns: PCA built from hydrological connectivity proxies and geometric indicators (for before and after diversion situation).....	183
Figure 110 : Terrestrialization evolution according to control factors.....	188
Figure 111 : General overview of the terrestrialization processes according to the reaches	189
Figure 112 : Terrestrialization evolution in of some dike fields (blue = opened fields; grey = closed fields; purple =special configurations) at PBN (PK 9).....	190
Figure 113 : Terrestrialization evolution in of some dike fields (blue = opened fields; grey = closed fields; purple =special configurations) at PDR (PK 53).....	191
Figure 114 : Terrestrialization evolution in of some dike fields (blue = opened fields; grey = closed fields; purple =special configurations) at MON (PK 155)	192
Figure 115 : Terrestrialization evolution in of some dike fields (blue = opened fields; grey = closed fields; purple = special configurations) at DZM (PK 181.5)	193
Figure 116 : Elévation relative à la ligne d'eau de 2010 (2010 MRE) selon la chronologie de terrestrialisation des surfaces au sein des endiguements Girardon (calculée sur 216 structures d'endiguement à PDR ; les <i>n</i> indiqués correspondent au nombre d'individus, i.e de structures qui ont une période de terrestrialisation correspondant à la fenêtre temporelle.)	197
Figure 117 : Typologie de patrons d'atterrissement au sein des structures Girardon (<i>cf.</i> chapitre 6).....	198
Figure 118 : Transects topographiques et leur carte de localisation au niveau de patrons latéraux.....	199
Figure 119 : Transects topographiques et leur carte de localisation au niveau de patrons concentriques	200
Figure 120 : Transects topographiques et leur carte de localisation au niveau de patrons « after dam strip »	201
Figure 121 : Exemple de transects topographiques et leur carte de localisation au niveau de patrons complexes.....	202
Figure 122 : Epaisseurs de sédiments fins (a) et grossiers (b) selon la chronologie de terrestrialisation des surfaces	203
Figure 123 : Radargramme « A » traversant un train de casiers (succession de structures fermées) à PDR (PK 55, rive gauche) et sa contextualisation chrono-planimétrique	207
Figure 124 : Mise en relation des cuvettes de déposition de sédiments fins récentes (zone orangées) avec les points bas identifiés sur le transect topographique de la digue longitudinale des structures Girardon (PK 55, rive gauche)	207
Figure 125 : Radargramme « B » traversant des champs d'épis (succession de structures ouvertes) à PDR (PK 54, rive droite) et sa contextualisation chrono-planimétrique. Source des radargrammes interprétés : T.Winiarski (ENTPE, OSR4).....	208
Figure 126 : Evolution de la topographie des marges alluviales du Rhône selon les phases d'aménagements.....	210
Figure 127 : Comparaison de Radarfaciès observés par Beres <i>et al.</i> (1999) et de Regli <i>et al.</i> (2002) à partir d'antenne 50 MHz et sur les radargrammes de PDR obtenus à 200 MHz (adapté de Regli <i>et al.</i> , 2002).....	210
Figure 128 : Exemple de caractérisation multicritère des « legacy sediments » en plaine alluviale à PDR (issu de Vaucelin <i>et al.</i> , 2020)	211
Figure 129 : Sous-échantillon de radargramme pour un focus sur la différence de textures entre la couche d'alluvions grossières correspondant à l'ancien lit du Rhône et la couche subjacente de « legacy sediment » à texture fine. <i>Ligne rouge = toit de graviers, traits rouges verticaux : sondages à la perche, ligne jaune = interprétation des réflecteurs au niveau de la zone de rejet des sondages à la perche</i>	211
Figure 130 : Fosse de dissipation mise en évidence par l'interprétation des radarfaciès sur la partie 2 du GPR B	213
Figure 131 : ACP (centrée-réduite) ayant pour variables actives les concentrations en zinc, plomb, nickel, cuivre, fer et strontium (analyses XRF sur fraction fine) et pour variables illustratives le secteur de provenance (PBN, PDR, MON et DZM). <i>Les cercles plus grossiers correspondent au centre d'inertie du nuage de points qu'ils représentent</i>	219
Figure 132 : Concentrations en zinc, plomb, nickel, cuivre, fer et strontium (Analyses au FP –XRF sur fraction fine <63µm, teneurs corrigées cf. section 4.1.3) selon le secteur de provenance (PBN, PDR, MON et DZM)	220

Figure 133 : Relation de corrélation entre les teneurs en zinc, plomb, nickel, cuivre, fer et strontium (analyses XRF sur fraction fine) selon le secteur.....	222
Figure 134 : Concentrations en zinc, plomb, cuivre, nickel, et fer par profil (1 boxplot = 1 profil sédimentaire), selon le gradient amont-aval (KP =Kilomètre Point)	224
Figure 135 : a. Localisation, chronologie et b. Contexte topographique des profils sédimentaires à PDR classés selon le PK 226	
Figure 136 : Teneurs en zinc, plomb, cuivre, nickel et fer en fonction des fenêtres temporelle de début d'atterrissement des zones considérées (valeurs détaillées en Annexe 8)	228
Figure 137 : Courbes de densité des teneurs en zinc, plomb, cuivre, nickel et fer (mg/kg) en fonction des fenêtres temporelle de début d'atterrissement des zones considérées	229
Figure 138 : Teneurs en zinc et en plomb – en fonction de la profondeur – des profils qui se démarquent (Secteur PBN : entre PK 6.83 et 12.55 ; Secteur PDR : entre 52.51 et 61.22)	230
Figure 139 : Teneurs en zinc, plomb, nickel, cuivre et fer des profils sédimentaires selon la profondeur, et selon la période de début d'atterrissement du dépôt.....	231
Figure 140 : Teneurs en zinc, plomb et nickel (mg/kg) en fonction de la fréquence de submersion (jr/an) au point d'échantillonnage.....	234
Figure 141 : Signature en plomb et en zinc selon la période de début d'atterrissement des zones considérées.....	238
Figure 142 : a. Terrestrialisation intra-endiguement au cours du 20ème siècle ;	240
Figure 143 : <i>Terrestrialisation</i> et végétalisation du train de casiers situé au PK 52.5 (rive droite) de 1948 à 2009	241
Figure 144 : Occupation du sol (en m ²) dans les 13 casiers du champ de digues PK 52.5 (rive droite) entre 1974 et 2009.....	242
Figure 145 : Photographies du casier 12 en 1948 et en 2009	242
Figure 146. a. Teneurs en zinc, plomb, cuivre et nickel dans les profils sédimentaires ; b. Localisation des profils sédimentaires prélevés à la tarière pédologique et analysés au XRF portable, selon la chronologie de terrestrialisation	244
Figure 147 : Teneurs en zinc, plomb, cuivre et nickel dans les profils sédimentaire du PK 52.5.....	244
Figure 148 : Concentrations des sédiments de surfaces en arsenic et cadmium par ICP-MS. Sources - photographies : IGN, données de chimie : Laboratoire SPIN, Ecole des Mines de St-Etienne - Prélèvements de surface Août 2016 – Analyses sur la fraction < 63 µm	245
Figure 149 : Concentrations des sédiments de surfaces en plomb et chrome par ICP-MS. Sources - photographies : IGN, données de chimie : Laboratoire SPIN, Ecole des Mines de St-Etienne - Prélèvements de surface Août 2016 – Analyses sur la fraction < 63 µm	246
Figure 150 : Concentrations des sédiments de surfaces en zinc (A) et nickel (B) par ICP-MS. Sources - photographies : IGN, données de chimie : Laboratoire SPIN, Ecole des Mines de St-Etienne - Prélèvements de surface Août 2016 – Analyses sur la fraction < 63 µm	247
Figure 151 : Concentrations des pools foliaires en métaux.....	249
Figure 153 : Localisation des individus prélevés.....	250
Figure 154 : ACP réalisée à partir des teneurs des 20 principaux métaux détectés à l'ICP-MS et AES dans les 30 carottes dendrologiques (AN = <i>Acer negundo</i> , PN = <i>Populus nigra</i> , SA = <i>Salix alba</i>). Les cercles plus grossiers correspondent au centre d'inertie du nuage de points qu'ils représentent.	251
Figure 154 : Concentrations (en mg/kg) de 20 principaux éléments détectés à l'ICP-MS dans les 30 carottes dendrologiques, selon l'essence, le casier et la date de terrestrialisation des surfaces. (mg/kg ; analyses par ICP-MS)	252
Figure 155 : Concentrations en Baryum, calcium, cuivre, Phosphore, strontium, zinc des carottes dendrologiques selon le casier de provenance (mg/kg ; analyses par ICP-MS).....	255
Figure 156 : Concentrations en cadmium, cuivre, Phosphore, soufre, titane, zinc selon l'essence des individus d'où proviennent les carottes dendrologiques (mg/kg ; analyses par ICP-MS)	256
Figure 157 : Phases d'aménagements et évolution du Rhône : de l'anthropisation à la réhabilitation.....	266
Figure 158 : Schéma d'aide à la décision sur le devenir des endiguements Girardon	275

Tableaux

Tableau 1 : Alternatives pour la limite Holocène - Anthropocène (échelle de temps en années civiles calibrées avant le présent : « B.P. ») (Lewis et Maslin, 2015).....	22
Tableau 2 : Terminologie de la « restauration » et définition générale (selon Roni et Beechie, 2013).....	29
Tableau 3 : Unités géomorphologiques du chenal (Figures et définitions selon Charlton, 2009 ; Knighton, 1998)	37
Tableau 4 : Organisation hiérarchisée des hydrosystèmes et relation aux temps et à l'espace des différentes unités (adapté d'après Poole, 2002 ; d'après Frissell et al., 1986)	39

Tableau 5 : Impacts et aménagements communément rencontrés sur les rivières européennes (Habersack and Piégay, 2007)	43
Tableau 6 : Processus opérant dans les écosystèmes fluviaux et leurs impacts à l'échelle du bassin versant, du chenal (Roni and Beechie, 2013)	44
Tableau 7 : Stratégie conventionnelle versus adaptative concernant les objectifs de gestion (Walters, 1986)	49
Tableau 8 : Processus affectant le cycle des polluants dans les systèmes aquatiques (Förstner, 1989)	54
Tableau 9 : Classification des éléments selon leur toxicité et leur disponibilité dans l'environnement	59
Tableau 10 : Caractéristiques du Rhône et de ses principaux affluents (Olivier et al., 2009)	65
Tableau 11 : Caractéristiques hydrologiques du Rhône et de ses principaux affluents (Riquier, 2015)	66
Tableau 12 : Dates clefs du contexte normatif ou des programmes d'actions concernant la gestion ou et la restauration sur le Rhône (adapté et complété à partir de Barthélémy et Souchon, 2009)	69
Tableau 13 : Evolution de l'ingénierie des digues installées sur le Rhône à la fin du 19ème siècle	72
Tableau 14 : Aménagements classés dans l'ordre chronologique de mise en service (selon Bravard et Clemens, 2008) – la numérotation correspond aux installations identifiées sur la carte de la Figure 18.	74
Tableau 15 : Impacts cumulés et changements hydrogéomorphologiques	78
Tableau 16 : Quelques exemples d'utilisation d'épis à travers le monde	88
Tableau 17 : cartes anciennes utilisées	97
Tableau 18 : Séries temporelles d'images aériennes utilisées	98
Tableau 19 : Logique de sélection des différentes séries temporelles pour caractériser l'évolution du tronçon de PDR	99
Tableau 20 : Données vectorielles produites sur l'ensemble des secteurs	101
Tableau 21 : Variables de caractérisation des structures d'endiguement et de leur relation au chenal	103
Tableau 22 : Localisation des transects échantillonnés	104
Tableau 23 : Nombre d'échantillons par secteur	110
Tableau 24 : Jeux de données et analyses associées	110
Tableau 25. Corrélation entre XRF-ICP (n= 32) et XRF-SAAF (n=33)	112
Tableau 26 : Statistiques sur les écarts des estimations entre XRF-ICP (n= 32) et XRF-SAAF (n=33)	114
Tableau 27 : Jeux de données et analyses disponibles pour la caractérisation granulométrique, de teneurs en MO et en carbonates.	116
Tableau 28 : Pourcentage de matière organique (MO) présent dans des échantillons provenant de profils verticaux ou prélevés en surface	116
Tableau 29 : Pourcentage de carbonate présent dans des échantillons provenant de profils verticaux ou prélevés en surface	116
Tableau 30 : Fonds géochimiques proposés par Dendeviel et al. (2020) pour les sédiments du Rhône	121
Tableau 31 : TEC, PEC et S1 pour les 4 éléments d'intérêt (d'après McDonald, 2000 et l'arrêté du 09 août 2006)	122
Tableau 32 : informations générales sur les différents secteurs (Source : CNR ; jeu de données : Rapple, 2018)	127
Table 33 : Dike fields within each studied reach	145
Table 34 : Characteristics of the photograph series	146
Table 35 : Examples of RMSE by photographic series	147
Table 36 : Variables describing dike structures geometry and their relationship to the channel	149
Table 37 : Terrestrialization pattern description	152
Table 38 : Pre- and Post-diversion pattern and pattern trajectory occurrences	159
Tableau 39 : Pattern occurrences according to the structure type	165
Tableau 40 : Surface, volume de sédiments fins et grossiers selon la chronologie planimétrique d'atterrissement observée dans les structures Girardon (n =147)	204
Tableau 41 : Teneurs métalliques des échantillons prélevés sur des profils verticaux dans les casiers	215
Tableau 42 : Teneurs métalliques des échantillons prélevés sur des profils verticaux dans les casiers en regard de la norme S1 (Analyses au FP –XRF sur fraction fine <63µm, teneurs corrigées cf. section 4.1.3)	216
Tableau 43 : Facteurs de contamination (CF) et Indices de géo-accumulation (I_{geo})	217
Tableau 44 : Facteurs de contamination et Indices de géo-accumulation selon le secteur	221
Tableau 45 : ANOVA avec permutations sur les données ICP-MS et AES, comparant les teneurs en fonction des essences, de la date du début de l'atterrissement et du casier de provenance.	254

Annexes

ANNEXE 1. Article – Tena *et al.*, 2020. Cumulative effects of channel correction and regulation on floodplain terrestrialisation patterns and connectivity.

ANNEXE 2. Article –Thorel *et al.*, 2018. Socio-environmental implications of process-based restoration strategies in large rivers: should we remove novel ecosystems along the Rhône (France)?

ANNEXE 3. Protocoles des analyses chimiques et granulométriques (Chapitre 4)

ANNEXE 4. Supplementary material du Chapitre 6

ANNEXE 5. Etude diachronique du site « GPRA » (ici numéroté GPR5) à Péage de Roussillon (source des photographies : IGN) (Chapitre 7)

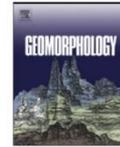
ANNEXE 6. Caractérisations temporelle et topographique des prélèvements sédimentaires (identifiés par leur PK) – Cartes et profils topographiques à PBN, PDR, MON et DZM (Chapitre 8)

ANNEXE 7. Tableau bilan des caractéristiques spatio-temporelles des profils sédimentaires verticaux prélevés à PBN, PDR, MON et DZM (Chapitre 8)

ANNEXE 8. Teneurs en EM (mg/kg) des sédiments des profils verticaux selon la date de terrestrialisation de la zone de prélèvement (Chapitre 8)

ANNEXE 9. Teneurs par élément dans les carottes dendrologiques de PDR selon le casier (Chapitre 9)

ANNEXE 10. Teneurs en EM (mg/kg) dans les carottes dendrologiques selon l'essence (Chapitre 9)



Cumulative effects of channel correction and regulation on floodplain terrestrialisation patterns and connectivity



A. Tena ^{a,*}, H. Piégay ^a, G. Seignemartin ^b, A. Barra ^c, J.F. Berger ^c, B. Mourier ^d, T. Winiarski ^d

^a CNRS, UMR5600, Laboratoire EVS, Lyon, France

^b Université Lyon 2, Laboratoire EVS, UMR5600, Lyon, France

^c CNRS, UMR 5600, IRG-Université Lyon 2, Lyon, France

^d CNRS, UMR 5023, ENTPE - LEHNA, Vaux-en-Velin, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 24 May 2019

Received in revised form 7 January 2020

Accepted 8 January 2020

Available online 13 January 2020

Keywords:

Rhône River

River engineering

Groyne fields

River regulation

Connection frequency

Sedimentation

Metal content

River narrowing

ABSTRACT

One of the main drivers of overbank fine deposition and floodplain formation is the hydrological connectivity between the channel and the floodplain. Channel correction (i.e., groyne field construction within the main flow channel and secondary channel disconnections) and flow regulation can typically lead to a disconnection of riverine floodplains and disturbances that directly affect terrestrialisation. Channel correction and flow regulation can sometimes occur successively, and it is challenging to distinguish the roles of each. This work attempts to assess the respective effects of two phases of channel regulation (correction versus flow regulation) on floodplain terrestrialisation by comparing three bypassed reaches of the Rhône, France (Pierre-Bénite, Péage-de-Roussillon and Donzère-Mondragon). We applied a transversal methodology coupled with GIS analysis (old maps, Orthophotos, DEM's, etc.) to understand processes of channel-planform evolution, conducted a sediment survey (metal rod) to assess floodplain terrestrialisation, and performed sediment sampling (manual auger) to obtain surface sediment metal content levels (X-ray Fluorescence and Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry). We found a general trend of channel narrowing within the three reaches, among which approximately 40% was found to be associated with correction works while 20% was attributed to flow lowering caused by channel bypassing. The number of flowing channels in all sections declined significantly, and local anabranching reaches evolved into very stable single thread channels. Overbank sedimentation declined significantly over the period, with very high sedimentation levels observed immediately after correction works and with very low sedimentation levels observed after diversion. We also found overbank flooding (in the number of days per year) decreased while fine sediment thickness increased. Similarly, the highest concentrations of metals (Zn, Pb, and Cu) were found to be associated with a low connection frequency and vice versa. When similar 2-staged terrestrialisation patterns are observed in all three reaches, they differ in chronology and driving factors because of their longitudinal positioning and specific local conditions.

© 2020 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Rivers and their valleys have been historically modified and transformed in Europe and throughout the northern hemisphere to satisfy human demands for flood control, navigation, agriculture, and more recently hydro-electric power production and industry proposals. These activities have produced a series of transformations that have radically altered river morphologies and associated ecosystems (Petts, 1984, 1989; Dynesius and Nilsson, 1994; Nilsson and Berggren, 2000; Tockner and Stanford, 2002; Gregory, 2006). The main cause of the ecological alteration of rivers is hydrologic disconnection (Wohl, 2004) in its longitudinal, lateral and vertical dimensions (Ward, 1998). For

example, navigation infrastructures such as artificial levees, canals, gravel dredges and flow regulation systems (Ward, 1998; Amoros and Bornette, 2002) typically lead to a lateral disconnection of riverine floodplains (Ward and Stanford, 1995; Cowx and Welcomme, 1998). This reduced lateral connectivity also decreases floodplain productivity, nutrient exchange, and dispersal of biota between the river and floodplain wetlands (Jenkins and Boulton, 2003). Moreover, floodplains also contribute as retention areas for flood water (Somlyódi, 2011) and groundwater storage (Stanford, 1998). Floodplains, by its nature, connect lotic, riparian and groundwater environments, and organisms relying in its habitats (i.e., fish, macroinvertebrates, etc.) and the disconnection of floodplain habitats can result in a decline in ecological diversity (Nijland and Cals, 2001; Tockner and Stanford, 2002; Nilsson et al., 2005; Roni et al., 2019). Structures such as weirs and dams that are created for hydropower production, drinking water supply, irrigation and

* Corresponding author.

E-mail address: alvaro.tena-pagan@ens-lyon.fr (A. Tena).

flood protection can interrupt the longitudinal continuity of rivers as a physical barrier to the migration of fish and other biota, but also by altering the natural transfer of water and sediment (Nilsson et al., 2005; Auble et al., 1994; Nilsson and Jansson, 1995; Nilsson et al., 1997; Jansson et al., 2000; Merritt and Cooper, 2000). In general terms, ecological consequences of hydromorphological alterations include the reduction of complexity, dynamism and biodiversity (Elosegi et al., 2010).

Many different techniques have been used to improve or rehabilitate floodplains and their associated habitats. These include but are not limited to facilitating river continuity (i.e., longitudinal connectivity), floodplain reconnection (i.e., lateral connectivity) and the re-naturalization of flow regimes below dams (i.e., inter and intra annual variability, flood magnitude and frequency) (Tockner et al., 1998; Simons et al., 2001; Coops et al., 2003; Kondolf et al., 2006; Shields Jr. et al., 2011; Magilligan et al., 2016). In addition, other techniques such as riparian planting or invasive species removal, and the placement of logs, log-jams, boulders and other structures are commonly implemented as part of floodplain restoration (Roni et al., 2019). The importance of lateral connectivity between a floodplain and its main channel has been highlighted as the hydrological connectivity of river–floodplain ecosystems, and is linked to high levels of biological diversity (Ward, 1998; Schiemer et al., 1999; Ward et al., 1999). Lateral in-channel hydraulic structures (dikes, riprap protection, and groyne fields) limit potential shifting (Depret et al., 2017) and floodplain rejuvenation, promoting continuous overbank fine aggradation and disconnection from potential effects on river discharge capacities. The removal of such infrastructures can thus help re-connect floodplains and side channels with the main river stem and restore lateral connectivity.

Artificial reconnection can however, also have negative effects (Wohl et al., 2005; Kondolf et al., 2006). For example, artificial floodplain reconnection achieved through the removal of in-channel hydraulic structures involves addressing other critical questions linked to sediment quantity and quality management. These structures may act as sediment traps where fine deposited sediment is often contaminated with pollutants or nutrients (Schwartz and Kozerski, 2003). Hence, measures based on groyne, riprap and dike removal for re-naturalising fluvial processes may remobilize and distribute contaminated sediments, affecting downstream river reaches. This is one of the main drawbacks of river restoration projects in European large rivers (i.e., Rhône, Rhine, Danube, etc.), which sometimes exceed levels outlined in sediment quality guidelines (Middelkoop, 2000; Woitke et al., 2003; Meybeck et al., 2007; Bird et al., 2010), compromising river ecology and human health. The literature provides detailed examples of bed changes observed in large rivers (Phillips, 2003; Habersack and Piégay, 2007; Ghoshal et al., 2010; Downs et al., 2013; Arnaud et al., 2015). However, alluvial plain responses to such changes in a multi-driver context have rarely been studied, even if they are among the most altered and threatened environments (Tockner and Stanford, 2002). Table 1 shows a selection of works analysing river responses associated with multiple drivers of change. In these works causal factors are often well identified, however, most of them assess the impacts as cumulative river responses, and the single effects of each are not well discerned or hierarchized. Moreover, when examining large rivers, studies frequently focus on a limited section, and few studies examine longer reaches, which allow one to conduct comparative analyses useful for detecting differences and similarities between reaches and for identifying main drivers by deduction. The identification of main drivers of channel change is crucial for river managers to implement successful restoration strategies (Downs and Piégay, 2019).

In this work the river–floodplain responses associated with main drivers of change have been evaluated in a large river. Like most of Europe's large rivers, the Rhône River has an extensive legacy of human impact. Engineering work began in the mid-nineteenth century (Poinsart, 1992; Bravard and Gaydou, 2015) with the systematic narrowing and deepening of groyne fields combined with longitudinal structures for improving navigation. This continued into the second

half of the twentieth century when flow regulation was applied for hydroelectric generation purposes (Bravard and Gaydou, 2015). The Rhône River was corrected and its historical course was bypassed with a series of 17 run-of-the-river dams from Lake Geneva to the Camargue Delta. In this context, the Rhône River provides a great framework to study river responses associated with different drivers of change.

The objective of this work is to assess the individual effects of the two phases of river modification (channel correction and flow diversion) on floodplain terrestrialisation and connectivity, and evaluate the river response to those phases across time and space. Understanding terrestrialisation as the process affecting the channel-margin aquatic terrestrial transition zone (ATTZ; Junk et al., 1989; Tracy-Smith et al., 2012) whereby pioneer communities invade the former aquatic zone (mainly lentic features) as a result of dewatering or sedimentation, favouring floodplain development.

The approach is comparatively applied to three bypassed reaches that have been subjected to similar human impacts and we use potential controlling factors to separate respective effects of the two regulation phases with potential reach replications (Downs and Piégay, 2019). Moreover, the three sites show clear differences in the chronology of such impacts as well as distinct characteristics. Different fine sediment fluxes and geochemical backgrounds have been identified in the Rhône River by Depret et al. (2017) and Citterio and Piégay (2009), who find higher levels of sedimentation in former channels of downstream reaches that have developed because of higher suspended sedimentation fluxes originating from the Isère Tributary. Such a comparison of reaches should be useful for determining how local features to be used to explain differences in terrestrialisation processes. The understanding of spatial and temporal changes of the natural river–floodplain system induced by river correction and hydropower plant construction is essential for present and future environmental management strategies in the Rhône River, or in other rivers impacted by several drivers of change.

2. Study area

The Rhône River is one of the largest rivers in Western Europe and the most important within the Mediterranean Basin after the Nile River. The Rhône River Basin is the third largest in France, draining a total area of 98,500 km² (90,500 km² in France). Altitudes in the basin vary from 4800 m in the Mont Blanc Massif to sea level in the Camargue Delta (Fig. 1A). The mean annual discharge level at the gauging station farthest downstream (Beaucaire) is 1720 m³ s⁻¹ (Olivier et al., 2009). The highest flows recently recorded were in December 2003, when the flow was 12,000 m³ s⁻¹ in Beaucaire while the 100 yr flood (i.e., Q₁₀₀) generated a level of 10,300 m³ s⁻¹ (Provansal et al., 2012), and the highest level recorded was estimated at 13,000 m³ s⁻¹ during the historic 1840 flood (Bravard, 2010).

From a geological point of view, the Rhône basin is highly variable (the Rhône traverses three mountain ranges – the Alps, the Jura, and the Massif Central), with several major and widely differing tributaries (e.g., Ain, Saône, Isère, Ardèche, Durance), and a valley partially covered by glaciers during the last glaciation periods (the Riss and the Würm). It results in a heterogeneous system characterized by alternating reaches of fixed and mobile channel beds, incised valleys and wide floodplains, and highly distinct sediment inputs (Bravard, 2010).

Over the last two centuries, the Rhône has been heavily modified. Channel modifications began in the second half of the eighteenth century with the construction of longitudinal unsubmersible dykes to protect the population from flooding (Fruget, 1992; Guerrin, 2015). River training continued through the second half of the nineteenth century with the first major development phase, with the channel correction. Such correction is based on a set of modifications such as the construction of groyne fields with each groyne connected to the others by submersible dykes almost continuous from Lyon to Arles, the formation of engineered channel margins referred to as 'Casiers Girardon' and the

Table 1
Main drivers of change and channel responses in the literature.

Reference	River	Country	Study reaches (km or km ²)	Main Drivers of change	Channel responses	Methods
Allred and Schmidt (1999)	Green River	EEUU	25 km	Flow regulation/Climate change/Vegetation colonisation	Channel narrowing/ Bed degradation	Planform changes (Aerial imagery)/Bed elevation changes (cross sections), dendrochronology
Arnaud et al. (2015)	Upper Rhine	France	50 km	Flow regulation/Bank protection	Channel narrowing/Bed elevation changes (erosion and aggradation)/Floodplain sedimentation	Planform changes (Aerial imagery)/Bed elevation changes
Cadol et al. (2010)	Canyon del muerto Canyon de Chely	EEUU	50 km	Flow regulation/ Land use changes	Planform change/Channel narrowing/Vegetation encroachment	Planform changes (Aerial imagery, historical maps)
David et al. (2016)	Middle Garonne	France	90 km	Flow regulation/Bank protection/Gravel Mining	Channel narrowing/ Bed degradation/Floodplain stabilization	Planform changes (Aerial imagery, historical maps)
Downs et al. (2013)	Lower Santa Clara	EEUU	55 km	Numerous natural and human drivers of change (Ranching, Irrigation, Regulation, Wildfires, earthquakes, etc.	Changes in channel width/Bed degradation	Planform changes (Aerial imagery)/Bed elevation changes (cross sections), GSD
Fitzpatrick et al. (2009)	North Fish Creek	EEUU	121 km ²	Deforestation/Land use changes/Floods	Channel widening/Bed elevation changes (erosion and aggradation)/Floodplain sedimentation, Changes in sediment delivery	Planform changes (Aerial imagery, historical maps)/Bed elevation changes(cross sections)/Hydraulic and sediment transport modelling/Core analysis (Radiocarbon, Caesium, Metal tracers)
Ghoshal et al. (2010)	Lower Yuba	EEUU	12 km	Flow regulation/Gold mining	Channel aggradation	Planform changes (Aerial imagery, historical maps)/Bed elevation changes (cross sections)
Hohensinner et al. (2004)	Danube	Austria	10.25 km	Flow regulation/Bank protection	Planform change/Channel narrowing/ Floodplain sedimentation	Planform changes (Aerial imagery, historical maps)
Hoyle et al. (2008)	Hunter	Australia	12.5 km	Flow regulation/Human settlement	Planform change/Channel widening	Planform changes (Lidar, Aerial imagery, historical maps)/Bed elevation changes (cross sections)
Knox (2006)	Mississippi and tributaries	EEUU	–	Land use changes/ Metal mining	Floodplain aggradation	Core analysis (Radiocarbon, Caesium, Metal tracers)
Kondolf et al. (2007)	Lower Eygues	France	19 km	Land use changes/ Gravel mining	Channel narrowing/Bed elevation changes (erosion and aggradation)/Vegetation encroachment	Planform changes (Aerial imagery)/Bed elevation changes (cross sections), GSD
Ollero (2010)	Middle Ebro	Spain	346 km	Flow regulation/ Bank protection/Land Use Changes	River stabilization/Vegetation encroachment	Planform changes (Aerial imagery, historical maps)
Scorpio and Roszkopf (2016)	Fortore	Italy	110 km	Flow regulation/ Gravel mining	Channel narrowing/Bed elevation changes (erosion and aggradation)/Changes in channel width	Planform changes (Aerial imagery, historical maps)
Smith et al. (2016)	Saskatchewan	Canada	108 km	Flow regulation/ Land use changes	Changes in channel width/Bedload transport decrease/Bed coarsening	Vertical changes (cross sections)/Bedload transport, GSD
Surian (1999)	Piave	Italy	110 km	Flow regulation/Bank protection/Gravel mining	Planform change/Channel narrowing/ Bed degradation	Planform changes (Aerial imagery, historical maps)
Winterbottom (2000)	Tummel	UK	12.5 km	Flow regulation/Bank protection	Channel narrowing/Bed elevation changes (erosion and aggradation)/Vegetation encroachment	Planform changes (Aerial imagery)
Yu et al. (2016)	Tarim	China	900 km	Flow regulation/Bank protection/Human settlement/Deforestation	Changes in channel planform/Sediment transport decrease/Disconnection from tributaries	Planform changes (Aerial imagery, historical Maps)/Bed elevation changes (cross sections)

disconnection of the secondary channels. These infrastructures were built to concentrate flows into a narrow single-bed channel and to promote navigation (Frugé, 1992). The structures constrained fluvial dynamics, favouring rapid morphological changes (Roditis and Pont, 1993; Parrot, 2015).

During the middle and second half of the twentieth century, the National Company of the Rhône River (CNR), which controls the Rhône River's development, constructed numerous dams (19 in France between the Lake of Geneva and Mediterranean Sea), 17 of which follow the historical river course towards a parallel canal for hydroelectric production. The historical course only receives a very small residual flow

(between 30 and 150 m³ s⁻¹), which increases during flood flows, accommodating discharge levels exceeding the maximum operating flows of the plant. Currently, hydropower schemes of the Rhône River account for approximately 25% of national hydropower production (Riquier, 2015).

In this study, three of the bypassed reaches located in the middle reaches of the Rhône have been examined: Pierre-Bénite (PBN), Péage-de-Roussillon (PDR) and Donzère-Mondragon (DZM). They differ in terms of dates of hydroelectric development (PBN, 1966; PDR, 1977; DZM, 1952), bypassed reach lengths (PBN, 11.2 km; PDR, 15.7 km; DZM, 28 km), and maximum levels of discharge processed

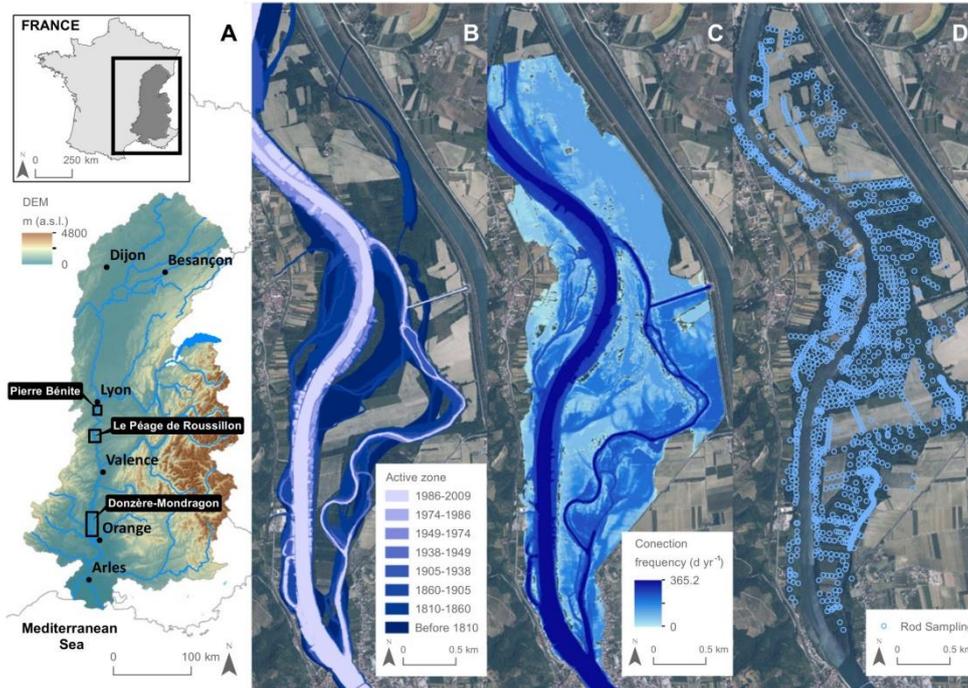


Fig. 1. A, Location of the Rhône Basin in France and location of the study areas in the Rhône Basin (Pierre-Bénite, PBN; Péage-de-Roussillon, PDR; and Donzère-Mondragon, DZM). The PDR is displayed to present information obtained and generated for each section: B, Active zone in different periods, C, floodplain flooding frequency, and D, locations of overbank sediment depths estimated by rod sampling.

(PBN, 1380; PDR, 1600; DZM, 1970 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$; mean discharge levels of the same reaches were valued at 1035, 1060 and 1500 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$, respectively). We find that PBN, PDR and DZM now represent 57, 50 and 50% respectively of natural 2 yr flooding (Q_2) and 73, 69 and 71% of 10 yr flooding (Q_{10}), showing that they are slightly differently affected by peak flow decline (Vázquez-Tarrio et al., 2019).

Parrot (2015) also showed that channel incision and armoring occurred within this reach following the first engineering phase. PBN was affected most, experiencing a remarkable incision of 5 m compared to those observed for PDR and DZM of 2.5 m and 1.8 m, respectively.

3. Materials and Methods

3.1. Floodplain evolution

To examine planform evolution, two sources of information were used: (i) old maps showing the first stages of river engineering projects (i.e., ca. 1810, 1860, 1905; scale = 1/10,000) and (ii) aerial photographs (for 1938 to 2009; scale = 1/15,000–1/30,000).

The three sets of historical maps used for this work include: (a) a cadastral map (1812–1827) also referred to as the Napoleonic cadastre, (b) a topographical map of the course of the Rhône River dating to 1857–1876 (referred to as the ‘1860 Atlas’), and (c) a so-called Branciard cartographic map for approximately 1905. The Napoleonic cadastre is a unique and centralized land cadastre established in France under the law of September 15, 1807 from the ‘cadastre type’ defined in 1802. Even though it was not conceived for physical studies (it was the first legal and fiscal tool to impose land taxes on citizens equitably), it has been used for the historical study of land uses and reservoirs (Girel

et al., 2003; Poirier, 2006; Lespez et al., 2005; Bartout, 2011). The map serves as a reference of fluvial geomorphologic and landuse conditions present prior to the development of principal river management measures. When we faced doubts concerning the continuity of a paleochannel from one panel to another in the Napoleonic cadastre (sometimes 15 yr apart), we superimposed the Lidar image to ensure their spatial continuity. The 1860 Atlas was drawn by public administration Ponts et Chaussées (‘Bridges and Roads’). The map provides a reference of early engineering structures, of their types and of their dates of construction. Finally, the Branciard map offers a relatively complete account of the final phases of engineering structures (Räpple, 2018).

Aerial photos are freely available from the National Institute of Geographic and Forest Information website (IGN-Geoportail).

Historical maps and aerial photographs were georeferenced based on the most recent orthophoto (i.e., 2008) and land registry using ArcMap™ 10.3 GIS. Each map and photo was georeferenced using 15 to 40 control points depending on image sizes. Following the literature (Hughes et al., 2006; Vericat et al., 2009), a second order polynomial transformation model was used and the RMSE associated with georeferenced images ranged from 0.5 to 5 m.

The channel planform was digitized from maps and aerial photographs (Figs. 1B and 2) using ArcMap™ 10.3 GIS. We distinguished each available date and active channel, combining flow channels with unvegetated bars (Piégay et al., 2009). The limits of the active channel were clear in the absence of woody riparian vegetation; however, these limits were more ambiguous in the presence of woody vegetation because of the presence of canopy overhangs. In these cases, limits were drawn 4 to 8 m from the edge of vegetation while considering existing gaps between crowns (Liébault and Piégay, 2002). The maps and most

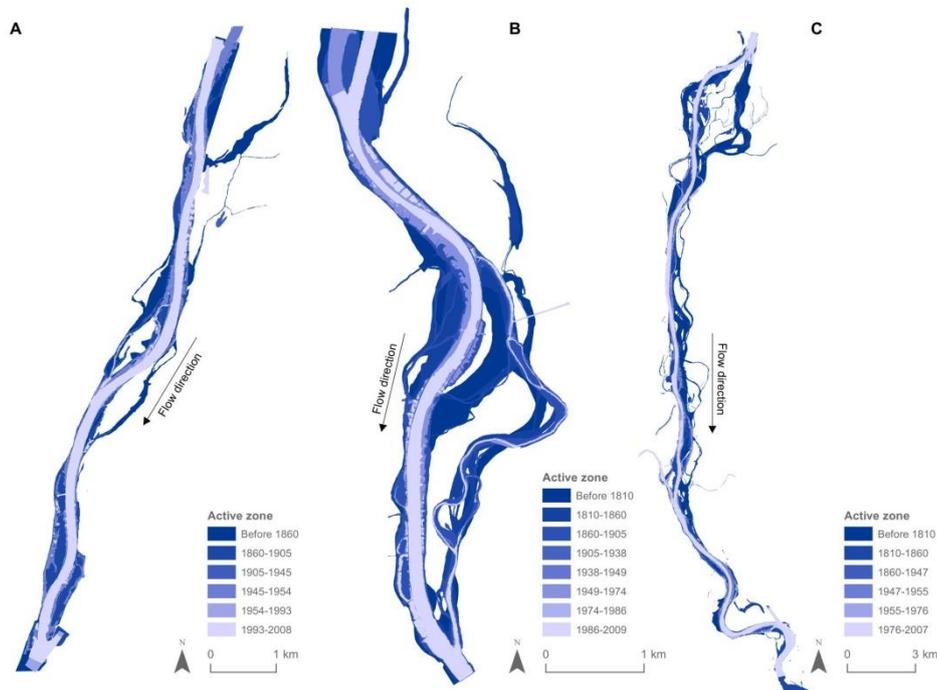


Fig. 2. Rhône channel planform evolution in the three studied reaches: A, PBN; B, PDR; and C, DZM. Colours indicate periods in which active channel areas were terrestrialised.

of the photos were surveyed for low-flow conditions. Depending on their quality, active channels were digitized at scales of 1:500 to 1:1500. Periods used for the floodplain evolution analysis of each site are shown in Fig. 2 and Table 2.

Once we defined the active channel, maps of morphological changes were created by comparing polygons drawn in each series for the different periods. The comparison of channel positions through time allowed us to create a floodplain map for different time periods corresponding to the start of terrestrialisation and vegetation encroachment (e.g., the disconnection period where time t = the active channel and where $t + x$ = floodplain vegetation). With these maps we assessed geomorphic evolution by comparing variations in active channel widths and the number of flowing channels between different reaches and periods and along each reach. The cumulative active channel width was calculated as the cumulative sum of channel widths taken at 100 m intervals. The cumulative number of flowing channels was calculated as the cumulative sum for the channels at 100 m intervals.

The sampling of overbank sedimentation characterization was then based on the obtained maps, allowing us to associate overbank sediment thicknesses or trace metal concentrations with a terrestrialisation period.

3.2. Historical overbank sedimentation

Several field campaigns were carried out to characterize overbank fine sediment deposits. In these campaigns, the thickness of fine sediments overlying gravel deposits was measured. In total, 2366 punctual probes were applied in the three studied reaches: 619 at PBN, 1152 at PDR, and 595 at DZM. Fig. 1D illustrates our work on PDR. For probing, a 6 m metal rod with a diameter of 1 cm was used (PANDA Dynamic

Cone Penetrometer). Because of the length of the study reaches, we could not sample everywhere, so we created several transversal sections and a sample point was located in the middle of each sedimentation period traversed by the transversal section. Sampling locations were determined based on GIS results to sample all of the sedimentation periods (i.e., the active channel zone for each period). The positioning of each sample was recorded by GPS (Trimble GeoXH, decimetric precision) for subsequent geomatic processing. Table 2 presents the number of samples corresponding to each sedimentation period. It should be noted that sedimentation periods to study floodplain evolution are not exactly the same because the date of the last aerial images range from 2007 to 2009 and the fieldwork took place between 2016 and 2017.

The fine sediment thickness was defined as the distance between the surface and gravel layer (Fig. 3). The depth to gravel was estimated with a rod until it hit gravel following the works of Dufour et al. (2007) and Piégay et al. (2008). This gravel-overbank fine sediment contact is usually fairly clear, notably in such environments where disconnection has been abrupt and good confidence is then observed within GPR measurements and coring evidence (Vauclin et al., 2019). From the ratio of the thickness of fine sediments to the period since floodplain formation (Section 3.1), it is possible to estimate average overbank sedimentation rates (Arnaud et al., 2015; Dufour et al., 2007; Piégay et al., 2008). By using this method, we assume there are no real scouring processes but more surely sediment accretion because of the severe disconnection (see again Vauclin et al., 2019). During field campaigns, scouring processes were only observed in the dike field, much closer features to the main flow channel than the disconnected former channels and floodplains. The period since floodplain formation is determined via photo-interpretation characterized as the water or gravel bare ground

Table 2

The number of surface sediment samples for each section and sedimentation period.

Sector	Sedimentation period	Metal rod probes (n)	Surface sediment samples (n)
PBN	Before 1860	71	35
	1860–1905	80	43
	1905–1945	227	115
	1945–1954	45	33
	1954–1993	184	83
	1993–2008	9	7
PDR	2008–2016	3	1
	1810–1860	518	5
	1860–1905	199	39
	1905–1938	108	26
	1938–1949	40	9
	1949–1974	35	11
	1974–1986	135	49
	1986–2009	111	27
DZM	2009–2016	6	0
	1810–1860	49	37
	1860–1947	126	65
	1947–1955	77	54
	1955–1976	241	90
	1976–2007	46	18
	2007–2016	56	2

surface of year n vegetated in year $n + x$. The mean sedimentation rate is based on the date of the encroachment period for the centre of floodplain vegetation.

To calculate sedimentation rates for periods preceding to the earliest date surveyed, we use the age of hydraulic structures (obtained from

the 1860 Atlas, see Section 3.1) that have disconnected the main channel, as this marked the start of the sedimentation process.

3.3. Trace elements in floodplain surface sediments as an indicator of connectivity

To use temporal patterns of the superficial metal content of river floodplains as an indicator of connectivity, we must have developed a clear understanding of patterns of contamination flux occurring within a system over a given period. In the Rhône River, peak pollution levels were reached in 1970 (Desmet et al., 2012; Thorel et al., 2018), which decreased systematically after the application of regulations in France in 1975 (Journal Officiel, 1975). Thorel et al. (2018) and Vauclin et al. (2019) already observed this pattern, in which metal elements reached maximum peak during the 1970s before decreasing thereafter. It means that depending on flooding frequency, different floodplain surface sediments should have recorded different patterns of trace elements. Thus, surficial trace elements can be then potentially proxies of floodplain responses to channel changes and connectivity.

In total, 749 surface sediments were sampled with a manual auger in the three sections ($n = 317$ in PBN, $n = 166$ in PDR and $n = 266$ in DZM). The sampling design applied was based on cross sections with a series of points randomly distributed across each floodplain vegetation encroachment period. Samples were collected from the surface to 10 to 15 cm in depth (to take into account potential vertical redistribution and homogenization by bioturbation processes) from representative plots of the studied areas (Fig. 1). In total, 100 g of sediment was packaged in plastic bags, identified, located by GPS and immediately transported to the laboratory for analysis. Table 2 shows the number of metal rod probes and surface sediment samples corresponding to each

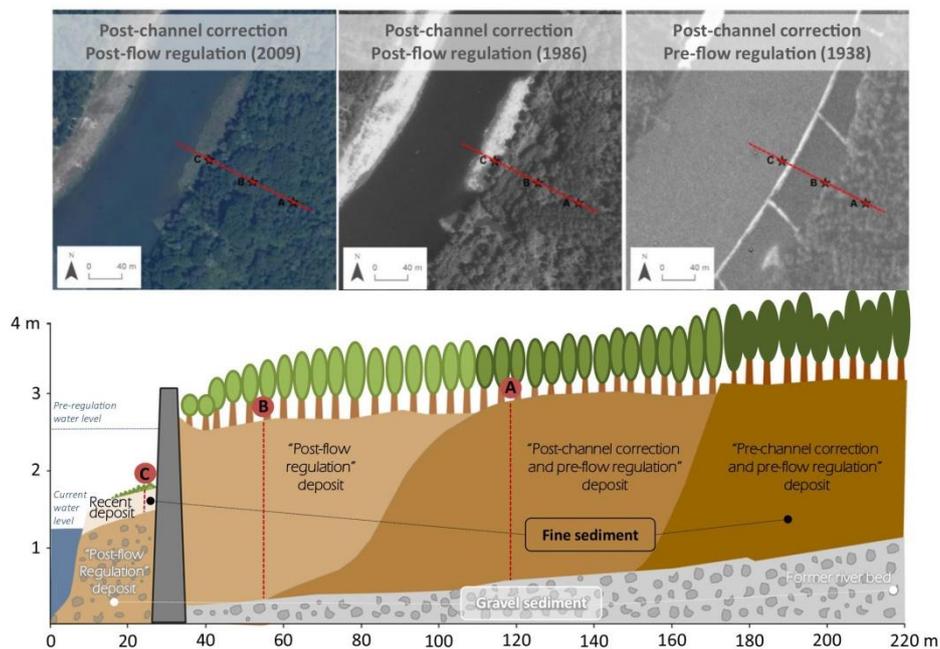


Fig. 3. Example to illustrate the methodology followed for sediment rate determination.

floodplain vegetation encroachment period. The evolution of metal concentrations contained in surficial floodplain sediments by floodplain vegetation encroachment period was determined based on these samples.

In the lab, the samples were homogenized to obtain a composite sample of surface sediments. The samples were then dried at 50 °C for 72 h, ground with an agate mortar and sieved through a 63 µm stainless steel sieve (Margui et al., 2012; Rouillon and Taylor, 2016). Approximately 10 g of the 63 µm fraction was then placed in XRF sample cups and covered with an X-ray film for analysis. The samples were then analysed using a Spectro® Xsort portable X-ray fluorescence (pXRF) spectrometer housed in a docking station for stationary operation. Via the "Enviro-H" function, the instrument screened for >40 major and minor elements in the matrix. Each sample was analysed for 1 min in triplicate to obtain an average for these three measures. This method has been extensively used in previous works (Carr et al., 2008; Melquiades and Appoloni, 2004; Rouillon and Taylor, 2016; Young et al., 2016).

A set of 30 surface samples collected from PBN, PDR and DZM representative of levels identified by pXRF was also analysed with an ICP-MS after *aqua regia* digestion for validation. Correlations between the pXRF and ICP-MS measures are fairly strong (R^2 values of 0.78 to 0.94; Fig. 4) for zinc (Zn), lead (Pb), nickel (Ni), and copper (Cu), confirming we can use such low cost pXRF measures to estimate these metal contents over a large set of samples collected within the three reaches.

3.4. Vertical channel evolution and lateral connectivity

We used data provided by Džubáková et al. (2015) to assess hydrological lateral connectivity, and we compared these values with overbank fine sedimentation and surficial metal content patterns.

These data are based on a LiDAR survey carried out in 2010 by the Institut National de l'Information Géographique et Forestière (IGN) over the Rhône River's full length. The airborne LiDAR DEM was

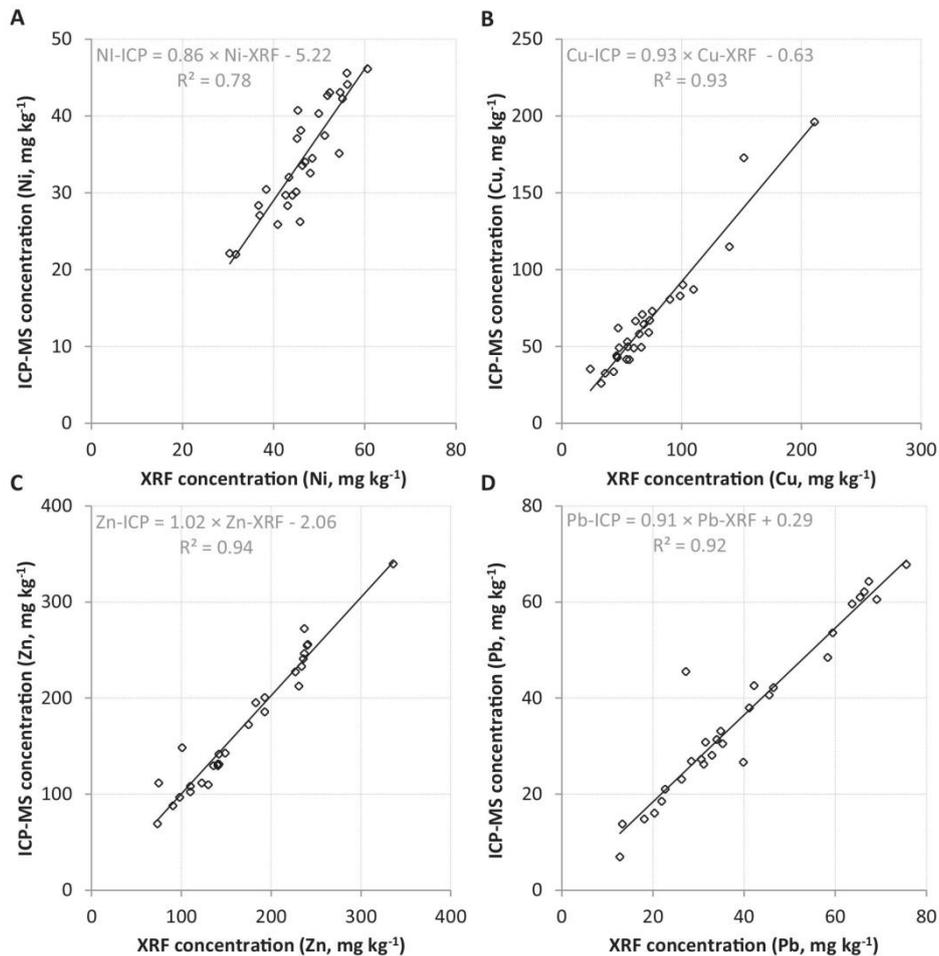


Fig. 4. Scatterplot showing the relation between ICP-MS and XRF concentrations for: A, Nickel; B, Copper; C, Zinc, and D, Lead.

floodplain vegetation encroachment period. The evolution of metal concentrations contained in surficial floodplain sediments by floodplain vegetation encroachment period was determined based on these samples.

In the lab, the samples were homogenized to obtain a composite sample of surface sediments. The samples were then dried at 50 °C for 72 h, ground with an agate mortar and sieved through a 63 µm stainless steel sieve (Margui et al., 2012; Rouillon and Taylor, 2016). Approximately 10 g of the 63 µm fraction was then placed in XRF sample cups and covered with an X-ray film for analysis. The samples were then analysed using a Spectro® Xsort portable X-ray fluorescence (pXRF) spectrometer housed in a docking station for stationary operation. Via the "Enviro-H" function, the instrument screened for >40 major and minor elements in the matrix. Each sample was analysed for 1 min in triplicate to obtain an average for these three measures. This method has been extensively used in previous works (Carr et al., 2008; Melquiades and Appoloni, 2004; Rouillon and Taylor, 2016; Young et al., 2016).

A set of 30 surface samples collected from PBN, PDR and DZM representative of levels identified by pXRF was also analysed with an ICP-MS after *aqua regia* digestion for validation. Correlations between the pXRF and ICP-MS measures are fairly strong (R^2 values of 0.78 to 0.94; Fig. 4) for zinc (Zn), lead (Pb), nickel (Ni), and copper (Cu), confirming we can use such low cost pXRF measures to estimate these metal contents over a large set of samples collected within the three reaches.

3.4. Vertical channel evolution and lateral connectivity

We used data provided by Džubáková et al. (2015) to assess hydrological lateral connectivity, and we compared these values with overbank fine sedimentation and surficial metal content patterns.

These data are based on a LiDAR survey carried out in 2010 by the Institut National de l'Information Géographique et Forestière (IGN) over the Rhône River's full length. The airborne LiDAR DEM was

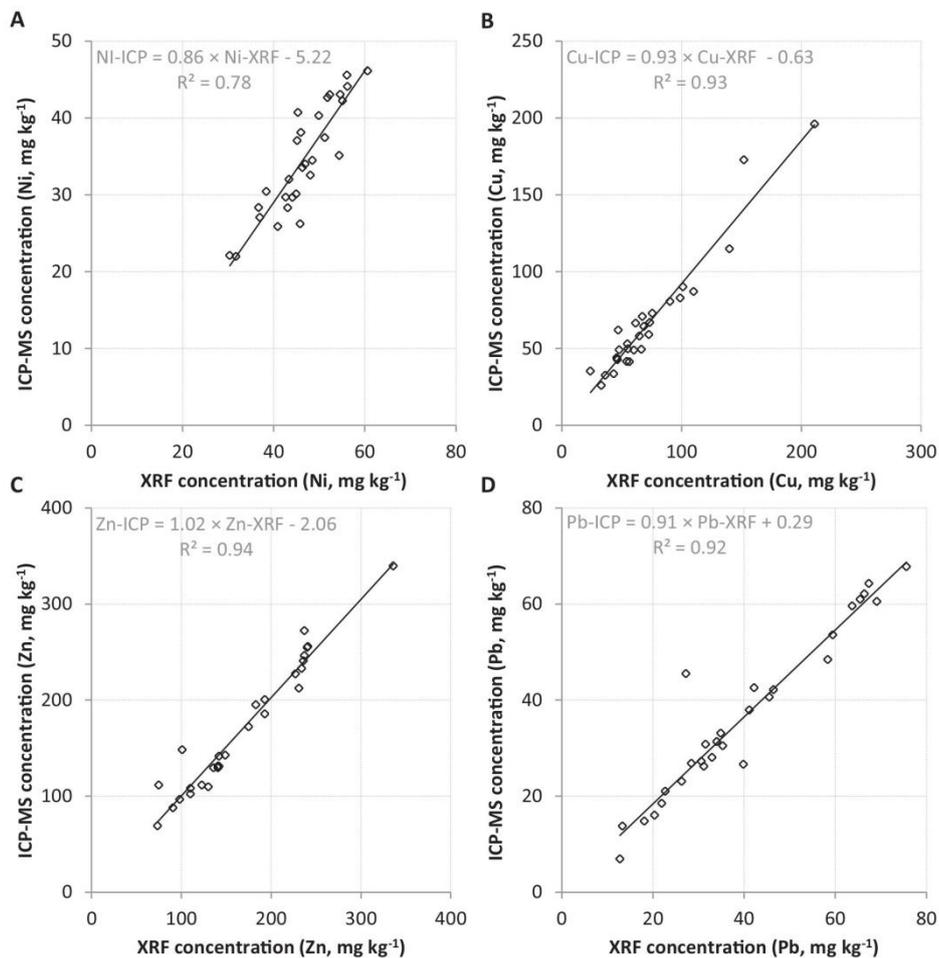


Fig. 4. Scatterplot showing the relation between ICP-MS and XRF concentrations for: A, Nickel; B, Copper; C, Zinc, and D, Lead.

provided in GRID format with a 2 m resolution and an expected accuracy level of 0.2 m in the vertical dimension. The density of the collected pulses was measured as 1–2 m⁻² where each pulse represents a disc with a diameter of 0.4 m (IGN, 2010). The *Compagnie Nationale du Rhône* (CNR) provided daily discharge series for the period 1986–2010 and discharges associated to a 10-yr flood from their gauging stations located in the bypassed sections. Then a relation was established between the discharges and water levels in sections located every 0.6 to 1 km by CNR. The mean standard deviation of data fitting was <0.17 m in all study reaches, having the greatest deviation at lower flows (<500 m³ s⁻¹), discharges of little interest in this study.

Spatial and temporal patterns of lateral connectivity were assessed using a simple, raster-based method, developed in MATLAB and C++ environments. The procedure requires a DEM, rating curves, and flow time series to calculate relative altitude, overflow discharge, flood frequency, and flood duration for a period determined by the flow time series. The method projects the water levels derived from the rating curves into the floodplain to compute overflow discharge and its attributes, assuming that the water level is constant in each of the cross sections and gradually decreases in the downstream direction (Džubáková et al., 2015). An example of data obtained for Péage-de-Roussillon can be seen in Fig. 1C.

This method is based in recent hydrological data (1986–2011) and does not allow us to assess hydrological changes over time. A recent work by Vázquez-Tarrió et al. (2019) however, has shown that the frequency of overbank flows in bypassed reaches experienced an important reduction. For instance, the average number of days per year with discharges close to annual flows (1000–2000 m³ s⁻¹) in the bypassed channels decreased from approximately 40–130 to 1–10 d yr⁻¹. Flow discharges corresponding with return periods of 2, 10 and 50 yr have been reduced on average 48%, 62% and 69% after the channel bypass.

We subtracted the overbank fine sediment thickness to the relative floodplain elevation above the channel talweg provided by IGN LiDAR combined with 500 m spacing channel cross sections of CNR to calculate the gravel top elevation. This measure is used to determine previous channel altitudinal positions for each floodplain vegetation encroachment period and to conduct a rough assessment of the vertical evolution of a channel through time. Then, for each sampling point we calculated its present flooding frequency (the number of days per year based on the 1986–2010 flow series) from the map established by Džubáková et al. (2015).

4. Results

4.1. Channel-planform evolution

The geospatial analysis performed in the three studied reaches (PBN, PDR and DZM) shows that substantial spatial variations have occurred over the last two centuries. During this period, mean active channel widths and surface areas were reduced by almost two thirds in each reach (PBN: 62%, PDR: 59.3%, and DZM: 65.5%, Fig. 5).

Declining percentages observed for the active channel surface area show that the two main phases of channel regulation (dike systems and channel bypassing) have a slightly different impact on surface decline within each reach: 40% of the initial surface for the first phase (river engineering, Girardon) relative to 20% for the second (channel bypassing for river power generation), resulting in a 60% cumulative loss of the active channel surface. This pattern of temporal evolution is observed on each of the three reaches.

The maximum number of flowing channels in PBN, PDR and DZM measured in 1860 are three, four and five, respectively. In DZM, this is observed in the upper part of its reaches. While DZM was locally braided, PDR and PBN were more anabranching with two to three main flow channels with vegetated islands. In the studied reaches we observed a slight decline in the number of flowing channels that was much more significant for DZM and PDR than for PBN. The mean number of flow channels declined from 2.3–1.7 to 1 flow channels per section, which is fully attributed to the first development phase (Fig. 6). In the second phase, major planimetric changes were mainly related to active channel narrowing in mainly remnant channels and the progressive terrestrialisation and vegetation encroachment of secondary disconnected channels.

Fig. 7 shows that the river has experienced considerable planimetric changes over the last two centuries. A decline in cumulative active channel widths is observed over the studied period across all of the reaches. Cumulative active channel widths normally decreased over time from one date to the next, revealing the effects of the two regulation phases (the Girardon dike system and dam) except for PBN in the year 1993, during which values were slightly higher than they were in 2008.

Changes in slope observed among the different curves (years) highlight the most heavily affected sub-reaches of every section (Fig. 7). For instance, steep slopes observed in the earliest periods covering 8–11 km in PBN, over 54–56 km in PDR, and over 172–178 km in DZM reveal the presence of wider sections compared to those of the other periods. For these same reaches, slopes are much lower and more constant in the

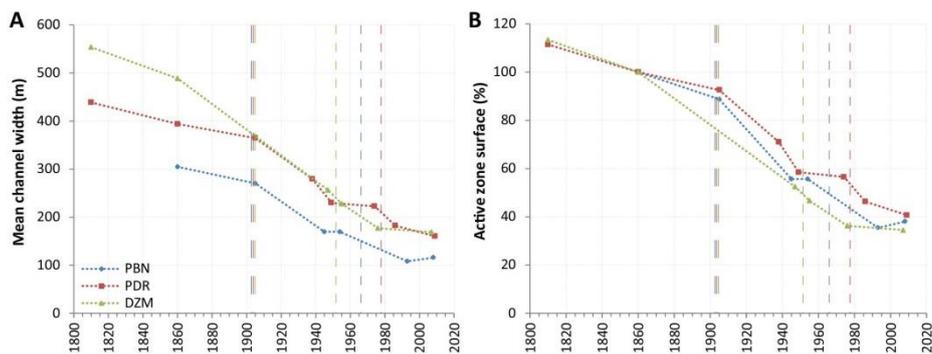


Fig. 5. A. Comparisons of the evolution of mean active channel widths of the Rhône River between 1810 and 2009 and B. Comparison of the evolution of the active channel area (%) of the Rhône River between 1810 and 2009 (because of a lack of data on PBN for 1810, the 100% value is based on data for 1860). Long dashed lines correspond to the Girardon phase, and short dashed lines correspond to channel bypassing for each of the sections.

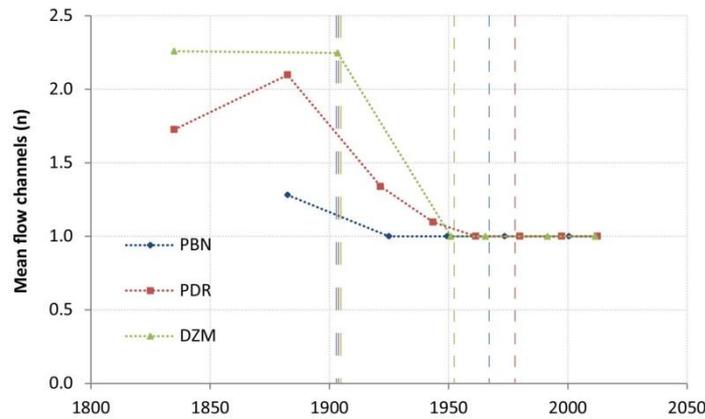


Fig. 6. Evolution of the mean number of flowing channels of the Rhône River per 100-m-long segment from 1810 to 2009. Long dashed lines correspond to the Girardon phase, and short dashed lines correspond to channel bypassing in each section. It should be noted that the size of DZM reach is much larger than PBN and PDR (28, 11.2 and 15.7 km, respectively).

most recent periods, demonstrating a trend of significant narrowing. We do not find any changes from upstream to downstream areas, which is related to bedload starvation. A progressive narrowing of the widest sections over time is mainly related to the two periods of development identified above. While active channel widths were fairly variable longitudinally from the start to the middle of the nineteenth

century, they have become highly homogeneous after the two phases of regulation.

The cumulative number of flowing channels per 100-m-long segment follows the same pattern as that followed by active channel widths with a decline observed over time. Rather than the progressive decrease of cumulative active channel widths, this value mainly appears

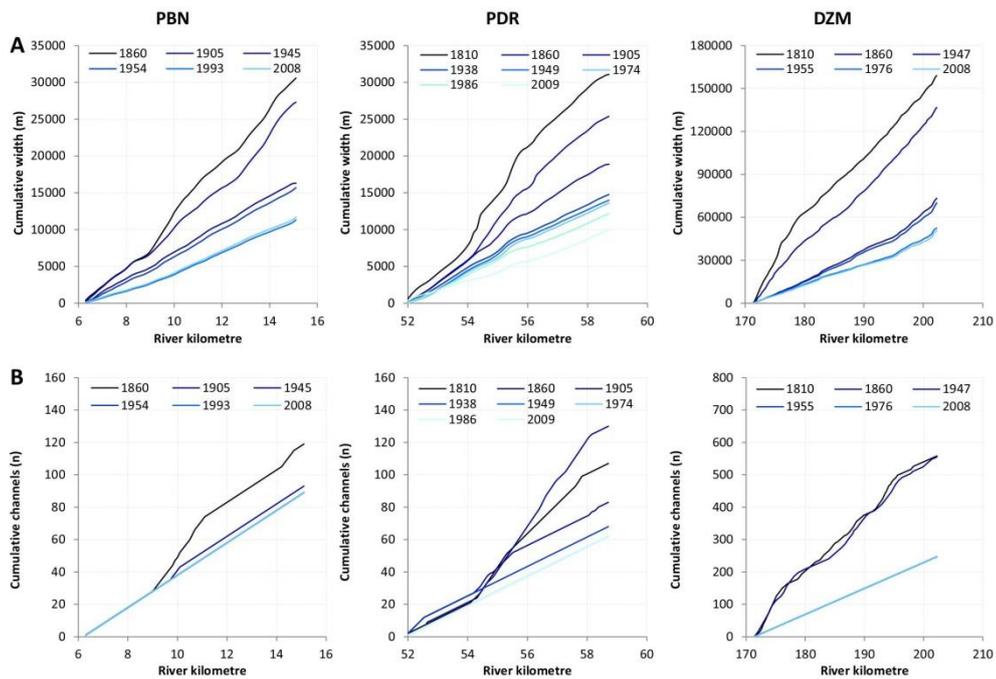


Fig. 7. A. Cumulative average active channel width and B, cumulative number of flowing channels per 100-m-long segment for the different periods for PBN, PDR and, DZM. It should be noted that the size of DZM reach is much larger than PBN and PDR (28, 11.2 and 15.7 km, respectively).

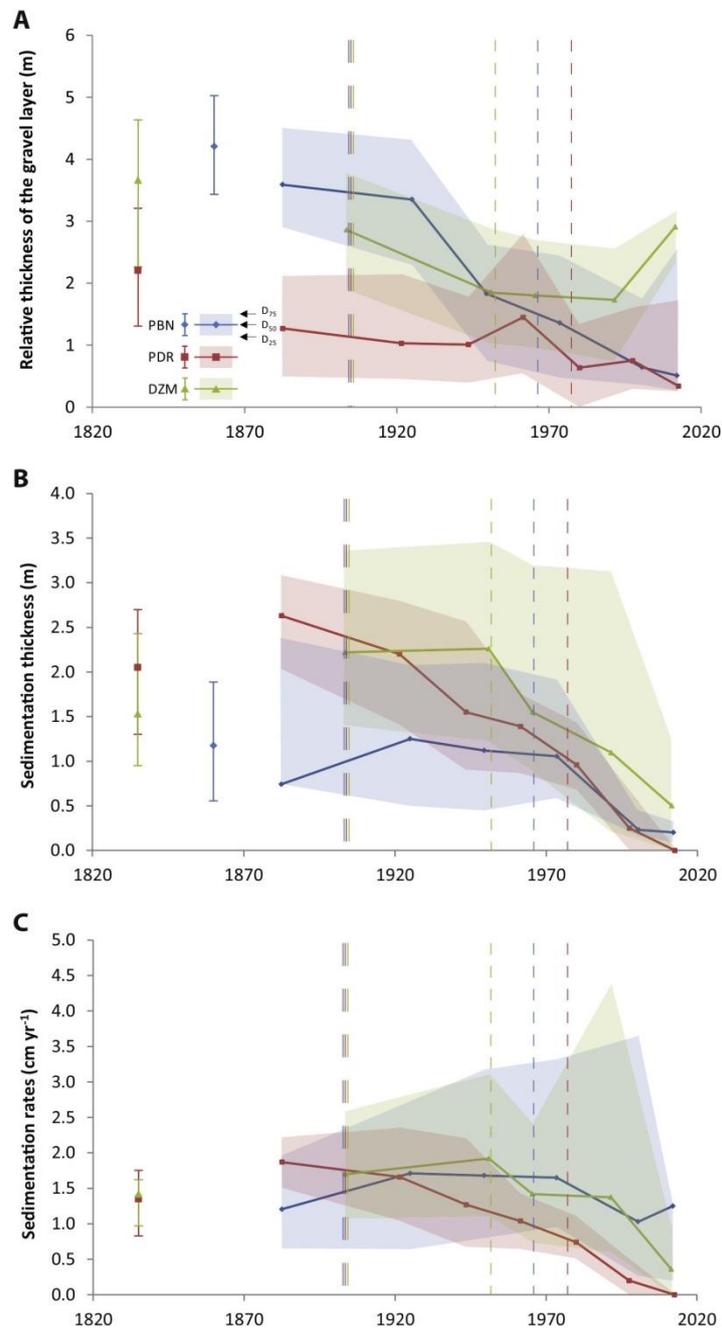


Fig. 8. A, Relative thickness of the upper gravel layer relative to thalweg elevation (Džubáková et al., 2015), B, Fine sediment thickness, and C, Fine sedimentation rates according to the period of floodplain terrestrialisation in PBN, PDR and DZM. Long dashed lines denote Girardon dike systems, and short dashed lines denote channel bypassing patterns of each of the sections. The variability is shown by 1st and 3rd quartiles (1st and 3rd Q in the legend).

to be impacted by the Girardon dyke system phase, after which all local anabranching reaches evolved into single thread channels.

Overall, the changes observed for the last two centuries are significantly related to the two development phases. The first mainly shaped the flow concentrations of single-bed channels with most channels narrowing, whereas the second only affected narrowing.

4.2. Floodplain terrestrialisation

Two main factors influence patterns and levels of floodplain terrestrialisation and lateral disconnection from the main channel overflow. River incision seems to be an important factor as well as overbank fine sedimentation with the second factor also being controlled by incision.

In the three studied areas of the Rhône River, the impact of river incision on overbank deposition occurring in response to channel regulation involves a progressive decline in gravel top elevation according to the period of floodplain establishment (see Fig. 1C and Section 3.2). From Fig. 8A, we can distinguish between different patterns of incision for the three studied reaches. In PBN, the older surfaces terrestrialised early on, the relative height of the gravel surface is the most elevated; however, after the Girardon embankment, a very clear period of incision affected the oldest surfaces – 3.6 m (1860–1905) to 0.5 m (2008–2016) above the talweg. The data show a large volume of coarse sediment in PBN of nearly two times greater than that observed in PDR. PDR and DZM suffer from a slighter incision and the effect of the Girardon phase is not as critical. The DZM gravel layer is thicker than that observed in PDR. In both cases, a small amount of incision developed during the period with local anomalies occurring in the most recent period in DZM and in periods immediately preceding and following the dam's completion with PDR trends.

An overall reduction in fine overbank sediment thicknesses and sedimentation rates in the three sections is reported for the twentieth century (Fig. 8B and C). We cannot differentiate classical progressive reductions in sedimentation rates of old units from recent ones. When considering reference values calculated for the period preceding the Girardon construction, a maximum value of fine sedimentation is observed immediately after the Girardon construction for PBN and DZM. In PDR, the highest level of fine sedimentation occurs immediately before Girardon.

The completion of the Girardon structures has therefore had a clear impact on overbank sedimentation (Fig. 8B). After the Girardon phase, in PBN and DZM, a fairly high fine overbank sediment thickness is observed until the bypassing phase in contrast with patterns observed for PDR, which undergoes a decline earlier on. The effects of channel bypassing are common in the three sections, though decreasing trends become more evident some years after the river's regulation.

The median thickness of PBN fine sediments is the lowest of the three sections with a median value of 1.2 m, registering a maximum immediately after the Girardon embankment phase (1.25 m). The values recorded for PDR and DZM are much higher than those recorded for PBN with median values of 1.8 and 1.7 m, respectively. For PDR, we observe the highest thicknesses of fine sediments for 1860 to 1905 (2.6 m), while in DZM the estimated thicknesses are larger in the newest floodplain (1947–1955).

When fine sedimentation rates are analysed as a function of the sedimentation period, the patterns are fairly similar to those observed for overbank sediment thicknesses. For PBN, median sedimentation rates increased from 1860 to a maximum value of 1.7 cm yr^{-1} observed from 1905 to 1945 (Fig. 8B), after which they decreased. Temporal variations in sedimentation rates observed in PDR contrast with those observed for PBN. In PDR, the highest rates are observed from 1860 to 1905 (1.9 cm yr^{-1}), and a sharp decline is observed thereafter until values nearly reach zero during the most recent period. Two very steep declines in sedimentation rates are also observed with one occurring after the Girardon construction and with the other occurring after

bypassing. The pattern observed for DZM is quite similar to that observed for PBN, although it is less marked with an increase in sedimentation rates occurring until the 1947–1955 sedimentation period and then with a decrease occurring in the most recent periods. Again, in DZM and PBN, one of the most pronounced changes in sedimentation rates is observed immediately after bypassing.

It is interesting to investigate fine sedimentation patterns in detail using, in addition to terrestrialisation periods, different floodplain compartments. When we analyse overbank sedimentation patterns of the two main floodplain compartments disconnected in the twentieth century (e.g., Girardon casiers and disconnected former channels), we observe different trends from one section to the other. For instance, for PBN we find a very significant sedimentation pattern in the Girardon casiers relative to disconnected former channels. In PDR the sedimentation pattern is slightly reversed, accounting for very pronounced patterns of sedimentation in disconnected channels (distal floodplain) observed at the start of the period relative to the casiers (proximal floodplain) (Fig. 9). Downstream in DZM we find no clear differences between the sedimentation patterns of both floodplain compartments.

4.3. Trace elements in floodplain surface sediment

A wide range of metal concentrations is observed in the surface sediment of the floodplain. Average and standard deviations of trace element concentrations in the PBN samples are higher than those found for samples taken from PDR and DZM (Table 3).

Concentrations of Zn and Cu were found to be higher in the PBN and PDR sections with several extreme values observed in the higher quantile. In contrast, we found higher levels of Ni in DZM, suggesting that the two upstream sections indeed present a different chemical signature from those of the downstream section.

When patterns of trace element concentrations are displayed as a function of the vegetation encroachment period, they are clearly different among sites (Fig. 10). In general, concentrations of the studied elements are relatively higher in floodplain surface sediments that started to be settled immediately after completion of the Girardon structure. During the reference period (1810–1860), all elements show high concentrations and then undergo gradual and irregular patterns of decay until the 2000s. We observed a decline in the concentrations of all elements as the period of floodplain vegetation encroachment was shortened, with patterns being less pronounced in the case of Ni.

The observed trends are slightly different for each of the three sections. In PBN, concentrations increase slightly from 1905 to 1945, after which concentrations decline gradually to the 1993–2008 terrestrialisation period. Finally, a clear increase is observed for deposits representing the most recent period; however, it should be noted that the values are based on a single sample.

Chemical levels underwent a clear decline to the 1950s in PDR followed by a slight increase in more recent deposits of Cu and Pb. Levels of inter-period and inter-sample variability are much lower for PDR than for PBN. In PDR the highest concentrations of Zn occur after the 1950s.

In DZM, metal concentrations increase to the 1947–1955 terrestrialisation period and progressively decrease on younger surfaces. We observe an exception in the case of Ni, for which we find an abrupt increase in concentrations for the most recent period with median values exceeding those observed in the reference period.

4.4. Channel planform evolution, connectivity and superficial metal content

The presented connection frequency is analysed comparatively among the reaches as a potential proxy of differences in processes governing floodplain formation and evolution.

Fig. 11 shows clear differences in terms of present levels of floodplain surface connectivity by period of terrestrialisation, and patterns are also very different from one reach to another. DZM, given the higher relative elevation of most of its surfaces, is the

Table 3

Trace element concentrations observed in surface sediment samples obtained from PBN, PDR and DZM floodplains.

		Ni	Cu	Zn	Pb
		(mg kg ⁻¹)			
PBN (n = 317)	Median	38.52	43.26	153.6	44.51
	Max	155.7	528.96	1021.38	7527.18
	Min	5.22	0.63	58.84	13.08
	SD	11.43	57.34	107.31	433.8
PDR (=166)	Median	36.72	37.47	148.24	31.97
	Max	53.84	170.33	298.53	65.45
	Min	25.59	19.81	77.69	7.53
	SD	5.09	12.88	38.21	12.35
DZM (=266)	Median	42.28	33.86	127.79	35.91
	Max	60.69	241.87	613.43	163.19
	Min	15.83	14.23	71.46	13.44
	SD	5.17	14.05	36.88	16.66

most disconnected reach because of the combined effects of incision and overbank sedimentation. Even fairly new terrestrialised surfaces record significant gravel thicknesses. As is shown above, PBN is the reach that was most affected by channel incision in earlier terrestrialisation periods, constituting the main source of channel-floodplain disconnection. In this reach, the oldest surfaces of high elevation are very disconnected while newer surfaces are more connected than those in DZM and as connected as those in PDR. This latter findings explains the higher sedimentation rates observed in the newest areas relative to the other sites. PDR is the more connected reach; disconnection has mainly been governed by overbank sedimentation rather than by channel incision.

The relations between present connectivity and other geomorphic variables such as floodplain elevation, gravel thickness, fine sediment thickness and sedimentation rates were explored to better understand the floodplain's evolution. We generally find an inverse linear relationship with the present connection frequency regardless of the reach and geomorphic variables considered. When analysing the relation between floodplain elevation and flooding frequency (Fig. 12A), the floodplain elevation of PDR is lower than those of the two other sections, revealing differences between the reaches in terms of hydraulic geometry, but with no clear downstream pattern. The slope of the relationship between floodplain elevation and flooding frequency is also similar regardless of the reach considered. In DZM, the floodplain elevation of older surfaces is the same as that observed for PBN; DZM differs from the other reaches in that here the newest surfaces are positioned >1 m higher than the other reaches and possibly as a consequence of overbank fine deposition.

Sediment thicknesses and rates (Fig. 12C and D) respond differently to connection frequencies depending on the reach considered. While in DZM the reaction to a decline in connection frequency involves a significant decrease in sediment thickness and sedimentation rates, for PBN the reduction is less important, and PDR occupies an intermediate state. Overbank sedimentation effects on DZM disconnection are remarkable and less marked for PBN. Disconnection in PBN is mainly related to channel incision and associated floodplain gravel thickness and not to overbank fine sedimentation.

The metal concentrations in floodplain surfaces are also affected by the frequency of overbank flows. For sedimentation rates and sediment thickness, an inverse relation exists between the connection frequency and metal concentrations with the only exception found for Ni and Cu in DZM (Fig. 13A and B). The slope of trend lines for this section is quite variable. For PBN and PDR the regression slope is similar, and the lines are largely parallel, following the same patterns observed in response to an increase in connection frequency.

5. Discussion

5.1. Changes related to the two regulation phases

5.1.1. Narrowing

In the existing literature, channel adjustment processes have mainly been studied individually. Many works have described channel adjustments made to rivers below dams (Petts, 1984; Kondolf, 1997; Phillips, 2003; Batalla et al., 2006), while fewer have examined lateral in-channel hydraulic structures (Surian and Rinaldi, 2003), and studies have rarely focused on both types of human pressure simultaneously (Hohensinner et al., 2004). The present work serves as a study of the latter where the impacts of two different types of channel pressure have been assessed separately to assess whether their effects are cumulative or counteract one another.

In the study period (i.e., 1810 and 2010), channel narrowing is observed in the three sections and is slightly more marked in DZM (66%) than in PDR (60%). These values reflect channel reductions of 0.45, 0.42, and 0.41% yr⁻¹ in DZM, PBN and PDR, respectively. From these percentages, approximately 40% of the initial surface retraction is associated with the first phase (groynes and dike systems and Girardon construction), while 20% is associated with the second phase (channel bypassing for river power generation). Values obtained in the first phase vary from 0.38 to 0.55% yr⁻¹. However, the decline in the width of the Rhône River in the second phase becomes more relevant when we take into account the short time period over which this reduction took place, registering values of 0.57 to 0.80% yr⁻¹. This trend is then fairly comparable from one reach to the other even if slightly different chronologies are found for each of the reaches, confirming the systematic effects of each type of human pressure.

When comparing the values observed to those obtained for other rivers affected by damming and other in-channel human-induced impacts such river embankment and channelization, channel narrowing processes of the Rhône River are far from reaching maximum values obtained in past studies. It can be said that these values are the average values of their European counterparts. For instance, Hohensinner et al. (2004) have shown a cumulative reduction in the average channel width of the Danube River of approximately 60% from 1826 to 1991, echoing the values found for the Rhône. Channel reductions observed each year varied from 0.46% (after massive embankments) to 0.26% after channelization and dam construction, and this latter value is lower than that observed for the Rhône and perhaps because of the smaller impact of dams on the decline of peak flows on the Danube River. Arnaud et al. (2015) showed the rapid response of the Rhine River to the completion of the bypassing scheme in the 1950s, exhibiting 26% channel narrowing over 40 yr (0.65% yr⁻¹) and again echoing the values presented here. For the Piave River (Italy), the combination of several human impacts (streambank protection structures, gravel mining, flow diversion, river regulation, etc.) led to channel reductions of between 58 and 70% over 97 yr (ca. 0.63% yr⁻¹; Surian, 1999). For the Rhône River, most narrowing occurred in the Girardon phase without any change in the peak flow. In this case, structures altered hydraulic conditions in two ways: (i) by increasing levels of shear stress acting on narrow channels, by increasing transport capacities and sometimes by incision when sediment supplies did not increase in kind and (ii) by reducing the flow magnitude of engineered margins and by maximizing overbank fine sedimentation, terrestrialisation and associated vegetation encroachment. The second phase is mainly related to a change in peak flow as shown by Vázquez-Tarrió et al. (2019), and as observed by Arnaud et al. (2015), for the Rhine. It is less significant than the first period, during which only hydraulic changes occur, and these changes are not as significant as what is observed downstream from large reservoirs where declines of peak flows can be very impactful. In the Platte River, the channel width at the Brady station changed from 1250 to 45 m between 1865 and 1969, representing a decline of 96.4% occurring over 104 yr (i.e., 0.93%

yr^{-1} ; Williams, 1978). This case can be deemed extreme given the dramatic impact of dams in reducing peak flows. Narrowing is usually linked to peak flow decline, and according to stations along the Platte River with pre-dam records, the reduction of average peak flows is recorded at approximately 90%.

Common trends can be observed for the three reaches for the 1810–2010 period. For the general trend of active channel narrowing, we can identify cycles of reaction-relaxation times following human disturbance. A significant narrowing of the active channel was recorded during the first half of the twentieth century. Intense channel narrowing recorded between 1905 and 1950 (roughly 30%) corresponded to (i.e., 45 yr) the Rhône River rapidly responding to alluvial plain disconnection generated by the Girardon structures. The river then experienced a relaxation period to reach a new steady state (visible at PBN and PDR), as active channel widths were stable before the commissioning of diversion dams (Fig. 5). A second reaction time period is observed after the commissioning of diversion dams where roughly 10–20% of the active channel zone declined depending on the river section. For instance, in PBN this intense response took place over ten years, a period of time similar to that observed by Arnaud et al. (2015) for the Rhine of Kembs. For PDR and DZM the reaction time was prolonged. The river then once again underwent surface stabilization and the very progressive decline of its active channel zone, reflective of system stabilization and slow terrestrialisation processes. As is shown for PBN and PDR, initial narrowing may have also occurred before the Girardon construction. This narrowing corresponds to the reaction period of the first embankments (flood protection) occurring at the end of eighteenth century and in the beginning of the nineteenth century (Fruget, 1992) and to an initial decline in bedload delivery caused by the ending of the Little Ice Age and because of progressive catchment phytostabilization, mitigating potential effects of important floods such as those occurring in 1840 and 1856 (Olivier et al., 2009). Although we cannot prove that the river reached a steady state (relaxation time), decreasing rates gradually diminished (~10% between 1860 and 1905). This slight stabilization is not observed for DZM because of the lack of data for this period.

5.1.2. Sedimentation

Overbank fine sedimentation is also characterized by two main river training phases.

Higher sedimentation rates appeared following the first training period. The classic trend of decreasing sedimentation rates from young to old units (Nanson and Beach, 1977; Hooke, 1995) is not observed along the Rhône's margins. Older surfaces exhibit more significant sedimentation rates than newer surfaces.

Several factors can explain the decline of sedimentation observed over time. The groyne and dike systems conceived by the Girardon construction exhibit strong capacities to trap suspended sediment in the period immediately after their completion when the studied reaches experienced the highest sedimentation rates (except in DZM, where they decreased slightly). The effects of Girardon structures increased sedimentation rates from 1 to 1.5 to 2 cm yr^{-1} . The absence of major dams during this period and the different land uses involved (deforestation and higher levels of agricultural activity) explain the higher magnitude of fine sediment fluxes registered until this period. Afterwards, the closure of several dams along the Rhône River and along main tributaries during the first half of the twentieth century (Guertault, 2015; Olivier et al., 2009) and major changes in land use (agricultural abandonment and subsequent afforestation; Liébault and Piégay, 2002; Citterio and Piégay, 2009; Piégay et al., 2004, Buendía et al., 2016, García-Ruiz et al., 1996, García-Ruiz and Lana-Renault, 2011) can explain the reduction in suspended sediment loads transported by the Rhône. In addition, channel bypassing in the studied reaches reduced flood peaks, decreasing the period of time in which the floodplain is inundated and thus the amount of sediment deposited. All of these factors thus contribute to temporal patterns of floodplain sedimentation observed along the Rhône River.

Depending on the reach studied, estimated median sedimentation rates vary from 1.2 to 1.8 cm yr^{-1} ; however, high levels of variability are observed with values ranging from a minimum of 0.1 cm yr^{-1} to a maximum of 14 cm yr^{-1} . Observed values, even when affected by exacerbating human effects, are not exceptionally high. For other large European rivers, similar values can be found. For instance, for the Rhine River, Arnaud et al. (2015) registered median rates of overbank sedimentation of between 1.9 and 8.1 cm yr^{-1} . In contrast to our data, however, they found the highest sedimentation rates in the newest patches. In the lower parts of the same river, rates ranged from 0.2 to 1.5 cm yr^{-1} (Middelkoop, 2000). Barth et al. (1998) obtained an average sedimentation rate of approximately 3 cm yr^{-1} for the period from 1945 for an embankment near Aken in the Elbe River, and in a more recent study Krüger et al. (2006) calculated sedimentation rates of between 0.2 and 1.5 cm yr^{-1} for locations close to the river. Begy et al. (2015) reported rates for the Danube River very similar those obtained for the Elbe (i.e., 0.1 to 1.8 cm yr^{-1}). For North America, rates mentioned in the literature are usually lower than those obtained for the Rhône River. Average sedimentation rates given by White et al. (2002) for rivers along the Texas coastal plain are much lower than those presented here, ranging from the 0.26 cm yr^{-1} of those of the Nueces system and the 0.5 cm yr^{-1} of those of the Trinity River. Knox (2006) found that 0.02 cm yr^{-1} reasonably approximates the long-term average rate of Holocene vertical accretion in the Upper Mississippi River, while after being influenced by human activities (mainly agriculture) the rates increased to between 0.5 and 0.2 cm yr^{-1} . Sedimentation rates estimated by Page et al. (2003) in Murrumbidgee River (Australia) were higher than the observed in North American rivers, showing an average vertical accretion rate of between 1 and 4 cm yr^{-1} .

5.1.3. Metal contents

Fig. 10 shows a general decline in metal content in the floodplain surface with older concentrations being the most affected. This pattern must involve both the chronology of flux and connectivity and associated sedimentation. Brewer and Taylor (1997) noted this same pattern, suggesting that some high flows occurring during mining periods create a blanket of polluted overbank fines in pre-mining non-polluted deposits of the upper Severn Basin. This explains the higher concentrations of metals found in ancient deposits, which may be what we can expect from the Rhône. Its older surfaces, which are only occasionally flooded, present signs of pollution dating to the twentieth century and show a peak occurring in the 1970s, whereas newer surfaces are much more connected with recent sedimentation patterns revealing relatively clean sediment surfaces. For surfaces established in the 1970s and 1960s, contamination may exist but only within sediment compartments. Metal elements has been used as tracers in other studies to report historical high-resolution dating for overbank floodplain vertical accretion (Knox, 2006). Additionally, in this work, we used the metal elements as connectivity proxies. The presence of these elements in surface sediments allows us to clearly differentiate the levels of connection. High metal concentrations related with the flows of the 1970s mark the least connected surfaces, compared to the most frequently connected surfaces that have recorded the less contaminated fluxes of recent decades. These findings complement the results of previous studies of sediment cores (Seignemartin et al., 2018; Thorel et al., 2018; Vauclin et al., 2019; Seignemartin et al., 2018) carried out in the Rhône River.

5.2. Drivers governing inter-reach variability

5.2.1. Channel adjustments

Channel narrowing in the Rhône River does not significantly vary from one reach to another in terms of the intensity of changes and the chronology of adjustments and surfaces concerned. We only observe a

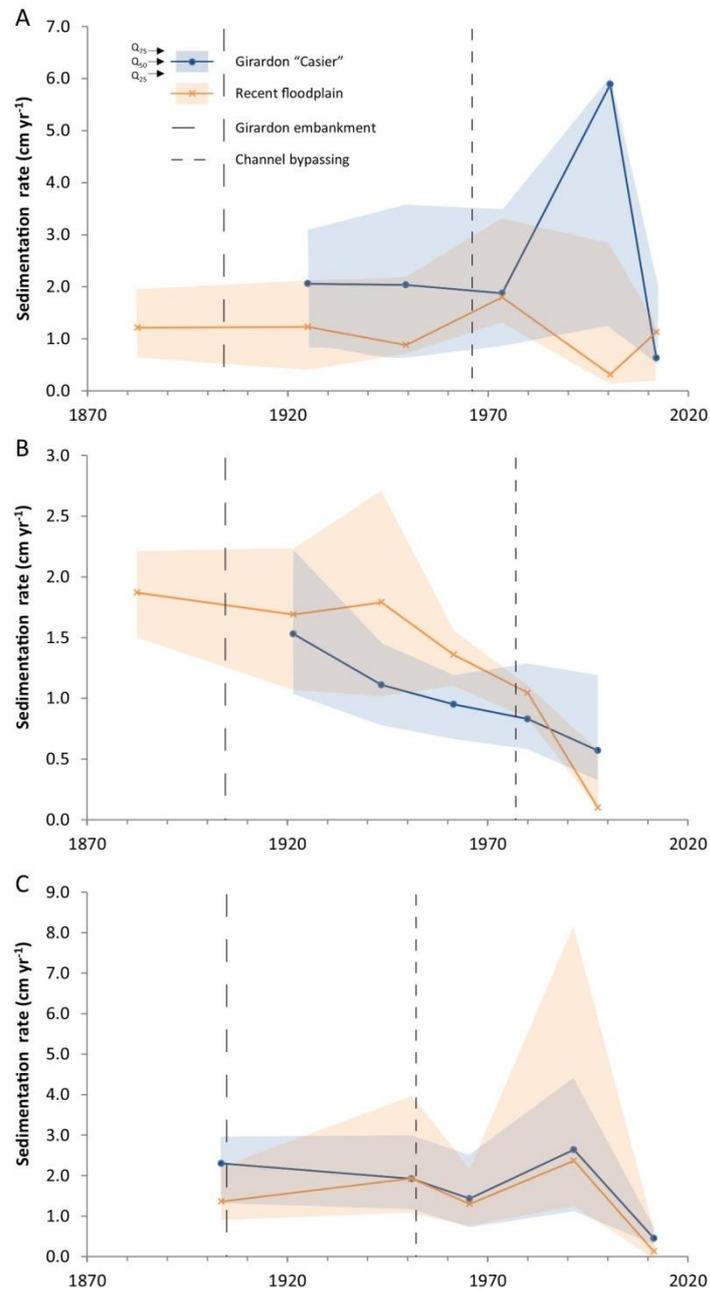


Fig. 9. Sedimentation rates of Girardon casiers and recently disconnected channels by period of floodplain terrestrialisation for A, PBN, B, PDR and C, DZM. The variability is shown by 1st and 3rd quartiles (1st and 3rd Q in the legend).

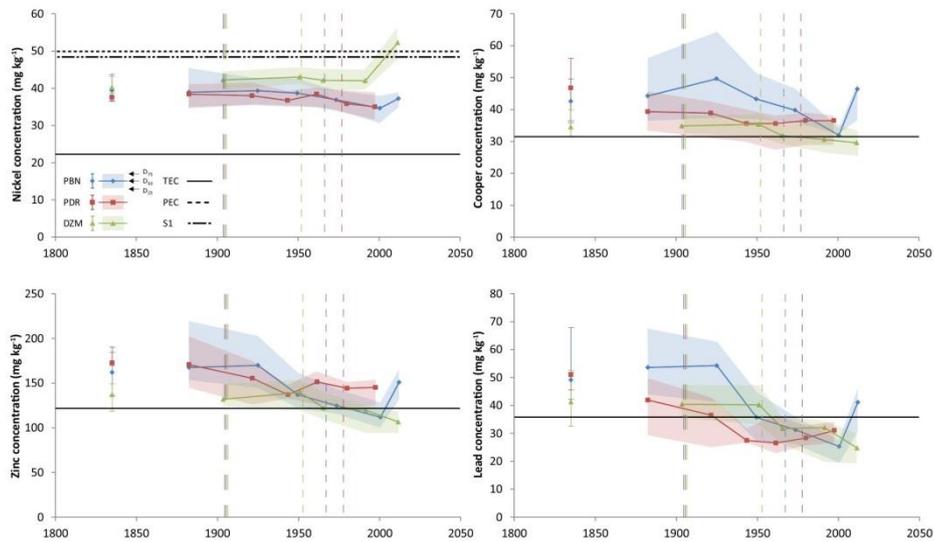


Fig. 10. Comparison of metallic element concentrations contained in surface floodplain sediments by terrestrialisation period for PBN, PDR and DZM. Long dashed lines correspond to Girardon structures, and the short dashed lines denote channel bypassing in each of the sections. The variability is shown by 1st and 3rd quartiles (1st and 3rd Q in the legend).

chronological shift in channel adjustments related to bypassing that is only linked to the date of dam construction (Fig. 5B).

Major variations in channel adjustments are linked to vertical channel reactions to Girardon infrastructures. Whereas PDR showed only a slight incision, PBN was the most heavily incised. This main inter-reach difference is common to long regulated reaches. PBN, which is located in the upper sections with major infrastructure, is subjected to higher levels of shear stress than the other reaches (Vázquez-Tarrió et al., 2019), and an increase in transport capacity not compensated by an increase in upstream bedload delivery because upstream from Lyon, no infrastructures similar to the Girardon have been built to increase transport capacities. Because PBN is the most upstream

embanked reach, it has been the most reactive. A progressive propagation of changes from upstream is also observed along the Rhine (Arnaud et al., 2015). For PDR, shear stress levels increased in upstream reaches, increasing bedload supplies and minimizing local impacts on channel depths resulting from human disruption. DZM was subjected to an intermediate situation. Incision occurred to a lesser extent than in PBN because of effects of upstream reaches and tributaries. Disconnection observed in this section can be partly related to a fairly intense period of gravel extraction occurring in the 1960s (Marteau, 1993). Hence, we do not find strong relationships between gravel thickness and channel connections as shown for PBN, and the gravel layer in this reach is the thickest of those of the three sites for the newest floodplain surfaces.

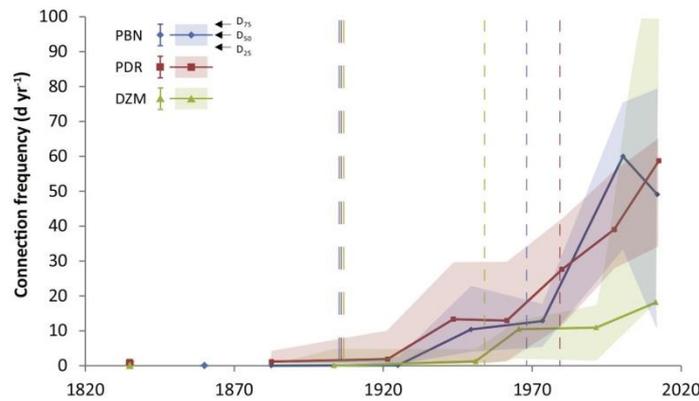


Fig. 11. Median present connection frequency by floodplain terrestrialisation period. Long dashed lines correspond to Girardon structures, and short dashed lines denote channel bypassing trends of each of the sections.

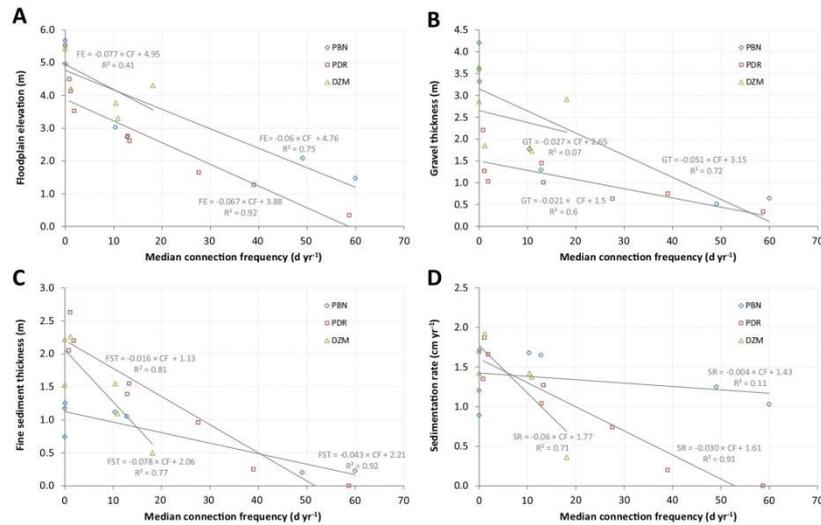


Fig. 12. Scatterplot showing the link between median connection frequency and the median A, Floodplain elevation, B, Gravel thickness, C, Fine sediment thickness and, D, The sedimentation rate for each of the three studied reaches.

5.2.2. Floodplain formation

Floodplain formation or terrestrialisation is a complex process related to channel disconnection occurring because of overbank sedimentation or water level lowering following channel incision or water derivation.

Fine overbank sedimentation along floodplains is a very complex process mainly influenced by a difference in elevation (lateral connectivity) between a channel and floodplain, which controls the frequency, duration, magnitude and suspended sediment concentration (SSC) of floods (Asselman and Middelkoop, 1995;

Piégay et al., 2008; Gautier et al., 2009; Harrison et al., 2015) as well as the density of vegetation controlling roughness and trapping efficiency (Gautier et al., 2009; Harrison et al., 2015). In such a context, the degree of river training (Wu et al., 2005) can greatly influence floodplain sedimentation rates mainly because it can affect the topography and associated lateral connectivity (e.g., the frequency and magnitude of overbank flows).

When a river is confined by river-control structures and remains laterally stable, the river usually experiences incision (most notably in its upper section), where sediment delivery is not changed, which is the

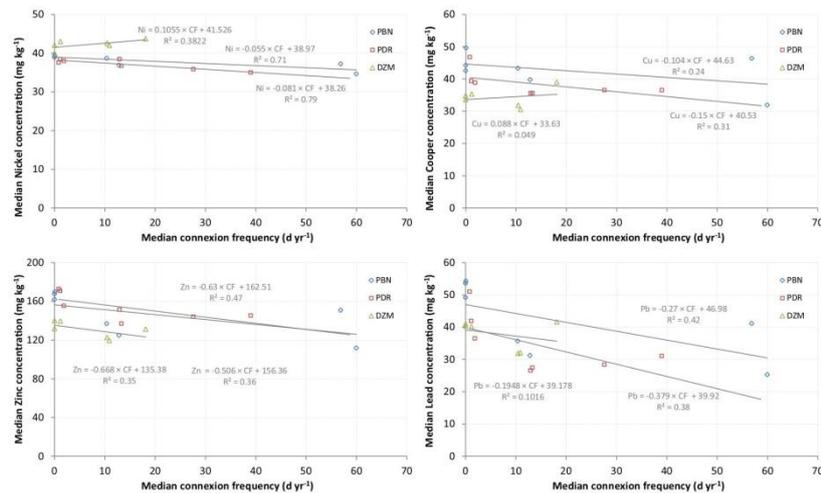


Fig. 13. Scatterplot showing the link between median connection frequency and median concentrations of A, Nickel; B, Copper; C, Zinc, and D, Lead for each of the three studied reaches.

case for PBN. This process can raise the relative elevation of the floodplain above the riverbed, considerably reducing the frequency of overbank flows and thus sedimentation in the floodplain (Wyżga, 2001). Floodplain formation occurred with the same intensity and chronology along the three reaches, but it is related to two different processes. For PBN, it is mainly linked to channel incision but also to lower levels of overbank sedimentation because it was quickly disconnected. In contrast, for PDR and DZM, early incision did not occur and its reaches are closely connected and have undergone intense periods of overbank sedimentation.

PDR is less incised and thus a more connected section that exhibits slightly varied patterns of sedimentation from the channel to the distal part of the connected floodplain. In this case, rates of distal sedimentation are higher than those observed in proximal areas, which is not the case for PBN (Fig. 9).

It is worth also highlighting the anomalous behaviours of the newest proximal surfaces of PBN (post 1970s). For the same connection frequency level (i.e., 50–60 d yr⁻¹; Fig. 12D), these surfaces register much higher sedimentation rates than those observed in PDR. The proximal location of the Saône–Rhône confluence may serve as an explanation, increasing suspended sediment concentrations flowing into the bypassed reach. The sediment plume transported from the Saône River is not diluted before flowing into PBN with suspended sediment flux being significantly higher than in the other sections (see Fig. 5.8 in Le Coz, 2007).

5.2.3. Metal content

Other factors not related to overbank sedimentation or lateral connectivity may influence metal content levels in the floodplain and may explain the different patterns observed among the three studied reaches. Apart from well-known sources of pollution as an industrial area (industrial waste), for PBN the most polluted samples originate from areas located close to urban regions. One potential source is related to stormwater runoff, which is favoured by impervious surfaces and travels through urban areas, gathering a wide variety of pollutants that are then delivered to the floodplain. Another source is related to the proximity of transportation infrastructures. Railroads and roadways are a significant nonpoint source of pollutants, and even recreation paths into the floodplain have been affected by high concentrations of Pb perhaps caused by illicit car maintenance (oil changes, car washes, etc.). In PDR and DZM, the proximity of urban areas is not as marked as it is in PBN, and floodplains are mostly surrounded by agricultural fields and local industries.

Alternatively, we identify a clear longitudinal pattern of metal content in the three studied reaches with a decline observed from the industrialized and urbanised region upstream to the agricultural region downstream. This urbanization gradient affects chemical structures of the different sections with Zn and Cu serving as indicators of river systems located in densely populated and industrialized areas with elements found in higher concentrations in the upstream region (PBN and PDR). In contrast, in the downstream region (DZM), higher Ni levels in the surface sediments can be attributed to the inputs of western tributaries, which flow through volcanic and crystalline bedrock (e.g., the Ardèche and Eyrieux rivers). Moreover, inputs from the less polluted Isère and Drôme rivers found in the reaches following PDR may produce signal dilution effects in DZM.

The differences between PBN and PDR in terms of Cu and Pb levels are important, whereas for Zn and Ni this is not found to be the case. Although these values are surely influenced by the features of urban and industrial pollution sources, studies of the Sena River recognize atmospheric fallout as a major contamination pathway (Thevenot et al., 2007). Observations of air quality levels for the Auvergne–Rhône–Alpes region show that Cu and Pb concentrations are more elevated in the vicinity of Lyon (PBN) than in PDR (ATMO, 2014). This information becomes more relevant when we consider the fact that in our work we analyse pollution in surface sediments, which are more susceptible to

contamination from this source of pollution than sediments obtained from greater depths (i.e., core sampling). Atmospheric inputs may be more important than flow inputs and lateral connectivity levels in explaining why older surfaces are characterized by significantly higher Zn and Pb levels than newer surfaces with a clear gradient observed from urban to rural reaches. For newer surfaces, this atmospheric signal is smoothed by overbank sediment originating from sediment sources less influenced by urban areas.

6. Conclusion

The Rhône River has been heavily regulated over the last two centuries. The two phases of channel regulation have affected the three study reaches in the same manner, but not with the same magnitude. During the study period, the impact of both regulation phases resulted in a general narrowing of the studied reaches (i.e., a 60 to 66% loss of active channel width). Nevertheless, our data point to river in-channel hydraulic structures as the primary source of channel planform shrinkage, accounting for 40% of channel narrowing while channel bypassing accounts for the remaining 20%.

Channel narrowing in the Rhône River has initiated other adjustments and mainly those related to incision. Such processes have varied depending on the longitudinal positioning and local characteristics of each studied reach. PBN has been the most heavily incised because of high levels of shear stress generated by an absence of engineering structures in upstream reaches not being compensated by an increase in sediment delivery upstream. In contrast, in PDR and DZM, incision levels were lower because the incision of the upper modified reaches supplied enough bedload sediment to ensure equilibrium with excess shear stress and to minimize local impacts of these infrastructures.

Spatial and temporal overbank sedimentation patterns are highly variable and complex as a result of the interaction between numerous factors such as topography, flood frequency, connectivity, etc. Channel incision and overbank deposition serve as key controls of hydrological connectivity between floodplains and main channels, and the magnitude of such processes influences the complexity of overbank sedimentation in the floodplain and in different reaches.

Anthropogenic interference has clearly altered natural floodplain sedimentation patterns, and the oldest surfaces do not record the highest sedimentation rates. In this study we found that more connected areas (usually newer surfaces) sometimes register lower sedimentation rates, while the less connected areas register higher sedimentation rates. Metal tracers in the studied floodplain follow the same pattern where highest concentrations were found with a low connection frequency. The heavy metal distribution observed in the Rhône River floodplain is closely related to patterns of sediment deposition; however, other factors such as the background context, the proximity of urban or industrial areas, and atmospheric fallout can modify their distribution and levels.

Understanding local factors controlling floodplain sedimentation and terrestrialisation is therefore necessary for predicting their behaviour in terms of sedimentation and scouring patterns. Such information is critical for informing river managers and for improving restoration plans and the determination of channel reaches to restore.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgements

This study was conducted as part of the Rhône Sediment Observatory (OSR) program, a multi-partner research program funded through Plan Rhône of the European Regional Development Fund (ERDF),

- Margui, E., Hidalgo, M., Queralt, I., Van Meel, K., Fontas, C., 2012. Analytical capabilities of laboratory, benchtop and handheld X-ray fluorescence systems for detection of metals in aqueous samples pre-concentrated with solid-phase extraction disks. *Spectrochim. Acta Part B At. Spectrosc.* 67, 17–23.
- Marteau, T., 1993. Bilan des extractions de granulats en lits mineurs. Etude BRGM R37872. Ministère de l'Industrie, des Postes et Télécommunications et du Commerce extérieur (14 pp).
- Melquiades, F.L., Apolloni, C.R., 2004. Application of XRF and field portable XRF for environmental analysis. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 62 (2), 533–541.
- Merritt, D.M., Cooper, D.J., 2000. Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: a comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River basin, USA. *Regul. Rivers Res. Manag.* 16, 543–564.
- Meybeck, M., Lestel, L., Bonte, P., Moilleron, R., Colin, J.L., Rousselot, O., Herve, D., De Ponteves, C., Grosbois, C., Thevenot, D.R., 2007. Historical perspective of heavy metals contamination (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) in the Seine River basin (France) following a DPSIR approach (1950–2005). *Sci. Total Environ.* 375 (1–3), 204–231.
- Middelkoop, F.L., 2000. Heavy-metal pollution of the river Rhine and Meuse floodplains in The Netherlands. *Neth. J. Geosci.* 79, 411–428.
- Nanson, G.C., Beach, H.F., 1977. Forest succession and sedimentation on a meandering river floodplain, northeast British Columbia, Canada. *J. Biogeogr.* 4, 229–251.
- Nijland, H. J. Cals, M. J. R. (eds.), 2001. River Restoration in Europe. Conference on River Restoration, Practical Approaches. Riza Rapport Nr.: 2001.023.
- Nilsson, C., Berggren, K., 2000. Alterations of riparian ecosystems resulting from river regulation. *BioScience* 50, 783–792.
- Nilsson, C., Jansson, R., 1995. Floristic differences between riparian corridors of regulated and free-flowing boreal rivers. *Regul. Rivers Res. Manag.* 11, 55–66.
- Nilsson, C., Jansson, R., Zinko, U., 1997. Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. *Science* 276, 798–800.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M., Revenga, C., 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308, 405–408.
- Olivier, J.M., Carre, G., Lamouroux, N., Dole-Olivier, M.J., Malard, F., Bravard, J.P., et al., 2009. The Rhône River basin. In: Tockner, K., Uehlinger, U., Robinson, C.T. (Eds.), *Rivers of Europe*. Academic Press, Amsterdam, pp. 247–295.
- Ollero, A., 2010. Channel changes and floodplain management in the meandering middle Ebro River, Spain. *Geomorphology* 117, 247–260.
- Page, K.J., Nanson, G.C., Frazier, P.S., 2003. Floodplain formation and sediment stratigraphy resulting from oblique accretion on the Murrumbidgee River, Australia. *J. Sed. Res.* 73, 5–14.
- Parrot, E., 2015. Analyse spatio-temporelle de la morphologie du chenal du Rhône du Lézan à la Méditerranée. Lyon 3 University (Ph.D. Thesis).
- Petts, G.E., 1984. Impounded Rivers: Perspectives for Ecological Management. John Wiley and Sons Ltd, London.
- Petts, G.E., 1989. Historical Change of Large Alluvial Rivers. Western Europe. Wiley, London.
- Phillips, J.D., 2003. Toledo Bend Reservoir and geomorphic response in the lower Sabine River. *River Res. Appl.* 19, 137–159.
- Piégay, H., Walling, D.E., Landon, N., He, Q., Liébault, F., Petiot, R., 2004. Contemporary changes in sediment yield in an alpine mountain basin due to afforestation (the upper Drôme in France). *Catena* 55 (2), 183–212.
- Piégay, H., Hupp, C.R., Citterio, A., Dufour, S., Moulin, B., Walling, D.E., 2008. Spatial and Temporal Variability in Sedimentation Rates Associated With Cut Off Channel Infill Deposits. *Ain River, France. Water Resour. Res.* 44, Article W05420.
- Piégay, H., Alber, A., Slater, L., Bourdin, L., 2009. Census and typology of braided rivers in the French Alps. *Aquat. Sci.* 71, 371–388.
- Poinsart, D., 1992. Effets des aménagements fluviaux sur les débits liquides et solides : l'exemple du Rhône dans les plaines de Miribel-Jonage et de Donzère-Mondragon. Thèse : Géographie et Aménagement : Lyon 3.
- Poirier, N., 2006. Des plans terriers au cadastre ancien: Mesurer l'évolution de l'occupation du sol grâce au SIG [archive]. Le médiéviste et l'ordinateur. Institut de Recherche et d'Histoire des Textes, CNRS, Paris, p. 44. <http://lemo.irht.cnrs.fr/44/plans-terriers.htm>.
- Provansal, M., Raccasi, G., Monaco, M., Robresco, S., Dufour, S., 2012. La réhabilitation des marges fluviales, quel intérêt, quelles contraintes? Le cas des annexes fluviales du Rhône aval. *Méditerranée* 118, 85–94.
- Räpple, B., 2018. Sedimentation patterns and riparian vegetation characteristics in novel ecosystems on the Rhône River, France. A comparative approach to identify drivers and evaluate ecological potentials. Lyon University (Ecole Normale Supérieure de Lyon) (Ph.D. Thesis).
- Riquier, J., 2015. Réponses hydrosédimentaires de chenaux latéraux restaurés du Rhône français. Structures spatiales et dynamiques temporelles des patrons et des processus, pérennité et recommandations opérationnelles. Lyon 2 University (Ph.D. Thesis).
- Roditis, J.C., Pont, D., 1993. Dynamiques fluviales et milieux de sédimentation du Rhône à l'amont immédiat de son delta. *Méditerranée* 3 (4), 5–18.
- Roni, P., Hall, J.E., Drenner, S.M., Arterburn, D., 2019. Monitoring the effectiveness of floodplain habitat restoration: a review of methods and recommendations for future monitoring. *WIREs Water* 6, e1355. <https://doi.org/10.1002/wat2.1355>.
- Rouillon, M., Taylor, M.P., 2016. Can field portable X-ray fluorescence (pXRF) produce high quality data for application in environmental contamination research? *Environ. Pollut.* 214, 255–264.
- Schiemer, F., Baumgartner, C., Tockner, C., 1999. Restoration of floodplain rivers: the Danube Restoration project. *Reg. Rivers: Res. Mgmt.* 15, 231–244.
- Schwartz, R., Kozerski, H., 2003. Entry and deposits of suspended particulate matter in groyne fields of the middle Elbe and its ecological relevance. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 31 (4–5), 391–399.
- Scorpio, V., Roskopf, C.M., 2016. Channel adjustments in a Mediterranean river over the last 150 years in the context of anthropic and natural controls. *Geomorphology* 275, 90–104.
- Seignemartin, C., Tena, A., Räpple, B., Arnaud, F., Barra, A., Berger, J.F., Faure, O., Launay, M., Le Coz, J., Roux, G., Massor, H., Winiarski, T., Piégay, H., 2018. Sédimentation et morphologie du lit majeur. Stocks sédimentaires des marges actives – Méthodologie générale et application sur Péage-de-Roussillon. Observatoire des Sédiments du Rhône, Action IL2 et Action IL4. (76 pp).
- Shields Jr., F.D., Knight, S.S., Lizotte Jr., R., Wren, D.G., 2011. Connectivity and variability: metrics for riverine floodplain backwater rehabilitation. In: Simon, A., et al. (Eds.), *Stream Restoration in Dynamic Fluvial Systems: Scientific Approaches, Analyses, and Tools*, Geophys. Monogr. Ser. 194. AGU, Washington, D. C. pp. 233–246.
- Simons, J., Barker, C., Schropp, M., Jans, L., Kok, F., Grift, R., 2001. Man-made secondary channels along the river Rhine (the Netherlands): results of post-project monitoring. *River Res. Appl.* 17 (4–5), 473–491.
- Smith, N.D., Morozova, G.S., Pérez-Arteaga, M., Gibling, M.R., 2016. Dam-induced and natural channel changes in the Saskatchewan River below the E.B. Campbell Dam, Canada. *Geomorphology* 269, 186–202.
- Somlyódi, L. (Ed.), 2011. Magyarország vízgazdálkodása: helyzetkép és stratégiai feladatok (Water management of Hungary: report and strategy). Hungarian Academy of Sciences, Budapest.
- Stanford, J.A., 1998. Rivers in the landscape: introduction to the special issue on riparian and groundwater ecology. *Freshwater Biology* 40, 402–406.
- Surian, N., 1999. Channel changes due to river regulation: the case of the Piave River, Italy. *Earth Surf. Process. Landf.* 24, 1135–1151.
- Surian, N., Rinaldi, M., 2003. Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy. *Geomorphology* 50, 307–326.
- Thevenot, D., Moilleron, R., Lestel, L., Gromaire, M.C., Rocher, V., Philippe Cambier, P., Bonté, P., Colin, J.L., de Ponteves, C., Meybeck, M., 2007. Critical budget of metal sources and pathways in the Seine River basin (1994–2003) for Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn. *Science of the Total Environment* 375, 180–203. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.008>.
- Thorel, M., Piégay, H., Barthelemy, C., Räpple, B., Gruel, C.-R., Mammonier, P., Winiarski, T., Bedell, J.-P., Arnaud, F., Roux, G., Stella, J.C., Seignemartin, G., Tena, A., Wawrzyniak, V., Roux-Michollet, D., Oursel, B., Fayolle, S., Bertrand, C., Franquet, E., 2018. Socio-environmental stakes associated with process-based restoration strategies in large rivers: should we remove novel ecosystems along the Rhône? *Reg. Environ. Chang.* 18 (7), 2019–2031.
- Tockner, K., Stanford, J.A., 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environ. Conserv.* 29, 308–330.
- Tockner, K., Schiemer, F., Ward, J., 1998. Conservation by restoration: the management concept for a river-floodplain system on the Danube River in Austria. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems* 8, 71–86.
- Tracy-Smith, E., Galat, D.L., Jacobson, R.B., 2012. Effects of flow dynamics on the aquatic-terrestrial transition zone (ATTZ) of the lower Missouri River sand bars with implications for selected biota. *River Res. Appl.* 28 (7), 793–813.
- Vauclin, S., Mourier, B., Tena, A., Piégay, H., Winiarski, T., 2019. Effects of river infrastructures on the floodplain sedimentary environment in the Rhône River. *J. Soils Sediments*, 1–12. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02449-6>.
- Vázquez-Tarrio, D., Tal, M., Camenen, B., Piégay, H., 2019. Effects of continuous embankments and successive run-of-the-river dams on bedload transport capacities along the Rhône River, France. *Sci. Total Environ.* 658, 1375–1389.
- Vericat, D., Brasington, J., Wheaton, J., Cowie, M., 2009. Accuracy assessment of aerial photographs acquired using lighter-than-air blimps: low-cost tools for mapping river corridors. *River Res. Appl.* 25, 985–1000.
- Ward, J.V., 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biol. Conserv.* 83 (3), 269–278.
- Ward, J.V., Stanford, J.A., 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regul. Rivers: Res. Manag.* 11, 105–119.
- Ward, J.V., Tockner, K., Schiemer, F., 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. *Regul. Rivers Res. Manag.* 15, 125–139.
- White, W.A., Morton, R.A., Holmes, C.W., 2002. A comparison of factors controlling sedimentation rates and wetland loss in fluvial-deltaic systems, Texas Gulf coast. *Geomorphology* 44, 47–66.
- Williams, G.P., 1978. Bank-full discharge of rivers. *Water Resour. Res.* 14 (6), 1141–1154.
- Winterbottom, S.J., 2000. Medium and short-term channel planform changes on the Rivers Tay and Tummel, Scotland. *Geomorphology* 34, 195–208.
- Wohl, E., 2004. Limits of downstream hydraulic geometry. *Geology* 32 (10), 897–900. <https://doi.org/10.1130/G20738.1>.
- Wohl, E., Angermeier, P.L., Bledsoe, B., Kondolf, G.M., MacDonnell, L., Merritt, D.M., Palmer, M.A., Poff, N.L., Tarboton, D., 2005. River restoration. *Water Resour. Res.* 41, W10301.
- Woitke, P., Wellmitz, J., Helm, D., Kube, P., Lepom, P., Litheraty, P., 2003. Analysis and assessment of heavy metal pollution in suspended solids and sediments of the river Danube. *Chemosphere* 51, 633–642.
- Wu, B.S., Wang, G.Q., Ma, J.M., Zhang, R., 2005. Case study: River training and its effects on fluvial processes in the lower Yellow River, China. *J. Hydraul. Eng.* 131 (2), 1–12.
- Wyżga, B., 2001. Impact of the channelization-induced incision of the Skawa and Wisłoka Rivers, southern Poland, on the conditions of overbank deposition. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 17, 85–100.
- Young, K.E., Evans, C.A., Hodges, K.V., Bleacher, J.E., Graff, T.G., 2016. A review of the handheld X-ray fluorescence spectrometer as a tool for field geologic investigations on Earth and in planetary surface exploration. *Appl. Geochem.* 72, 77–87. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.07.003>.
- Yu, G.-A., Disse, M., Huang, H.Q., Yu, Y., Li, Z., 2016. River network evolution and fluvial process responses to human activity in a hyper-arid environment – case of the Tarim River in Northwest China. *Catena* 147, 96–109.

Socio-environmental implications of process-based restoration strategies in large rivers: should we remove novel ecosystems along the Rhône (France)?

Maxine Thorel¹ · Herve Piégay² · Carole Barthelemy³ · Bianca Räßple² · Charles-Robin Gruel² · Pierre Marmonier⁴ · Thierry Winiarski⁵ · Jean-Philippe Bedell⁵ · Fanny Arnaud² · Gwenaëlle Roux⁶ · Jonh C Stella⁷ · Gabrielle Seignemartin² · Alvaro Tena-Pagan² · Vincent Wawrzyniak^{2,8} · Dad Roux-Michollet⁹ · Benjamin Oursel¹⁰ · Stéphanie Fayolle¹⁰ · Céline Bertrand¹⁰ · Evelyne Franquet¹

Received: 17 November 2016 / Accepted: 11 March 2018
© Springer-Verlag GmbH Germany, part of Springer Nature 2018

Abstract

River restoration efforts require interdisciplinary approaches involving fluvial geomorphology, hydraulic engineering, ecology, sedimentology, chemistry, social geography, and sociology. We investigated the functioning of artificial structures called “Casiers Girardon” (groyne fields) in the Rhône River. We assessed potential benefits and risks linked to removing the Rhône groyne fields in a restoration context, with particular focus on the potential for increased bank erosion. Hydraulic, morphological, chemical, ecological, and social issues resulting from dismantlement were studied for terrestrialized and aquatic Casiers Girardon. Only 10% of Casiers Girardon have maintained their aquatic features, whereas most of the Casiers are terrestrialized. Our results help to confirm the effectiveness of restoration actions; however, they also indicate uncertainties and additional knowledge needs, especially in regard to potential incompatibilities between Casier restoration and conservation. Then, an interdisciplinary conceptual model was developed to identify interventions to be considered in Casiers Girardon, according to their terrestrialization rate and physiochemical characteristics (connectivity, amount of gravel vs. fine sediment, contamination level). This model synthesizes scientific results and expert judgment and provides management recommendations based on

herve.piegay@ens-lyon.fr

Maxine Thorel
maxine.thorel@imbe.fr

Carole Barthelemy
carole.barthelemy@univ-amu.fr

Bianca Räßple
bianca.raepple@ens-lyon.fr

Charles-Robin Gruel
robin.gruel@wanadoo.fr

Pierre Marmonier
pierre.marmonier@univ-lyon1.fr

Thierry Winiarski
WINIARSKI@entpe.fr

Jean-Philippe Bedell
JeanPhilippe.BEDELLE@entpe.fr

Fanny Arnaud
fanny.arnaud@ens-lyon.fr

Gwenaëlle Roux
gwenaëlle.roux@egeos.fr

Jonh C Stella
stella@esf.edu

Gabrielle Seignemartin
gabrielle.seignemartin@ens-lyon.fr

Alvaro Tena-Pagan
alvaro.tena-pagan@ens-lyon.fr

Vincent Wawrzyniak
vincent.wawrzyniak@univ-fcomte.fr

Dad Roux-Michollet
dad.roux@graie.org

Benjamin Oursel
benjamin.oursel@imbe.fr

Stéphanie Fayolle
stephanie.fayolle@imbe.fr

Céline Bertrand
celine.bertrand@imbe.fr

Evelyne Franquet
evelyne.franquet@imbe.fr

ecological and sociological expectations about the restoration of Casiers Girardon. The model highlights high heterogeneity in functioning and ecological potential between terrestrialized and aquatic Casiers. Dismantling of terrestrialized Casiers has strong potential to provide multiple benefits, whereas aquatic Casiers could be maintained as valuable backwaters. The managing guidelines for the Casiers Girardon of the Rhône River should be adapted according to local conditions, as well as expected benefits and needs, and conducted in co-ordination with all actors involved in and affected by the restoration.

Keywords River restoration · Risk analysis · Infrastructure removal · Interdisciplinary assessment

Introduction

For centuries, large rivers have been the focus of engineering controls aiming at maximizing human benefits from fluvial systems. However, these modifications typically proceeded without considering their cumulative impacts or the rivers' changing natures. On most large rivers, their formerly dynamic channels were forced into a narrow corset for promoting human activities and protection. They have been heavily regulated for navigation, irrigation, flood management, and/or hydroelectricity production and modified by pollution and introduction of alien species (Besacier-Monbertrand et al. 2014). Natural dynamics and habitat heterogeneity are strongly affected by flow regulation and sediment transport disruption resulting from the implementation of dams and dikes (Ward and Stanford 1995; Besacier-Monbertrand et al. 2014). During the last decade, there has been an increasing shift towards a sustainable reconciliation of freshwater ecosystems with human societies. For example, the fields of socio-hydrology and socio-geomorphology were developed (Ashmore 2015; Blair and Buytaert 2016), partly in reaction to major flood events and the inherent difficulty of sustainably managing dynamic river systems.

The idea of "giving space to rivers" is one of the main aims in large river restoration (Opperman et al., 2009). One of the first issues was to reconnect the main channel with former side channels (e.g. Amoros and Bornette 2002; Hohensinner et al. 2004; Reckendorfer et al. 2006; Paillex et al. 2009; Van de Wolfshaar et al. 2011; Lamouroux et al. 2015). Removing engineering infrastructure (e.g., dikes, groynes, rip-rap protections) along the river should help to provide more space to the river, to reactivate bedload transport through bank erosion, and to recreate new channel and riparian habitats (Florsheim et al. 2008). However, the artificial infrastructure also induced the development of distinct habitats in the main channel and novel ecosystems (Hobbs et al. 2006; Morse et al. 2014). These waterbodies offer ecological services and could present an interesting ecological potential, by re-establishing habitat heterogeneity in regulated rivers as fish spawning, feeding, nursery, and refuge areas (Bolland et al. 2012; Clarke 2015). Moreover, artificial waterbodies support the presence of distinct communities dependent on the lentic environment. They could be considered as alternative habitats; Eick and Thiel

(2013) concluded that groyne fields are "used as alternative habitats by a high number of different fish species and life stages and could therefore contribute to sustain a species-rich fish fauna in regulated lowland rivers."

The aim of this contribution is to explore potential benefits and risks of removing bank protection versus preserving it in its present state. Is re-erosion a win-win strategy that will both improve fluvial ecosystems and meet socio-economic expectations? It is a complex question within fluvial socio-ecosystems, requiring an interdisciplinary research approach to address the different issues. To do so, we first identified the pros and cons of such a policy, following the approach of Pont et al. (2009). We then produced scientific expertise to reduce gaps in understanding. These included improving the assessment of risks and expected benefits in terms of (i) hydraulics and morphology, (ii) potential contamination, (iii) ecology, and (iv) socio-economical issues. Next we considered the scenarios of retaining the casiers infrastructure based on retrospective diagnosis, and their removal based on prospective approaches and analog experiences. We finally proposed a conceptual model summarizing pros and cons for groyne field removal, and specific steps to consider when dismantling is planned on a given site.

Along the channel margins of the Rhône River, we find such engineering structures called "*Casiers Girardon*" (named for the engineer who designed these channel margins, Fig. 1), which are similar to groyne fields. Casiers Girardon were built at the end of the nineteenth century within the main channel, and they are comprised of large aquatic compartments divided by stone dikes and arranged sequentially along extensive reaches of the Rhône. Currently, a large restoration project is focused on these particular ecosystems with the primary aim of dismantling the Casiers Girardon. These features are typically novel ecosystems as illustrated by Morse et al. (2014), and they constitute a case-study in exploring the question of restoration actions from a risk-benefit perspective.

The Rhône River, a "pilot" site for an ambitious restoration program

Several factors contribute to explain why the Rhône is a pilot site to study and implement re-erosion processes following removal of bank infrastructure: (i) the history of engineering

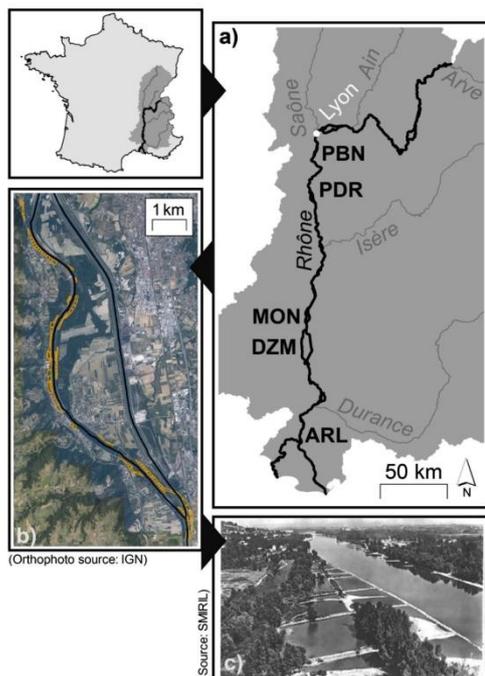


Fig. 1 a Location of the Rhône River in France and location of the 5 studied areas (PNB = Pierre-Bénite, PDR = Péage-de-Roussillon, MON = Montélimar, DZM = Donzère, ARL = Arles). b Overview of groyne fields in the by-passed reach of PDR. c Oblique view of some of the casiers in the downstream section of PDR early in the twentieth century before terrestrialization and afforestation

works and appearance of potentially new ecosystems of interest, (ii) a large knowledge and experience gained from previous studies about river functioning and (current and future) implications for restoration of the Rhône, which is a long adaptive process in effect since the 1990's (Table 1) and, (iii) an interdisciplinary collaboration among all the different actors (scientists, stakeholders, elected representatives, residents, and users of the Rhône) motivated by the sustainable development of the river corridor within which restoration is a critical issue.

Historically, engineering infrastructure was developed principally on the lower and middle sections of the Rhône during two main periods: (1) from the late 19th to the early twentieth century when navigation was promoted; and from the mid to late twentieth century when the production of hydroelectricity entailed a series of by-passed sections, with canals running parallel to the natural Rhône River channel. The first period, which mainly affected the 300-km-long reach downstream from Lyon to the Mediterranean Sea, involved the construction of a complex Casiers Girardon bank

protection system. Longitudinal and lateral submersible infrastructures were built in the main flow channel with the aim of narrowing the natural channel and concentrating the flow by disconnecting it from secondary channels. The generally rectangular surfaces delimited by the infrastructures are referred to "Casiers Girardon" (Fig. 1.b, .c). Within a hundred years, most of these structures filled with sediment and became terrestrialized, and they no longer function in their former role as sediment traps. Proposals to remove the Casiers Girardon and restore the alluvial margins appeared after major flooding in the early 2000's (ca. 100 year return period in the lower reach). Flooding was considered as a risk by decision-makers and inhabitants, owing to channel stabilization by Casiers Girardon and associated margin sedimentation. However, over time, other ecosystem functions and services (e.g., benefits of alluvial vegetation, refuge for riparian organisms, recreation, esthetic appreciation, value of human settlement legacies...) were included in the public debate aiming to preserve Casiers Girardon. Therefore, there was a need to determine and balance the benefits and risks linked to removing the casiers. Deciding such a complex, multi-layered action necessitated a more complete understanding of riverine processes in space and time (Mika et al. 2010).

During the last decade, there has been an increasing shift towards sustainable reconciliation of freshwater ecosystems with human societies. The necessity of protecting floodplain ecosystems, and conserving or restoring ecological functions of the Rhône River has become a priority for stakeholders in the basin (Besacier-Monbertrand et al. 2014). From the beginning, this process has involved the scientific community in the debate.

The first restoration phase in the 1990's and 2000's focused on aquatic habitat restoration, principally by excavating and reconnecting secondary channels that had terrestrialized over the last century and/or increasing the minimum flows in the by-passed sections (Lamouroux et al. 2015). Numerous works focused on ecosystem conditions before, during and after restoration actions. Table 1 summarizes many of the disciplines engaged and actions taken during this initial phase.

After the 100-year flood of the Rhône River in 2003, consultations were organized in 2004 and 2005 by the French government and the individual regions. Residents and local elected representatives shared the same idea: flooding was mainly due to the riverbed filling up with sediments (Barthélémy and Souchon 2009). The riverbed narrowing due to the sedimentation of Casiers Girardon and the encroachment by vegetation was considered to be responsible for increasing the flood intensity. The Compagnie Nationale du Rhône (CNR), which manages the Rhône for navigation, hydropower, flood control, and other uses, was criticized and blamed for not properly maintaining the river—only dredging, according to the residents. The first meetings were tumultuous. Thereafter, experts in geomorphology explained the

Table 1 Previous studies about socio-ecosystem functioning and implications on the restoration of the Rhône River

Thema	References	Major ideas
Ecological functioning	Nicolas and Pont, 1997 Olivier et al. 2009 Paillex et al. 2013	Casiers Girardon provide fish habitats and improve biodiversity in artificial floodplain. Major information characterizing the Rhône and its catchment (climate, land use, hydrology, biodiversity, degradations pollution, fragmentations, and species introductions). Restoration programs should ensure an optimal functional diversity at the floodplain scale, by diversifying hydraulic connections between the main channel and floodplain habitats
Social perception	Comby et al. 2014 Barthélémy and Armani, 2015	PCB pollution problems on the Rhône induced a socio-environmental crisis which blocked restoration processes between 2005 and 2010. A restoration project can be supported by stakeholders mobilized by a local public figure, and organized. Interactions between local and national levels play a major role
Geomorphology	Bravard 2010 Riquier et al. 2015 Depret et al. 2017	Historical change during the Holocene and the pre-modern conditions of the Rhône inform trajectories for restoring selected reaches on the modern river. Frequency and magnitude of hydraulic connection between the main channel and floodplain modify habitat conditions in the plain and can be used to design habitat restoration. Artificial abandoned channels lifespan is longer than natural ones due to bedload infilling truncation. Abandoned channels terrestrialization exacerbated by water level lowering and increased with upstream connectivity
Toxicology	Babut et al. 2012 Mourier et al. 2014	Biota-to-sediment accumulation processes provide a methodology to assess contamination by PCB. PCB concentrations in sediments increase from upstream to downstream stations along the Rhône
Restoration	Lamouroux and Olivier 2015 Lamouroux et al. 2015	Minimum flow increase induced perennial changes in fish community structure, predicted by modeling. The Rhône restoration conducted to more lotic environments and diverse aquatic communities and renewed social links with the river

basics of the river's sedimentary functioning, as well as regulatory requirements. Despite restrictions on modifying the riverbed (for navigation purposes), there was an opportunity to act on the alluvial margins and more specifically on the Casiers Girardon. This approach was supported by riverside residents who were focused on sediment transport and managers whose perspectives were backed up by evaluations by river experts.

In this context, the "Plan Rhône" was established in 2009 and proposed an integrated management of the Rhône River corridor, partly funded by the European Community, and focused on sustainable development and partnership (Plan Rhône I 2009–2014 and II 2015–2020). These plans aim to bring together multiple challenges: floods, nature conservation and restoration, economic activities and uses, and recreational activities. Following the successful first phase of restoration actions that were focused on hydrological improvement and side-channel reconnection, new questions emerged concerning other factors requiring improvement. These included armored channel beds with limited mobility and bedload transport, limited hyporheic exchange, and lack of dynamism and age diversity among riparian vegetation stands.

Issues regarding the removal of Casiers Girardon are integrated into this policy framework, targeting stakeholders' participation and interdisciplinarity for flood risk

management. At this stage, even though the removal of Casiers Girardon is well-supported by water stakeholders, realistic consequences of such measures are unclear. The removal of Casiers Girardon is an ambitious restoration program extending over almost 300 km of the river course. There are considerable uncertainties in terms of channel adjustment and ecological responses at the decadal scale, because these processes depend on bedload transport which at present only occurs occasionally during critical flood events. This program may respond to social expectations but may also have adverse socio-ecological effects. How to improve decision-making in such a complex system considering long-term adjustment is thus a critical issue. Interdisciplinary brain storming to share and confront existing knowledge, as well as to target new research efforts can be valuable in this context in order to inform and minimize uncertainties, and assess potential risks and benefits associated with such actions.

Methods

Within the Human-Environment Rhône Valley Observatory (OHM VR), scientists consider the river as a system composed of biophysical and social elements following a trajectory of adjustments linked to successive responses to

human pressures. This requires a common conceptual framework and an interdisciplinary effort as highlighted by Pont et al. (2009). Based on this strategy, we aim to assess potential consequences and the sustainability of such an ambitious restoration policy focused on Casiers Girardon removal. What are the pros and cons of such a policy?

The OHM VR is focused on socio-ecological consequences of new riverine water policy following the exceptional floods of 2001, 2002, and 2003. Sectorial management is supposed to be replaced by a sustainable development strategy within which adaptive restoration is a critical process to improve river ecological status and reduce flood risks. The interdisciplinary research group involved in the OHM VR aims to provide new knowledge on the socio-ecosystem trajectory in considering both past conditions and present processes. This provides a basis to point out potential risks and benefits of different restoration scenarios.

The first phase of this work is based on a preliminary set of 12 interdisciplinary brain storming seminars that occurred from 2013 to 2016. Involving scientists from a large set of disciplines (sociology, social geography, political sciences, geomorphology, hydraulics, riparian and aquatic ecology, ecotoxicology, and geochemistry) and practitioners, we established a chart of potential consequences related to various scenarios. The questions asked were: What could be the consequences in river trajectory and the socio-environment if no actions were taken? Inversely, how would the river system evolve if infrastructures were removed?

In the next phase, each group of scientists developed their own methodology to validate or invalidate the hypotheses established in their field of expertise (Table 2). Groups of experts worked on five focal reaches that were potential candidates for Casiers Girardon removal (Pierre-Bénite, PBN; Péage-de-Roussillon, PDR; Montélimar, MON; Donzère, DZM; and Arles, ARL; Fig. 1.a, Table 3).

In the final phase, we built a conceptual model that would help in decision-making for rehabilitation of Casiers Girardon, considering the different contributions as well as the scientific

and contradictory debate outputs. As explained in Mika et al. (2010), “conceptual modeling is a valuable tool in refining and communicating this synthesis, both as a process and as a product.” As a process it considers necessary dialog among all actors, and as a product, it considers the integration of various components, concepts, and scales for a foundational knowledge for restoration.

This model took into account the different risks and gains associated with the dismantling of the Casiers Girardon. In order to have the most complete and representative model of the system, we linked innovative scientific results acquired in our different studies on casiers, and thoughts about restoration feasibility compiled during the different meetings among actors.

Results and discussion

Terrestrialized Casiers Girardon

Hydraulic and morphological issues

Important overbank sedimentation and dewatering occurred in the casiers during the two phases of regulation due to important changes in hydraulic and roughness conditions (Fig. 2). In the 1940's, approximately 60 years after the first Girardon measures and just prior to the first by-pass projects, on average 42.9% (SD = ± 29.5%) of the surface of the casiers in the bypassed reaches of PBN, PDR, MON, and DZM was terrestrial. At that time, 9.9% of these casiers were terrestrial over more than 90% of their surface area. Mean annual sedimentation rates ranged between 0.2 and 6.5 cm yr⁻¹ (mean = 3.4 cm yr⁻¹, SD = ± 1.6 cm yr⁻¹) on pre-diversion surfaces, and between 0.2 and 10.8 cm yr⁻¹ on post-diversion surfaces (mean = 5.2 cm yr⁻¹, SD = ± 2.3 cm yr⁻¹). Differences were large between reaches on both surfaces. The values we approximated correspond to values of sedimentation rates found in the literature for the same regional context. On the Ain, for instance, Piégay et al. (2008) found rates between 0.11 and 2.4 cm yr⁻¹. In vegetation units on the Drôme, rates ranged between 0.2 and 10.1 cm yr⁻¹ (Dufour and Piégay, 2009) and for the Ain, Doubs, and Rhône, Citterio and Piégay (2009) noted values between 0 and 2.57 cm yr⁻¹.

The removal of casier infrastructure is expected to initiate self-forming riverbank erosion that could result in new bedload supply into the channel, thus increasing diversification of grain size and associated bedforms, and vertical exchange between superficial and hyporheic flows. Riverbank erosion is also expected to enhance bar development and accretion, vegetation encroachment, and hydraulic constraints promoting new lateral erosion and vegetation rejuvenation in cyclic patterns. That would lead to a more diverse channel pattern, with new bar units, secondary channels and

Table 2 Research and restoration issues about risks and gains linked to the dismantling of Casiers Girardon of the Rhône River

Research and restoration issues
◦ What is the contribution of Casiers Girardon to the ecological potential of Rhône River?
◦ How to preserve/increase biodiversity of alluvial margins?
◦ Consequences of restoration on contaminated sediment remobilization?
◦ Implications of alluvial margins restoration for residents and users of the Rhône River?
◦ Spatial scale for restoration (Casiers, section, site)?
◦ Effectiveness and sustainability of restoration actions?

Table 3 Geographical characteristics of studied sectors Pierre-Bénite (PBN), Péage-de-Roussillon (PDR), Montélimar (MON), Donzère-Mondragon (DZM) and Arles (ARL) with the status of the main channel, the kilometer point of sectors along the Rhône River from Lyon, the sector length in kilometers (km) and the upstream and downstream coordinates of sectors in geographical projection Lambert93 (LB93)

Sector	Status of the main channel	Kilometer point (PK)(linear distance in km from Lyon)	Sector length (km)	Upstream coordinates (LB93)		Downstream coordinates (LB93)	
				X	Y	X	Y
Pierre-Bénite (PBN)	By-passed	PK3.5–PK15	11.45	843,082.98	6,513,216.59	840,367.07	6,502,666.35
Péage-de Roussillon (PDR)	By-passed	PK50.5–PK63	12.66	837,611.81	6,477,498.89	841,802.25	6,467,385.59
Montélimar(MON)	By-passed	PK152.5–PK166	14.44	837,573.66	6,389,853.85	835,039.19	6,377,564.31
Donzère-Mondragon (DZM)	By-passed	PK170.5–PK200.5	31.04	834,879.41	6,373,066.41	836,207.23	6,347,763.28
Arles (ARL)	Main channel	PK272.5–PK279.5	7.25	831,312.14	6,297,737.07	830,327.17	6,291,140.75

backwaters, and resulting gains in habitats and biological communities cited in the following section (Rohde et al. 2005; Habersack and Piégay 2007).

However, the magnitude of these changes depends on bank material properties (i.e., proportion gravel) and the competence of the river for self-forming fluvial processes. As casiers stored overbank fine sediment over decades, we

expect that they were not suitable for supplying coarse sediment to the channel. However, because the channel incised into its gravel bed once the Casiers Girardon were built and some of them initially stored gravel when hydraulic conditions were more active right after by-passing, it seems that this preliminary hypothesis is not entirely validated.

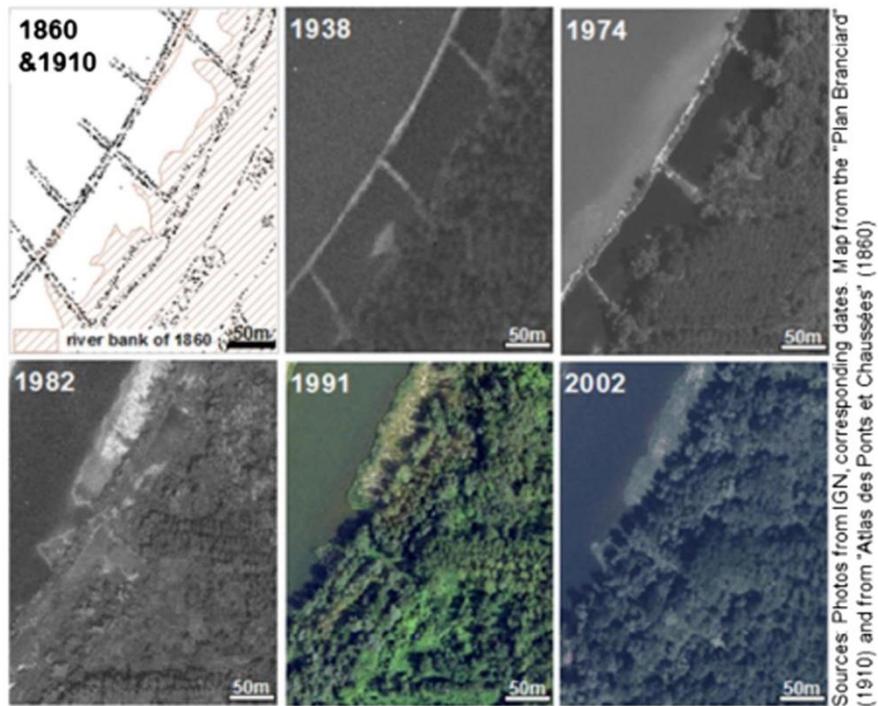


Fig. 2 Sedimentation, dewatering and vegetalization after embankment (around 1900s) and by-pass (1977) in several “Casiers Girardon” from the Rhône River at Péage-de-Roussillon (PDR; left bank, kilometer point 55)

Estimations of gravel volumes were made on DZM and PDR by-passed reaches. We calculated the differences between the trend lines representing the ground surface and the gravel surface (to approximate the fine sediment layers), and between the gravel surface and the thalweg (to approximate the gravel layers). These estimates revealed that the coarse sediment stored in the groyne fields is considerable and more abundant than overbank fine sediment. The mean depth of fine and coarse sediment in DZM is 2.4 and 4.3 m, respectively, while in PDR it is 1.4 and 3.2 m. This represents volumes of fine and coarse sediment of 179 and 327 m³ m⁻¹ in DZM, and 64 and 141 m³ m⁻¹ in PDR. This result is, on the one hand, considered as “positive” because coarse material is potentially available in an important amount to overcome the bedload deficit and improve aquatic habitat. Conversely, it can be considered as “negative” because a lot of fine sediment could be reintroduced into the fluvial system with potentially associated contaminants.

Once infrastructure will have been removed, there is a risk of non-erosion if expected hydraulic conditions do not occur. Little feedback on experimental infrastructure removal exists on by-passed large rivers (Kloesch et al. 2011). A recent one is given on the Upper Rhine, where heavy river engineering altered the morphological and ecosystem dynamics in a similar way to the by-passed Rhône sections. A pilot site was selected to investigate sediment supply to the channel through induced bank erosion, and a physical model was built to guide the design of groyne removal (Die Moran et al. 2013). Expected sediment supply was about 6700 m³ for a Q₁₀ flood day and 16,000 m³ for a 10-year simulation period with a configuration implying two high, large island groynes placed further apart than the existing attached groynes. This sediment supply is, unfortunately, fairly low compared to the mean annual bedload transport capacity of the reach (~23,000 m³ y⁻¹), thus suggesting the placing of engineering structures into the channel. The described design was then implemented in situ. Topographic monitoring following a Q₁₅ flood showed 1000 m³ eroded sediment, with travel distances into the channel limited to a few tens of meters (Garnier and Barillier 2015), much lower than expected by the flume experiments. Artificially adding gravel in highly active channel sections was therefore considered as an alternative for sediment supply. It has been tested in situ (23,000 m³ gravel augmentation in 2010; Arnaud et al. 2017) by investigating adverse morphological consequences, notably regarding (i) rapid sediment transfer and threats to downstream infrastructures and (ii) armored bed destabilization and uncontrolled bed incision. The 5-year geomorphic monitoring showed these consequences were avoided. Cost analysis of further gravel augmentations coupled with a mechanical widening of channel reaches is now being discussed in the Rhine.

If potential coarse material is available in casiers in the Rhône, as shown earlier, the debate would benefit from

feedback from the Rhine hydro-sedimentary modeling, which is required to determine the suitability of specific sites for self-forming erosion because there is a probability that expected erosion may never occur. The question of sustainably widened reaches is also challenging. If bedload supply and peak flows remain at a low level, riparian vegetation might encroach on bars and recreate local geomorphic conditions similar to those observed in the embanked reaches (Habersack and Piégay 2007). Gravel augmentation sites should be promoted upstream of riverbank erosion sites to optimize local hydraulic conditions allowing bank erosion and increasing benefits from improved sediment transport and channel widening. An adaptive and opportunistic approach is required regarding gravel augmentation, re-erosion process, and channel responses to better assess the feasibility and cost-benefit effectiveness.

One issue which is not yet explored and is still difficult to assess because of little existing knowledge in terms of biophysical adjustment of rivers (e.g., vegetation encroachment) is the effect of such channel widening on water level and potential peak flow reduction downstream. These are the main expectations of local riparian owners.

Contamination risks

If casier removal and re-erosion processes are promoted, it is vital to verify that the volumes and masses of polluted sediments deposited in the casiers are below tolerable thresholds in order to target actions all along the channel.

PCB pollution problems on the Rhône River induced a socio-environmental crisis which blocked the restoration process between 2005 and 2010 (Comby et al. 2014). Exploring the level of contamination became a critical task. Results from sediment cores extracted to characterize sediment flux through time underlined a longitudinal pattern. Because of the complex and overlapping timing between pollutant flux and the construction sequence of the by-passed reaches, which influenced overbank sedimentation, pollutant depositional pattern and associated risk can be variable from one by-passed reach to another. For example, PCB pollutants affected the PDR by-passed section in the 1970's because at that time diversion favored active sedimentation while PCB flux was the highest. The peak PCB production in France occurred during the sediment filling period between 1972 and 1986. In the most contaminated casier of PDR, we observed that the sediments deposited between 1911 and 1958 exhibited very low PCB concentrations (e.g., between 0.91 µg kg⁻¹ DW and 0.63 µg kg⁻¹ DW) whereas the sediment deposited between 1958 and 1972 showed much higher concentrations (e.g. between 60.99 µg kg⁻¹ DW and 106.33 µg kg⁻¹ DW) with a maximum between 1972 and 1986 at the maximum PCB flux period (e.g., between 75.19 µg kg⁻¹ DW and 131.64 µg kg⁻¹ DW). Lastly, between 1989 and 2009, the average concentration decreased to 6.48 µg kg⁻¹ DW. From interpolation by 3D

Estimations of gravel volumes were made on DZM and PDR by-passed reaches. We calculated the differences between the trend lines representing the ground surface and the gravel surface (to approximate the fine sediment layers), and between the gravel surface and the thalweg (to approximate the gravel layers). These estimates revealed that the coarse sediment stored in the groyne fields is considerable and more abundant than overbank fine sediment. The mean depth of fine and coarse sediment in DZM is 2.4 and 4.3 m, respectively, while in PDR it is 1.4 and 3.2 m. This represents volumes of fine and coarse sediment of 179 and 327 m³ m⁻¹ in DZM, and 64 and 141 m³ m⁻¹ in PDR. This result is, on the one hand, considered as “positive” because coarse material is potentially available in an important amount to overcome the bedload deficit and improve aquatic habitat. Conversely, it can be considered as “negative” because a lot of fine sediment could be reintroduced into the fluvial system with potentially associated contaminants.

Once infrastructure will have been removed, there is a risk of non-erosion if expected hydraulic conditions do not occur. Little feedback on experimental infrastructure removal exists on by-passed large rivers (Kloesch et al. 2011). A recent one is given on the Upper Rhine, where heavy river engineering altered the morphological and ecosystem dynamics in a similar way to the by-passed Rhône sections. A pilot site was selected to investigate sediment supply to the channel through induced bank erosion, and a physical model was built to guide the design of groyne removal (Die Moran et al. 2013). Expected sediment supply was about 6700 m³ for a Q₁₀ flood day and 16,000 m³ for a 10-year simulation period with a configuration implying two high, large island groynes placed further apart than the existing attached groynes. This sediment supply is, unfortunately, fairly low compared to the mean annual bedload transport capacity of the reach (~23,000 m³ y⁻¹), thus suggesting the placing of engineering structures into the channel. The described design was then implemented in situ. Topographic monitoring following a Q₁₅ flood showed 1000 m³ eroded sediment, with travel distances into the channel limited to a few tens of meters (Garnier and Barillier 2015), much lower than expected by the flume experiments. Artificially adding gravel in highly active channel sections was therefore considered as an alternative for sediment supply. It has been tested in situ (23,000 m³ gravel augmentation in 2010; Arnaud et al. 2017) by investigating adverse morphological consequences, notably regarding (i) rapid sediment transfer and threats to downstream infrastructures and (ii) armored bed destabilization and uncontrolled bed incision. The 5-year geomorphic monitoring showed these consequences were avoided. Cost analysis of further gravel augmentations coupled with a mechanical widening of channel reaches is now being discussed in the Rhine.

If potential coarse material is available in casiers in the Rhône, as shown earlier, the debate would benefit from

feedback from the Rhine hydro-sedimentary modeling, which is required to determine the suitability of specific sites for self-forming erosion because there is a probability that expected erosion may never occur. The question of sustainably widened reaches is also challenging. If bedload supply and peak flows remain at a low level, riparian vegetation might encroach on bars and recreate local geomorphic conditions similar to those observed in the embanked reaches (Habersack and Piégay 2007). Gravel augmentation sites should be promoted upstream of riverbank erosion sites to optimize local hydraulic conditions allowing bank erosion and increasing benefits from improved sediment transport and channel widening. An adaptive and opportunistic approach is required regarding gravel augmentation, re-erosion process, and channel responses to better assess the feasibility and cost-benefit effectiveness.

One issue which is not yet explored and is still difficult to assess because of little existing knowledge in terms of biophysical adjustment of rivers (e.g., vegetation encroachment) is the effect of such channel widening on water level and potential peak flow reduction downstream. These are the main expectations of local riparian owners.

Contamination risks

If casier removal and re-erosion processes are promoted, it is vital to verify that the volumes and masses of polluted sediments deposited in the casiers are below tolerable thresholds in order to target actions all along the channel.

PCB pollution problems on the Rhône River induced a socio-environmental crisis which blocked the restoration process between 2005 and 2010 (Comby et al. 2014). Exploring the level of contamination became a critical task. Results from sediment cores extracted to characterize sediment flux through time underlined a longitudinal pattern. Because of the complex and overlapping timing between pollutant flux and the construction sequence of the by-passed reaches, which influenced overbank sedimentation, pollutant depositional pattern and associated risk can be variable from one by-passed reach to another. For example, PCB pollutants affected the PDR by-passed section in the 1970's because at that time diversion favored active sedimentation while PCB flux was the highest. The peak PCB production in France occurred during the sediment filling period between 1972 and 1986. In the most contaminated casier of PDR, we observed that the sediments deposited between 1911 and 1958 exhibited very low PCB concentrations (e.g., between 0.91 µg kg⁻¹ DW and 0.63 µg kg⁻¹ DW) whereas the sediment deposited between 1958 and 1972 showed much higher concentrations (e.g. between 60.99 µg kg⁻¹ DW and 106.33 µg kg⁻¹ DW) with a maximum between 1972 and 1986 at the maximum PCB flux period (e.g., between 75.19 µg kg⁻¹ DW and 131.64 µg kg⁻¹ DW). Lastly, between 1989 and 2009, the average concentration decreased to 6.48 µg kg⁻¹ DW. From interpolation by 3D

kriging of profiles coupled with coring and GPR profiling, we then estimated the mass of PCB contained in the most contaminated casier of PDR to be 1.26 kg.

Our understanding of the Rhône River contamination underlined that contamination of casiers by PCB and trace metal elements exists, but that the space-time pattern is very variable, yet fairly well-understood. To guide bank re-erosion planning, methodological procedures have been developed to assess fine sediment contamination (e.g., potential risk) and gravel ratio (e.g., potential benefit) so that it is possible to target actions. We have seen that not all casiers are contaminated and a large part of them have stored a large amount of gravel.

Habitat issues

The terrestrialization of 90% of the groyne fields created a recent floodplain, on which woody vegetation constitutes the predominant surface cover (Fig. 2). Of the 357, casiers is covered by trees and shrubs. This area presents a limited ecological potential, except in some parts where human activities are strongly developed, and where Casiers remain the last support for alluvial vegetation that has disappeared in other places and contribute to the conservation of a green corridor network at the watershed scale. However, during consultations organized in 2004 and 2005 by the French government and the regions, residents, and local elected representatives shared the same idea: flooding was mainly due to the riverbed filling up with sediments (Barthélémy and Souchon 2009). The riverbed narrowing due to the sedimentation of Casiers and the encroachment by vegetation was considered to be responsible for increasing the flood intensity.

The current status of these forests indicates a shift from pioneer to post-pioneer communities of relatively uniform composition (Stella et al. 2015). Pre-dam surfaces show dense maturing forests with abundant shrub and vine cover, indicators of low flood disturbance frequency. On post-dam surfaces, where communities are younger, densities were lower by 30–50% compared to pre-dam surfaces. Dominant species do not differ from pre-dam surfaces. A notable feature is the near absence of regeneration of pioneer species, such as poplar (*Populus* spp.) or willow (*Salix* spp.). Instead, recruitment was dominated by box elder (*Acer negundo*), a shade-tolerant, post-pioneer species which is non-native and invasive in Europe. Some reaches were also dominated by regeneration of *Robinia pseudoacacia*, another invasive, non-native tree species.

The continuous accretion of the groyne fields in combination with the incision of the channel entails a gradual disconnection of these recent floodplains and their forests from the channel and the groundwater. This led to changes in disturbance dynamics, with no floodplain renewal processes. Over the longer term this yielded a mosaic of habitat patches of little

age or compositional diversity compared to other large river systems (Stella et al. 2011, Stella et al. 2015). Young habitat patches supporting pioneer species remain unlikely to be created in the current set of conditions. With regards to woody vegetation, the deconstruction of the casiers would widen the channel, which may induce an increase in habitat diversity, for instance by the formation of gravel bars if enough sediment is provided from upstream. The deconstruction should be viewed in a reach context that encompasses cutoff channels and non-engineered river margins, as well as the casiers. This would provide a larger range of possible actions, including conservation, rehabilitation, and/or re-establishing processes which create habitats of interest and of the largest possible diversity. Partial removal and reconnection of the casiers zone should also be considered, in addition to deconstruction.

Aquatic Casiers Girardon

Only 10% of Casiers Girardon have maintained their aquatic features, and these have the characteristics of lentic ecosystems compared to the main channel. They may play a crucial habitat role for the aquatic ecosystem, including as a nursery for fish larvae, and an important source region for food. They also may serve as a refuge during natural or anthropogenic disturbances occurring in the main channel, and thus may contribute to sustain the biological diversity of the river. Moreover, aquatic systems restoration relies on social values and representations of the landscape that could be expressed in response to potential changes in the landscape (Cottet et al. 2010; Barthélémy and Armani 2015).

Diversity and ecological functioning

The α -diversity was calculated for 12 distinct casiers at the PDR and ARL stations (Fig. 1) based on macroinvertebrates and phytoplankton diversity. The two sites presented distinct situations allowing the examination of different restoration insights. The six PDR casiers were located in a by-passed river section in contrast to the six ARL casiers, which were located directly in the main channel. Alpha diversity patterns varied among the studied casiers, ranging from 13 to 42 species for phytoplankton, and from 11 to 39 taxa for macroinvertebrates. These richness values are in the same range of values measured by Franquet et al. (1995) in a Lower Rhône River's groyne field during summer 1991. However, the diversity of remnant aquatic compartments was very heterogeneous, owing to the hydrological connectivity gradient observed between casiers and the main channel. Lateral connectivity plays an important role in the ecosystem processes and the maintenance of a diversity of habitats from lotic to lentic conditions (Ward and Stanford 1995). Highest macroinvertebrates α -diversity was linked to intermediate levels of hydrological connectivity. These results are consistent with Tockner

et al. (1998) in the Danube River, providing support for the Intermediate Disturbance Hypothesis (IDH, Connell 1978) where groyne fields that are partially connected are supposed to be partially disturbed by flow variability and may harbor more diverse benthic communities. With high biological diversity and important spatial variability, the Casiers Girardon could be considered as ecotones linking the main channel and the floodplain former channel lakes (Franquet et al. 1995). In contrast to macroinvertebrates, the influence of hydrologic connectivity on phytoplankton diversity appears to be limited, probably due to the phytoplankton's rapid dynamics; this suggests that the spatial pattern of phytoplankton may be controlled by more than one constraint. However, phytoplanktonic biomass, as indicated by chlorophyll *a* (chl *a*) concentration, also converged to the IDH concept. High chl *a* concentrations appeared specific to casiers with a low connectivity level with the main channel with a maximum concentration of $167.5 \mu\text{g l}^{-1}$. Then, chl *a* concentrations decreased with increasing hydrological connectivity associated with specific ecological functioning from $53.4 \mu\text{g l}^{-1}$ in casiers occasionally connected to the main channel to $0.6 \mu\text{g l}^{-1}$ in casiers presenting a continue connection with the main channel. From our results, three types of casiers connection were determined: isolated casiers, those with an intermediary connection with the main channel, and connected casiers (Fig. 3).

Higher values of β -diversity for phytoplankton and macroinvertebrates were observed at the ARL site, with 45 species and 17 species, respectively, while the PDR site presented a higher degree of similarity for phytoplankton (37.4) and macroinvertebrates (15.4) species. Groyne fields at PDR presented a slightly lower species turn-over than at ARL. However, both sites showed a fairly high value of β -diversity ranging between 0 (complete similarity: all regional species occurred in all habitats) and 100 (complete dissimilarity, or each species occurring in a single habitat; Amoros and Bornette 2002). Finally, fauna and flora assemblages in casiers were dissimilar between PDR and ARL. This contributes to the overall diversity between the river sections. Different current velocity, substrate characteristics and hydrological connections result in a wide range of habitats and associated diverse biological assemblages when all groyne fields are considered together.

Thermal considerations

Airborne thermal infrared surveys performed during summer indicate that natural Rhône River sections exhibit fairly homogenous thermal patterns spatially. However, high temperatures can be observed locally in shallow and/or standing water areas. The Casiers Girardon are generally warmer than the river, possibly due to their disconnection from running water. The highest temperatures are observed in these aquatic features. Several casiers are colder locally, probably due to groundwater inputs. These rare environments could be

potentially interesting for certain species which could use them as a thermal refuge (Fig. 3). However, these cold areas represent only a small proportion of the total aquatic habitat.

In summary, the aquatic Casiers Girardon are novel, mainly lentic ecosystems, which could be considered as ecologically-important backwaters. Such features are known to provide favorable living conditions to several aquatic organisms such as amphibians or fishes during ontogeny (Tockner et al. 1998), as well as macroinvertebrates and phytoplankton as demonstrated in our study. Maintaining this infrastructure could thus enable preservation of cold casiers. Conversely, removing the infrastructure could lead to the loss of these rare habitats due to the dilution of the cold patches induced by connections with running water.

Conceptual model

We developed an interdisciplinary conceptual model to guide decision-making using innovating results summarized above, discussions during meetings among different actors, and the restoration literature (Fig. 3). This model was developed to identify interventions to be considered in Casiers Girardon of the Rhône River according to their evolution and their functioning. This model shows the complexity of restoration issue of alluvial margin of the Rhône because of a large set of potential benefits and adverse consequences. During the development of the model, it clearly appeared that management of Casiers Girardon must be distinct between terrestrialized casiers (rate of terrestrialization in casier > 90%) and aquatic ones (rate of terrestrialization in casier < 90%), and linked with their uses and ecological potential (Fig. 3).

Because terrestrialized casiers as they presently exist represent a limited ecological potential, dismantling them may be recommended in some cases. Preserving terrestrialized casiers was recommended in the situation of high contamination of overbank fine sediments and if the cost of removing and treating contaminated sediment was too high. Depending on the estimated remobilization of sediments during floods and the length of by-passed sections, dismantling casiers could re-initiate bank erosion and partial bedload transport. This dismantling should allow for the diversification of terrestrial and aquatic habitats, inducing new pioneer riparian communities and improving benthic and hyporheic habitats. From a socio-political standpoint, the restoration actions were keenly awaited by the residents and revealed a strong consensus for mitigating flood risk by means of remobilizing the alluvial margins. This, dismantling a proportion of the casiers should improve the residents' perception of the Rhône River.

Aquatic casiers, especially those with an intermediary level of hydraulic connectivity, were considered a valuable backwater habitat, as they support higher biological diversity, more extensive summer thermal refugia, and more complex ecological functioning compared to the more homogenous modified

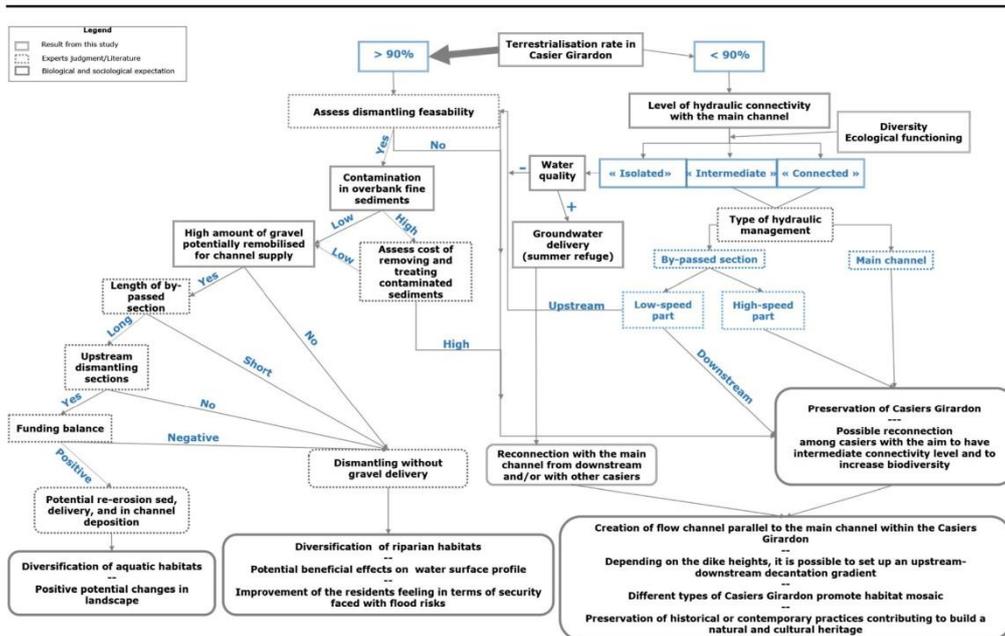


Fig. 3 The interdisciplinary conceptual model developed to identify interventions (rounded square) to be considered in Casiers Girardon according to their characters (black square) and the associated potentialities (blue text and square). This model synthesized scientific

results acquired during this study (double line), statements made by experts or literature (dotted line), and provided management recommendations based on ecological and sociological expectations (bold line) about Casiers Girardon restoration

river environment. At the scale of one sector of the river as a whole, it seems relevant to preserve the wide diversity of still-submerged casiers. Indeed, the aquatic casiers contribute to the current taxonomic and functional diversity of the river system.

Connectivity is not just about hydrological relationships between the main channel and the aquatic casiers, but the longitudinal connections among aquatic casiers must also be considered and studied. In cases where a set of neighboring casiers would not be dismantled, the reconnection of casiers to each other can be considered instead of a reconnection to the main channel. Such management could create a flow parallel to the main channel as an artificial secondary arm. Depending on the relative height of the dikes, a settling gradient could be established from upstream to downstream, creating a gradient of habitats. Moreover, reconnection of aquatic Casiers Girardon would allow for the preservation of historical and contemporary practices related to the natural Rhône sections which contribute to build a natural and a cultural heritage that has to be taken into account when operating on the river (Cottet 2013). Restoring aquatic systems also relies on social values and perceptions of the landscape that could be expressed in response to potential changes in land use and land cover (Cottet et al. 2010; Barthélémy and Armani

2015). Currently, there is no component for these concerns in the context of the "Plan Rhône" project. Sociological knowledge has yet to be developed to link actions relating to the Casiers girardon with the point of view of residents.

Given these considerations, the conceptual model proposes four alternative trajectories for restoring the river margins of the Rhône: (i) dismantling terrestrialized casiers with large volumes of potentially mobile bedload gravel and low levels of sediment contamination, and with high potential for a diversity of aquatic habitats; (ii) dismantling terrestrialized casiers in cases where fewer benefits (gravel) and higher risk (polluted sediment) but which would increase riparian habitat diversity and decrease flood risk from the point of view of residents; (iii) reconnecting isolated aquatic casiers with appropriate water quality with other casiers and/or with the main channel at their downstream ends to create a flow channel parallel to the main channel and to promote a more heterogeneous habitat mosaic (Amoros and Bornette 2002); and (iv) Preserving aquatic casiers with an intermediate level of hydraulic connectivity with the main channel in sections with sufficient current speeds for water exchange. Designs for reconnection with the main channel and within casier fields could target intermediate levels of connectivity in order to increase biodiversity.

Conclusions

The scientific approach outlined herein provided arguments for evaluating potential risks and benefits of removing river engineering infrastructure on the Rhône. These studies helped identify and prioritize alternative actions, but also exposed uncertainties and additional gaps in understanding. They furthermore demonstrated the complications in planning such actions, considering both restoration (e.g., removal) and conservation of casiers based on both their current properties and expected benefits. In particular, some of the aquatic features provide rare, potentially valuable habitats in a profoundly modified ecosystem, as they sustain high levels biodiversity and increase the ecological resilience of the system as a whole to perturbations.

Collectively, the studies aid in identifying which actions and which casier locations have the greatest potential benefits and the lowest risks. Evaluation of geomorphic, ecological, and contamination status have also shown that infrastructure removal is potentially a good strategy to improve the diversity of riparian ecosystems, because casiers constitute reservoirs of coarse sediment supply that can re-initiate bedload transport and associated new pioneer habitats. Contamination is potentially moderate and our knowledge of its spatio-temporal patterns has advanced, so that the risk of contaminant reintroduction owing to lateral erosion could be actively minimized.

At this stage, the debate between scientists, water managers, inhabitants, and other stakeholders is still ongoing regarding these challenging issues. More robust hydraulic studies are needed to assess potential erosion frequency and the potential amount of sediment supplied to the river channel in relation to its bedload transport capacity. Furthermore, these models will need to assess the effects of restoration actions, particularly widening of the floodway, on stage levels both at low and peak flows. There is still a need to explicitly consider potential responses in terms of flood risk benefits (i.e., there are no explicit feedbacks identified yet on the potential effects of such a strategy), and of monitoring to assess actual ecological responses (e.g., channel adjustments to infrastructure removal).

Even with a fairly wide social consensus, we should expect potential conflicts due to fears related to landscape changes (e.g., perception by locals of an increased flood risk due to bar development and riparian vegetation encroachment following channel widening) or disappointments because ecological responses could be less marked than expected. These may include lower-than-expected rates of long-term channel widening, sediment remobilization, active bedload transport, channel and riparian habitat creation, and few sustained solutions because of gaps in our understanding of the restoration processes and trajectories. Can we expect re-initiation of bank erosion to be effective enough to improve channel and riparian habitats or should it be combined with artificial sediment reintroduction (e.g., as recommended downstream of the Kembs

dam on the Rhine)? How should we communicate with river basin inhabitants to better inform them of potential solutions, potential risks, and the range of responses possible with restoration actions?

Novel ecosystems resulting from human actions can have potentially benefits, and a risk-analysis approach is a critical method for defining objectives and target actions in river management. River restoration is a multi-faceted process that should simultaneously consider ecological conservation, risk mitigation, maintenance of natural processes and ecosystem services, and multi-beneficiary satisfaction in an integrated and sustainable perspective.

Acknowledgements The authors thank Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée & Corse and Compagnie Nationale du Rhône (CNR) for their financial support and collaboration. We also thank Groupe de Recherche Rhône Alpes sur les Infrastructures et l'Eau (GRAIE) and Zone Atelier Bassin du Rhône (ZABR), and in particular, Anne Clemens. Thanks to Antonin Vienney, Lucille Priour, Patrick Modrak, Oriane Villet and Cécile Claret for their support on field work and sample analysis.

Funding information This work was funded by the Labex DRIIHM, French programme "Investissements d'Avenir" (ANR-11-LABX-0010) which is managed by the ANR, within the Observatoire Hommes-Milieus Vallée du Rhône (OHM VR).

References

- Amoros C, Bornette G (2002) Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshw Biol* 47:761–776. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00905.x>
- Arnaud F, Piégay H, Béal D, Collery P, Rollet AJ (2017) Monitoring gravel augmentation in a large regulated river and implications for process-based restoration. *Earth Surf Process Landf* 42:2147–2166. <https://doi.org/10.1002/esp.4161>
- Ashmore P (2015) Towards a sociogeomorphology of rivers. *Geomorphology* 251:149–156. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.02.020>
- Babut M, Lopes C, Pradelle S, Persat H, Badot PM (2012) BSAFs for freshwater fish and derivation of a sediment quality guideline for PCBs in the Rhone basin, France. *J. Soil Sediments* 12:241–251. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0448-y>
- Barthélémy C, Souchon Y (2009) La restauration écologique du Rhône sous le double regard du sociologue et de l'écologue. *Natures Sci Sociétés* 17:113–121. <https://doi.org/10.1051/nss/2009025>
- Barthélémy C, Amani G (2015) A comparison of social processes at three sites of the French Rhone River subjected to ecological restoration. *Freshw Biol* 60:1208–1220. <https://doi.org/10.1111/fwb.12531>
- Besacier-Monbertrand AL, Paillex A, Castella E (2014) Short-term impacts of lateral hydrological connectivity restoration on aquatic macroinvertebrates. *Riv Res Appl* 30:557–570. <https://doi.org/10.1002/rra.2597>
- Blair P, Buytaert W (2016) Socio-hydrological modelling: a review asking "why, what and how?". *Hydrol Earth Syst Sci* 20:443–478. <https://doi.org/10.5194/hess-20-443-2016>
- Bolland JD, Nunn AD, Lucas MC, Cowx IG (2012) The importance of variable lateral connectivity between artificial floodplain

- waterbodies and river channels. *Riv Res Appl* 28:1189–1199. <https://doi.org/10.1002/rra.1498>
- Bravard JP (2010) Discontinuities in braided patterns: the River Rhône from Geneva to the Camargue delta before river training. *Geomorphology* 117:219–233. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.01.020>
- Citterio A, Piégay H (2009) Overbank sedimentation rates in former channel lakes: characterization and control factors. *Sedimentology* 56:461–482. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3091.2008.00979.x>
- Clarke SJ (2015) Conserving freshwater biodiversity: the value, status and management of high quality ditch systems. *J Nat Cons* 24:93–100. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.10.003>
- Comby E, Le Lay YF, Piégay H (2014) How chemical pollution becomes a social problem. Risk communication and assessment through regional newspapers during the management of PCB pollutions of the Rhone River (France). *Sci The Total Environ* 482:100–115. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.137>
- Connell JH (1978) Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science* 199:1302–1310
- Cottet M, Rivière-Honegger A, Piégay H (2010) Mieux comprendre la perception des paysages de bras morts en vue d'une restauration écologique : quels sont les liens entre les qualités esthétique et écologique perçues par les acteurs? *Noroi* 216:85–103. <http://noroi.revues.org/3408>
- Cottet M. (2013) Caractériser les valeurs environnementales au cours du temps : une étape indispensable à la gestion des patrimoines naturels : Le cas de la restauration des bras morts de l'Ain et du Rhône, **Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement**. <http://vertigo.revues.org/13558>. Accessed 30 May 2013
- Depret T, Riquier J, Piégay H (2017) Evolution of abandoned channels : insights on controlling factors in a multi-pressure river systems. *Geomorphology* 294:99–118. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.01.036>
- Die Moran A, El Kadi AK, Mosselman E, Habersack H, Lebert F, Aelbrecht D, Laperousaz E (2013) Physical model experiments for sediment supply to the old Rhine through induced bank erosion. *Internat J Sed Res* 28:431–447. [https://doi.org/10.1016/S1001-6279\(14\)60003-2](https://doi.org/10.1016/S1001-6279(14)60003-2)
- Dufour S, Piégay H (2009) From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. *Riv Res Appl* 25:568–581. <https://doi.org/10.1002/rra.1239>
- Eick D, Thiel R (2013) Key environmental variables affecting the ichthyofaunal composition of groyne fields in the middle Elbe River, Germany. *Limnologia* 43:297–307. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.01.001>
- Florsheim JL, Mount JF, Chin A (2008) Bank erosion as a desirable attribute of rivers. *Bioscience* 58:519–529. <https://doi.org/10.1641/b580608>
- Franquet E, Cellot B, Pont D, Boumaud M (1995) Environmental and macroinvertebrate dynamics in the lower rhone river and a lateral dike field—a study matching 2 functioning descriptors. *Hydrobiologia* 308:207–217. <https://doi.org/10.1007/bf00006872>
- Gamier A, Barillier A (2015) The Kembs project: environmental integration of a large existing hydropower scheme. *La Houille Blanche* 4: 21–28. <https://doi.org/10.1051/lhb/20150041>
- Habersack H, Piégay H (2007) 27 River restoration in the Alps and their surroundings: past experience and future challenges. In: Rinaldi M, Habersack H, Piégay H (ed) *Gravel Bed Rivers VI: From Process Understanding to the Restoration of Mountain Rivers* 11: 703–735
- Hobbs RJ, Arico S, Aronson J, Baron JS, Bridgewater P, Cramer VA, Epstein PR, Ewel JJ, Klink CA, Lugo AE, Norton D, Ojima D, Richardson DM, Sanderson EW, Valladares F, Vila M, Zamora R, Zobel M (2006) Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Glob Ecol Biogeogr* 15: 1–7. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822x.2006.00212.x>
- Hohensinner S, Habersack H, Jungwirth M, Zauner G (2004) Reconstruction of the characteristics of a natural alluvial river-floodplain system and hydromorphological changes following human modifications: the Danube River (1812–1991). *Riv Res Appl* 20:25–41
- Kloesch M, Liedermann M, Habersack H (2011) Riverbank erosion processes within a major bank restoration project. In: Habersack H, Schober B, Walling D (ed) *International conference on the status and future of the world's large rivers*, april 11–14, 2011, Vienna, Austria, Abstract Book, 287
- Lamouroux N, Gore JA, Lepori F, Stutzner B (2015) The ecological restoration of large rivers needs science-based, predictive tools meeting public expectations: an overview of the Rhone project. *Freshw Biol* 60:1069–1084. <https://doi.org/10.1111/fwb.12553>
- Lamouroux N, Olivier JM (2015) Testing predictions of changes in fish abundance and community structure after flow restoration in four reaches of a large river (French Rhône). *Freshw Biol* 60:1118–1130. <https://doi.org/10.1111/fwb.12324>
- Mika S, Hoyle J, Kyle G, Howell T, Wolfenden B, Ryder D, Keating D, Boulton A, Brierley G, Brooks AP, Fryirs K, Leishman M, Sanders M, Arthington A, Creese R, Dahm M, Miller C, Pusey B, Spink A (2010) Inside the “Black Box” of river restoration: using catchment history to identify disturbance and response mechanisms to set targets for process-based restoration. *Ecol Soc* 15(4):8
- Morse NB, Pellissier PA, Cianciola EN, Brereton RL, Sullivan MM, Shonka NK, Wheeler TB, McDowell WH (2014) Novel ecosystems in the Anthropocene: a revision of the novel ecosystem concept for pragmatic applications. *Ecol Soc* 19:12. <https://doi.org/10.5751/es-06192-190212>
- Mourier B, Desmet M, Van Metre PC, Mahler BJ, Perrodin Y, Roux G, Bedell JP, Lefèvre I, Babut M (2014) Historical records, sources, and spatial trends of PCBs along the Rhône River (France) *Sci Total Environ* 476–477:568–576. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.026>
- Nicolas Y, Pont D (1997) Hydrosedimentary classification of natural and engineered backwaters of a large river, the lower Rhône: possible applications for the maintenance of high fish biodiversity. *Riv Res Appl* 13:417–431. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199709/10\)13:5<417::AID-RRR466>3.0.CO;2-E](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199709/10)13:5<417::AID-RRR466>3.0.CO;2-E)
- Olivier JM, Dole-Olivier MJ, Amoros C, Carrel G, Malard F, Lamouroux N, Bravard JP (2009) Introduction to European rivers. In: Tockner K, Robinson CT, Uehlinger A (ed) *Rivers of Europe*, 1st edn, Academic Press, London, pp 1–22
- Opperman JJ, Galloway GE, Fargione J, Mount JF, Richter BD, Secchi S (2009) Sustainable floodplains through large-scale reconnection to rivers. *Science* 326:1487–1488. <https://doi.org/10.1126/science.1178256>
- Paillex A, Dolédec S, Castella E, Merigoux S (2009) Large river floodplain restoration: predicting species richness and trait responses to the restoration of hydrological connectivity. *J Appl Ecol* 46:250–258. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01593.x>
- Paillex A, Dolédec S, Castella E, Mérigoux S, Aldridge DC (2013) Functional diversity in a large river floodplain: anticipating the response of native and alien macroinvertebrates to the restoration of hydrological connectivity. *J Appl Ecol* 50:97–106. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12018>
- Piégay H, Hupp CR, Citterio A, Dufour S, Moulin B, Walling DE (2008) Spatial and temporal variability in sedimentation rates associated with cutoff channel infill deposits: Ain River, France. *Water Resour Res* 44:5. <https://doi.org/10.1029/2006WR005260>
- Pont D, Piégay H, Farinetti A, Allain S, Landon N, Liebault F, Dumont B, Richard-Mazet A (2009) Conceptual framework and interdisciplinary approach for the sustainable management of gravel-bed rivers: the case of the Drôme River basin (SE France). *Aq Sci* 71:356–370. <https://doi.org/10.1007/s00027-009-9201-7>

- Reckendorfer W, Baranyi C, Funk A, Schiemer F (2006) Floodplain restoration by reinforcing hydrological connectivity: expected effects on aquatic mollusc communities. *J Appl Ecol* 43:474–484. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01155.x>
- Riquier J, Piégay H, Šulc Michalková M (2015) Hydromorphological conditions in eighteen restored floodplain channels of a large river : linking patterns to processes. *Freshw Biol* 60:1085–1103. <https://doi.org/10.1111/fwb.12411>
- Rohde S, Schütz M, Kienast F, Englmaier P (2005) River widening: an approach to restoring riparian habitats and plant species. *River Res Appl* 21:1075–1094. <https://doi.org/10.1002/rra.870>
- Stella JC, Hayden MK, Battles JJ, Piégay H, Dufour S, Fremier AK (2011) The role of abandoned channels as refugia for sustaining pioneer riparian forest ecosystems. *Ecosystems* 14:776–790. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9446-6>
- Stella JC, Piégay H, Riddle JD, Gruel C, Rappelle B (2015) Riparian forest impacts and dynamics on large rivers managed for multiple uses: insights from the Sacramento (California, USA) and Rhône (France). *Proceedings of the Second Integrative Sciences and Sustainable Development of Rivers (IS Rivers) Conference, Lyon, France, 22–26 June 2015.*
- Tockner K, Schiemer F, Ward JW (1998) Conservation by restoration: the management concept for a river-floodplain system on the Danube River in Austria. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 8:71–86
- Van de Wolfshaar KE, Middelkoop H, Addink E, Winter HV, Nagelkerke LAJ (2011) Linking flow regime, floodplain lake connectivity and fish catch in a large river-floodplain system, the Volga-Akhtuba floodplain (Russian Federation). *Ecosystems* 14:920–934. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9457-3>
- Ward JV, Stanford JA (1995) Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Reg River* 11: 105–119. <https://doi.org/10.1002/rr.3450110109>

Affiliations

Maxine Thorel¹ · Herve Piégay² · Carole Barthelemy³ · Bianca Rappelle² · Charles-Robin Gruel² · Pierre Marmonier⁴ · Thierry Winiarski⁵ · Jean-Philippe Bedell⁵ · Fanny Arnaud² · Gwenaëlle Roux⁶ · Jonh C Stella⁷ · Gabrielle Seignemartin² · Alvaro Tena-Pagan² · Vincent Wawrzyniak^{2,8} · Dad Roux-Michollet⁹ · Benjamin Oursel¹⁰ · Stéphanie Fayolle¹⁰ · Céline Bertrand¹⁰ · Evelyne Franquet¹

✉ Herve Piégay
herve.piegay@ens-lyon.fr

¹ Mediterranean Institute for Biodiversity and Ecology (IMBE), Aix Marseille Univ, CNRS, IRD, Avignon Univ, Campus Étoile Faculté des Sciences St-Jérôme Case 421 Av Escadrille Normandie Niémen, 13 397 Marseille Cedex 20, France

² UMR 5600 CNRS EVS, Univ. of Lyon, ENS of Lyon, 15 Parvis R. Descartes, F-69362 Lyon, France

³ IRD, LPED, Aix Marseille Univ, Marseille, France

⁴ UMR-CNRS 5023 Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés (LEHNA), University Claude Bernard Lyon 1, 43 Boulevard du 11 Novembre 1918, 69622 Villeurbanne, Cedex, France

⁵ UMR 5023 LEHNA, ENTPE, Univ. of Lyon, 2 Rue Maurice Audin, F-69518 Vaulx-en-Velin, France

⁶ éGéos SASU, 6 rue Bordeau, 69 001 Lyon, France

⁷ State University of New York College of Environmental Science and Forestry (SUNY-ESF), One Forestry Drive, Syracuse, NY 13210, USA

⁸ Théma, CNRS, Université Bourgogne Franche-Comté, 32 Rue Mégevand, F25030 Besançon Cedex, France

⁹ GRAIE, Campus LyonTech la Doua, 66 Boulevard Niels Bohr, CS 52132, 69603 Villeurbanne Cedex, France

¹⁰ CNRS, IRD, IMBE, Aix Marseille Univ, Univ Avignon, Marseille, France

Protocole de préparation des échantillons pour analyses ICP-MS

Matrice végétale

Analyses effectuées au laboratoire SPIN de l'école des Mines de Saint-Etienne

Encadrement : O. Faure et J. Moutte (EMSE)

Opérateurs : G. Seignemartin et P-H. Lecomte (EVS)

Types d'échantillons végétaux

Type 1 : échantillons « plurispécifiques » foliaires : échantillon composite plurispécifique constitué de matière végétale foliaire séchée et broyée à masse égale de chaque espèce (entre 3 et 5 les plus représentées in situ).

Type 2 : échantillons « monospécifiques » foliaires : échantillon composite monospécifique constitué de matière végétale foliaire séchée et broyée à masse égale issue d'*Acer Negundo*.

Type 3 : échantillons dendrologiques par individu : échantillon sur toute la longueur de la carotte de bois prélevé au scalpel puis broyé (figure X).

Type 4 : échantillons dendrologiques par groupe de cernes : échantillon sur certaines fenêtres temporelles de la tranche de bois prélevé au scalpel puis broyé.

Minéralisation

MATERIEL

Etuve

Plaque chauffante

Tubes Savillex

Tubes stériles

Balance de précision (1mg)

Eau oxygénée (H₂O₂) concentrée 34.5-36.5% (0,5mL/échantillon)

Acide nitrique (HNO₃) concentrée >65% (3mL/échantillon)

Acide nitrique 1% (20mL/échantillon + nettoyage initial → 2/3L)

Vaisselle appropriée & pipette Ependorff + embouts

METHODE

Laver les savillex à l'acide nitrique 1% e les sécher.

Peser les tubes avec leur bouchon.

1- Préparation des échantillons

Composer les pools selon la stratégie de l'étude. Entre 200 et 500mg/espèce.

Broyer les échantillons (broyeur mécanique à couteau nettoyé entre chaque échantillon).

Peser 200mg du broyat.

Description du plateau limité à 48 places :

31 échantillons	6 contrôles type 1 INCT-OBTL-5	5 contrôles type 2 CA-OTL-1	6 tubes blancs
-----------------	-----------------------------------	--------------------------------	----------------

2- Mise en solution et chauffage n°1

Pour chaque échantillon, adjoindre 200mg du broyat dans chaque tube, peser les masses exactes ajoutées (+/- 5mg/échantillon).

Ajouter 2mL d'acide nitrique >65% et 0,5ml d'eau Oxygénée (34.5-36.5%). Mélanger.
Laisser chauffer 30 à 45min à 70°C. Le bouchon doit être retiré. La solution mousse et chaque tube doit être surveillé.

3- Mise en solution et chauffage n°2

Ajouter 1mL d'acide nitrique >65%. Mélanger.

Chauffer 2h à 120°C. Le bouchon doit être fermé.

Laisser refroidir puis ouvrir les tubes. Attention à dé-bouchonner doucement. Risque de d'aspersion.

Remettre à chauffer jusqu'à évaporation de l'eau et obtention d'un mélange épais (>1mL).

4- Remise en solution

Dans chaque tube, ajouter 20mL d'acide nitrique à 1%. Mélanger pour obtenir une solution homogène.

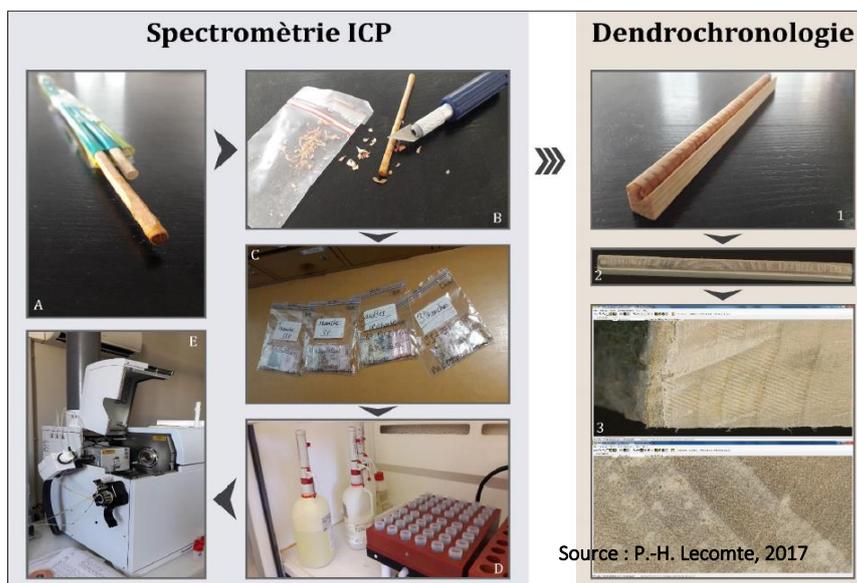
Peser et annoter les masses obtenues.

Filtrer à l'aide de papier Whatmann.

Réserver au frais.

Informations sur les analyses au spectromètre ICP-MS

- Présence d'une gamme d'étalons standards. Un contrôle est effectué tous les cinq échantillons pour évaluer une dérive potentielle.
- Rinçage entre chaque échantillon (Acide Nitrique 2%, puis 5% puis à l'eau).
- Les masses sont déterminées en mode « *hélium* » : les ions, avant d'entrer dans le spectromètre de masse, passent à travers une cellule balayée par de l'hélium, qui a pour effet de casser une grande partie des ions polyatomiques, et donc de diminuer les interférences de masse.
- Pour plus d'informations, se référer au guide des analyses courantes. Laboratoire SPIN – école des mines de Saint-Etienne



Protocole d'échantillonnage des carottes. Celles-ci sont conservées dans des pailles (A), puis scalpées (B) afin de récupérer des échantillons d'environ 50 mg (C) qui sont dans un premier temps mélangés avec deux solutions acides (D) puis passés à l'ICP-MS (E). Après l'étape B, les carottes sont poncées et collées sur un support en bois (1), scannées (2) puis analysées dans le logiciel CoordRecorder (3).

Protocole de préparation des échantillons avant granulométrie LASER

Analyses effectuées au laboratoire de la plateforme OMEAA, Université Lyon 2

Référent : T.Winairski (ENTPE)

1. Placer les échantillons dans des creusets (pesés avant et après ajout de l'échantillon).
2. Chauffage au four pendant 16h à 375°C.
3. Transfert dans un tube, ajout de 45 mL de chlorure de Potassium (HCl) 0.1 mol.
4. Placer à l'agitateur 10 min.
5. Repos 30 min.
6. Placer à la centrifugeuse 10 min.
7. Jeter le surnageant.
8. Rinçage à l'eau distillée x 2 (45 mL) chauffée à 40°C.
9. Placer à l'agitateur 10 min.
10. Placer à la centrifugeuse 20 min.
11. Jeter le surnageant.
12. Ajouter 40 à 45 mL d'hexaphosphate de sodium.
13. Agiter 4 h.

⇒ Analyse au granulomètre Laser

Protocole perte au feu – Estimation de la matière organique (MO) et des carbonates

Analyses effectuées au laboratoire de la plateforme OMEAA, Université Lyon 2

Référent méthodologie : V.Gaertner (OMEAA, Lyon 2)

Opérateurs : G. Seignemartin (EVS)

Principes

Variation de masse résultant du chauffage d'un échantillon dans des conditions spécifiées. La perte au feu s'exprime en pourcentage en masse de la matière sèche.

Etape 1 - Perte au feu à 550°C pendant 5h → Estimation du pourcentage de Matière Organique

Etape 2 - Perte au feu à 950°C pendant 2h → Estimation du pourcentage de Carbonates

Calculs

Poids du creuset

Poids [creuset + échantillon]

Poids après perte au feu 1

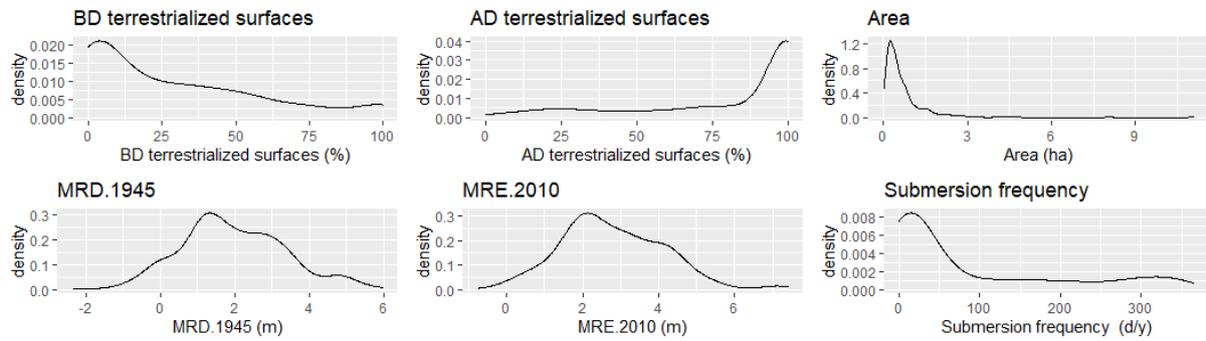
Poids après perte au feu 2

Poids MO = Poids [creuset + échantillon] - Poids après perte au feu 1

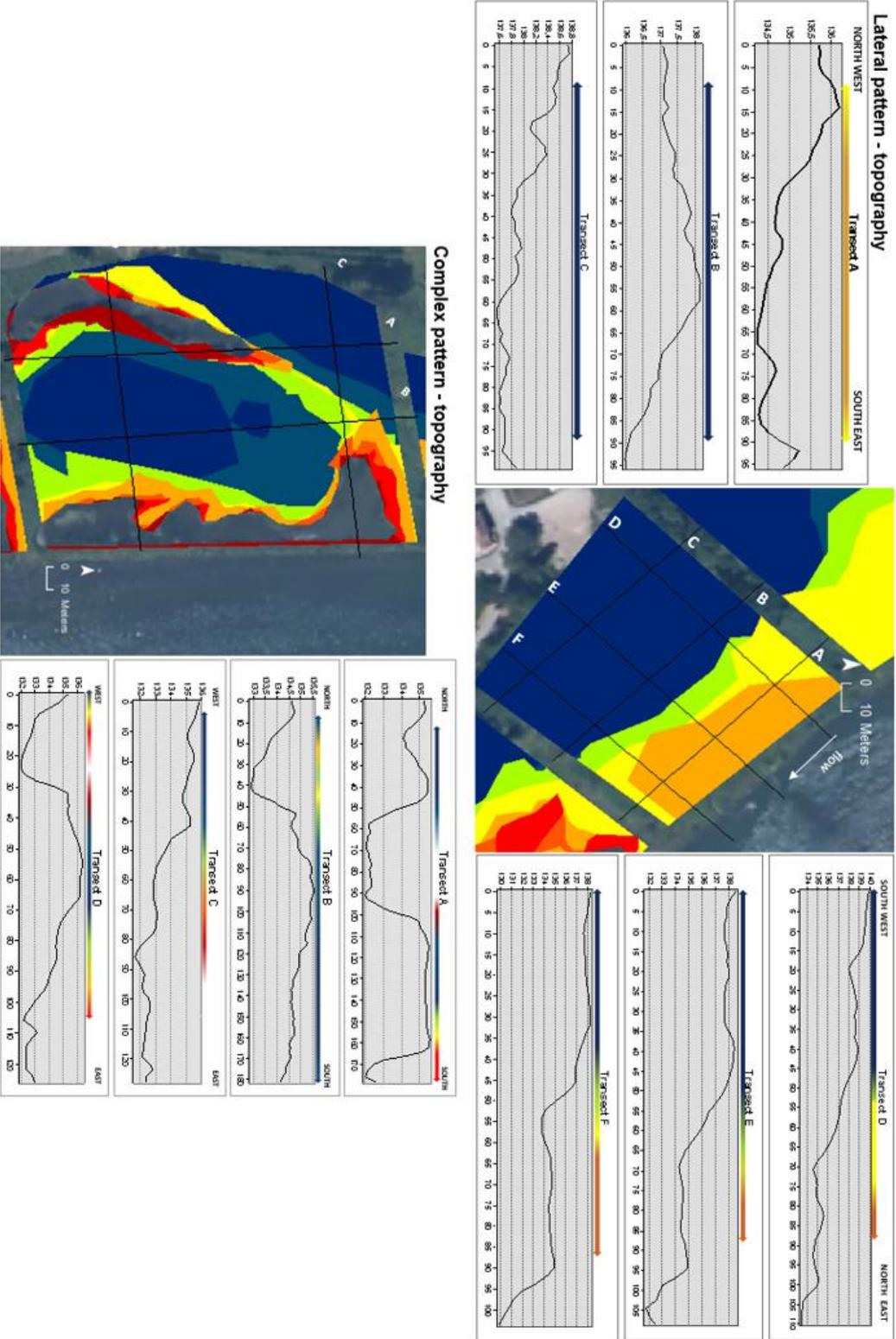
Poids carbonates = Poids après perte au feu 1 - Poids après perte au feu 2

ANNEXE 4. Supplementary material du Chapitre 6

Appendix 1: variable density plots



Appendix 2: Topographic transects observed for lateral and complex patterns (derived from the DEM).
The colours of the arrows refer to the chronology of planimetric patterns.



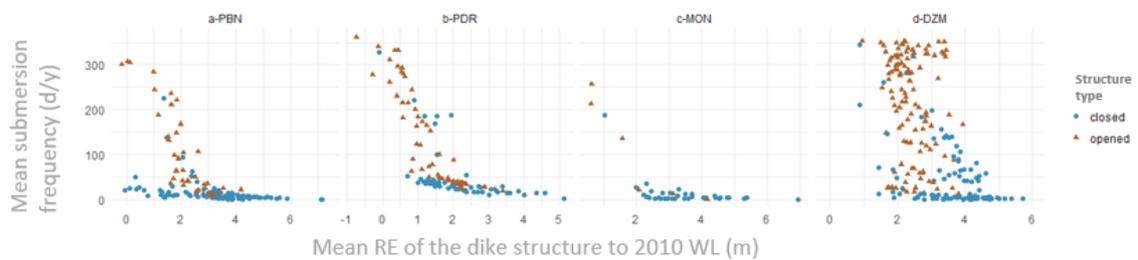
Topographic profiles observed for lateral and complex patterns (derived from the DEM) The colors of the arrows refer to the chronology of planimetric patterns.

Appendix 3: a. Coefficient correlation between the mean 2010 MRE of dike structures to the mean submersion frequency; b. Graph showing the correlation between 2010 MRE and submersion frequency

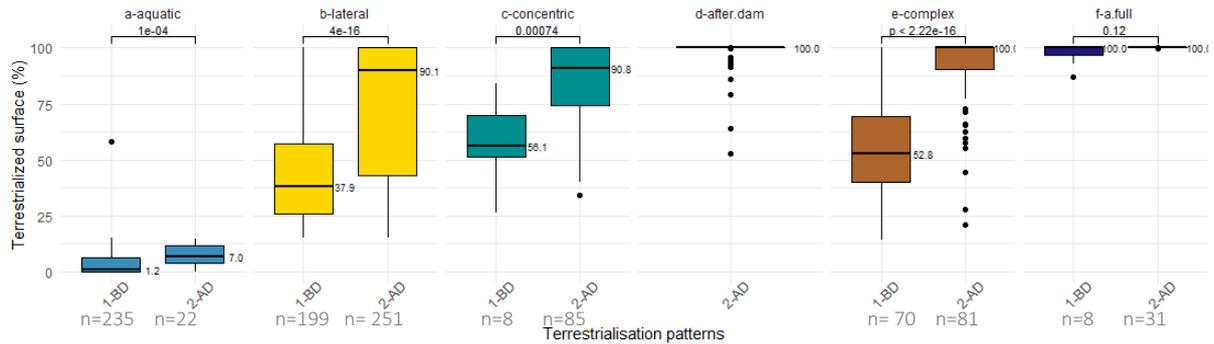
a.

Reach	Group	Spearman's rank correlation (Rho)	Rho associated p-value	Pearson's product-moment correlation (R)	R associated p-value	MAX Coeff
PBN	total	-0.76	p-value < 2.2e-16	-0.52	p-value = 8.578e-11	rho
PDR	total	-0.89	p-value < 2.2e-16	-0.72	p-value < 2.2e-16	rho
MON	total	-0.48	p-value = 0.0007498	-0.62	p-value = 3.35e-06	cor
DZM	total	-0.67	p-value < 2.2e-16	-0.63	p-value < 2.2e-16	rho
PBN	closed	-0.75	p-value < 2.2e-16	-0.39	p-value = 0.0001177	rho
PDR	closed	-0.84	p-value < 2.2e-16	-0.5	p-value = 7.245e-05	rho
MON	closed	-0.34	p-value = 0.03327	-0.45	p-value = 0.003649	cor
DZM	closed	-0.59	p-value = 2.459e-12	-0.69	p-value < 2.2e-16	cor
PBN	opened	-0.87	p-value < 2.2e-16	-0.85	p-value = 7.036e-12	rho
PDR	opened	-0.96	p-value < 2.2e-16	-0.89	p-value < 2.2e-16	rho
MON	opened	-0.90	p-value = 0.004563	-0.88	p-value = 0.004047	rho
DZM	opened	-0.25	p-value = 0.005111	-0.31	p-value = 0.0004203	cor

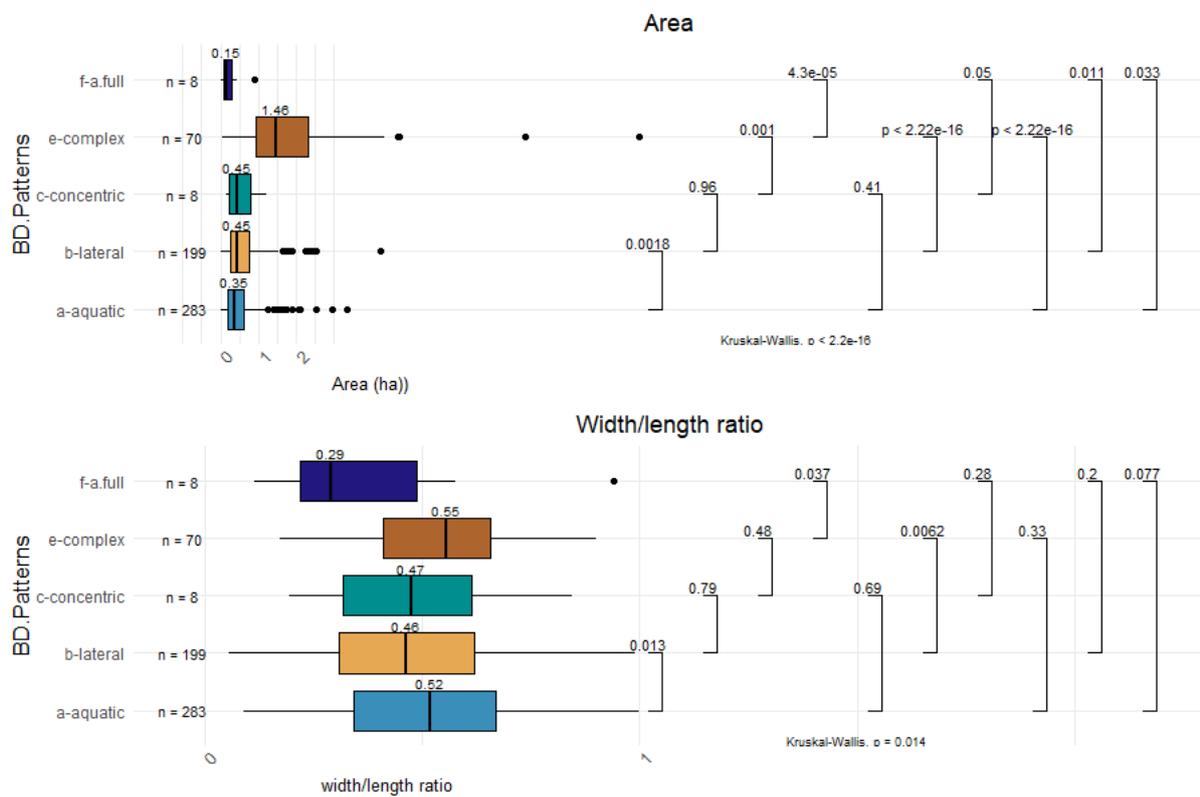
b.



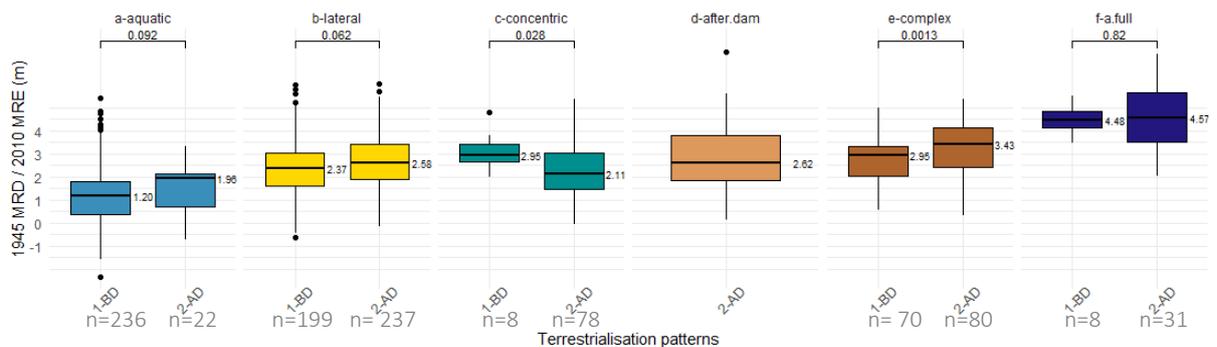
Appendix 4: Dike fields before/ after diversion terrestrialized surfaces (%) comparisons according to the pattern



Appendix 5: Dike fields areas and width/length ratio comparisons according to the pattern (before diversion situation)



Appendix 6: Dike fields 1945 MRD (BD) / 2010 MRE (AD) comparisons according to the pattern



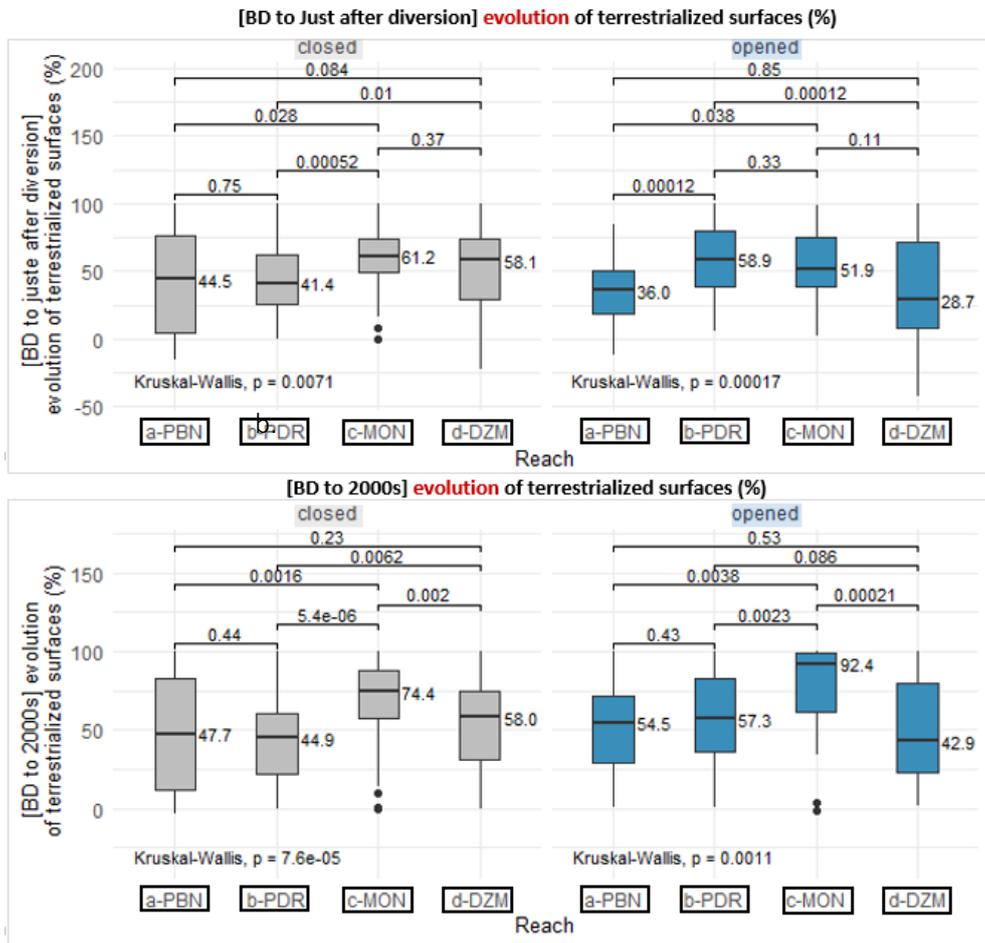
Appendix 7: Contribution of the engineering phases to terrestrialization according to the dike field type and the reach

Sample and subsample designation	TOTAL	closed	opened	PBN	PDR	MON	DZM
n	521,0	314,0	207,0	134,0	115,0	76,0	196,0
Dike field ratio width/length (ha)	375,2	284,7	90,4	51,6	52,6	45,0	225,9
PHASE 1: before Diversion terrestrialized surface (ha)	128,8	114,5	14,3	20,7	16,6	13,0	78,5
PHASE 2 CONTRIBUTION	198,3	148,3	49,8	24,5	26,7	29,0	118,0
After diversion terrestrialized surface (ha)	327,1	262,8	64,2	45,2	43,3	42,0	196,5
Remaining water surface (ha)	48,1	21,9	26,3	6,4	9,3	3,0	29,5
Before Diversion terrestrialized surface (%)	34,3	40,2	15,8	40,1	31,6	28,9	34,7
CONTRIBUTION PHASE 2 (%)	52,8	52,1	55,1	47,4	50,7	64,4	52,2
Remaining water surface (%)	12,8	7,7	29,1	12,5	17,6	6,7	13,0
After diversion terrestrialized surface (%)	87,2	92,3	70,9	87,5	82,4	93,3	87,0

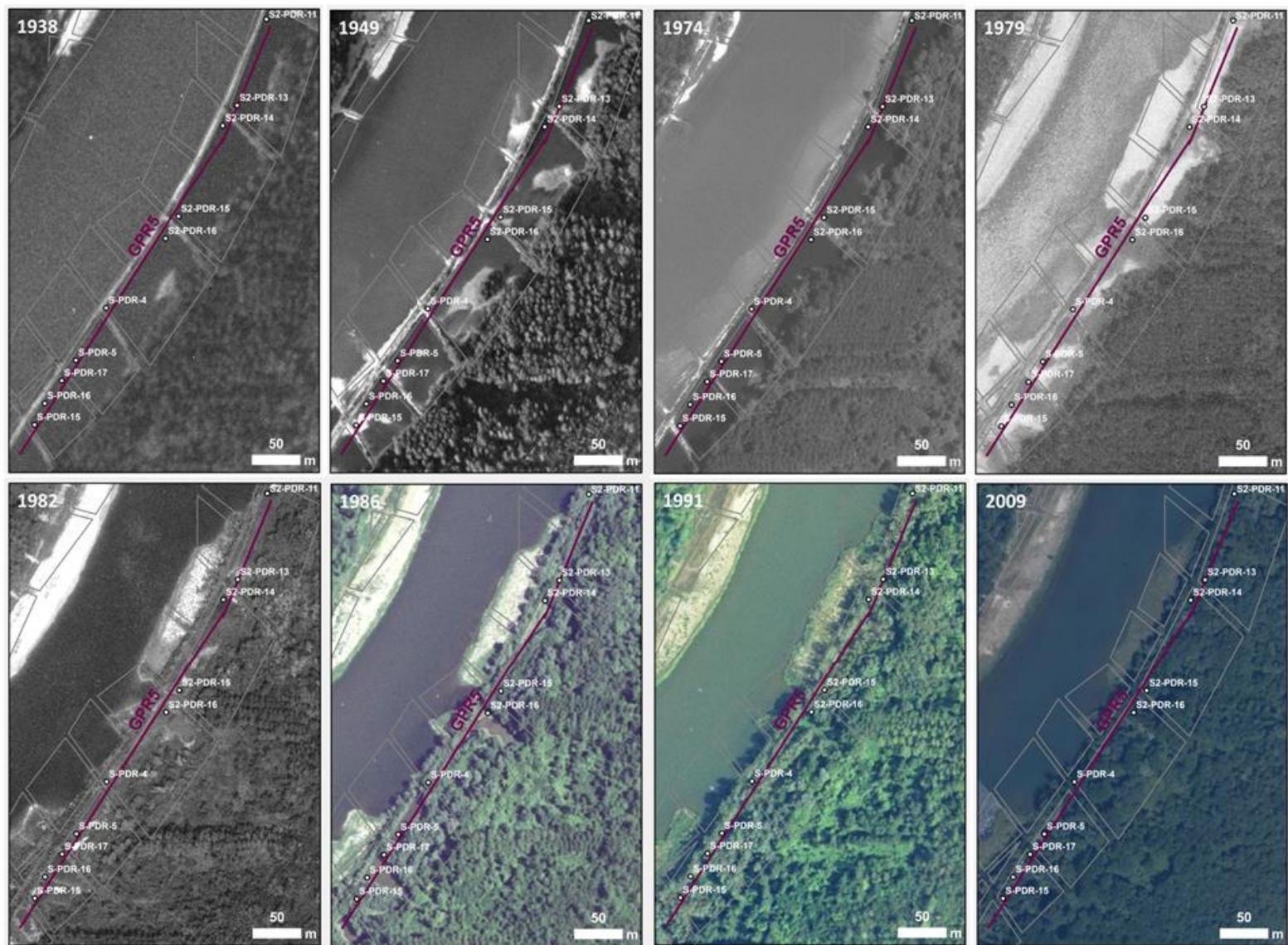
Sample and subsample designation	PBN	PBN	PDR	PDR	MON	MON	DZM	DZM
	closed	opened	closed	opened	closed	opened	closed	opened
n	94,0	40,0	55,0	60,0	52,0	24,0	113,0	83,0
Dike field ratio width/length (ha)	32,7	19,0	27,7	24,9	39,2	5,9	185,2	40,7
PHASE 1: before Diversion terrestrialized surface (ha)	16,0	4,8	11,7	4,9	12,7	0,3	74,1	4,4
PHASE 2 CONTRIBUTION	15,3	9,1	10,8	15,9	24,8	4,2	97,5	11,4
After diversion terrestrialized surface (ha)	31,3	13,9	22,5	20,8	37,5	4,5	171,6	24,9
Water 2000s	1,4	5,1	5,2	4,1	1,7	1,3	13,7	15,8
Before Diversion terrestrialized surface (%)	48,8	25,1	42,4	19,7	32,5	4,7	40,0	2,4
CONTRIBUTION PHASE 2 (%)	47,0	48,2	38,9	63,8	63,2	72,4	52,6	50,5
Remaining water ratio width/length (%)	4,2	26,7	18,8	16,4	4,3	22,9	7,4	38,8
After diversion terrestrialized surface (%)	95,8	73,3	81,2	83,6	95,7	77,1	92,6	13,5

Appendix 8: Evolution of terrestrialization percentages during the phase 2: a. [Before Diversion to just after diversion], b. [Before Diversion to 2000s]

a.

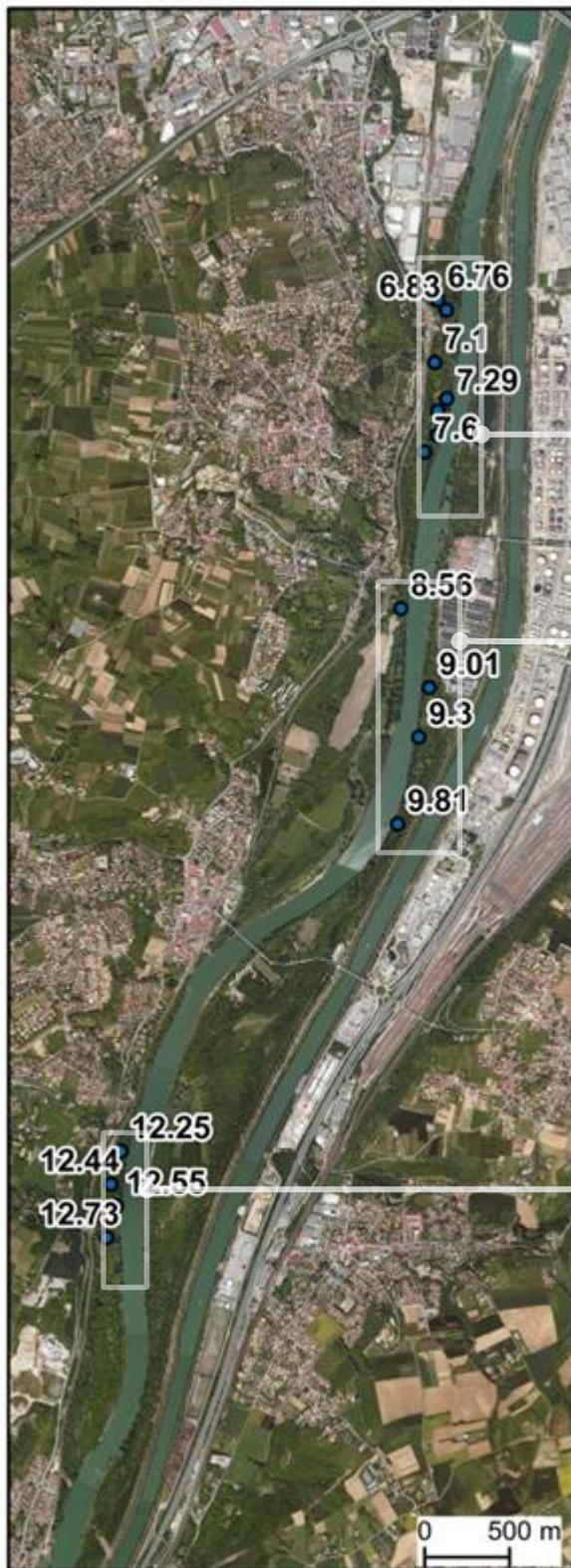


ANNEXE 5. Etude diachronique du site « GPRA » (ici numéroté GPR5) à Péage de Roussillon (source des photographies : IGN)



ANNEXE 6. Caractérisation temporelle et topographiques des prélèvements sédimentaires (identifiés par le PK) – Cartes et profils topographiques à PBN, PDR, MON et DZM (Chapitre 8)

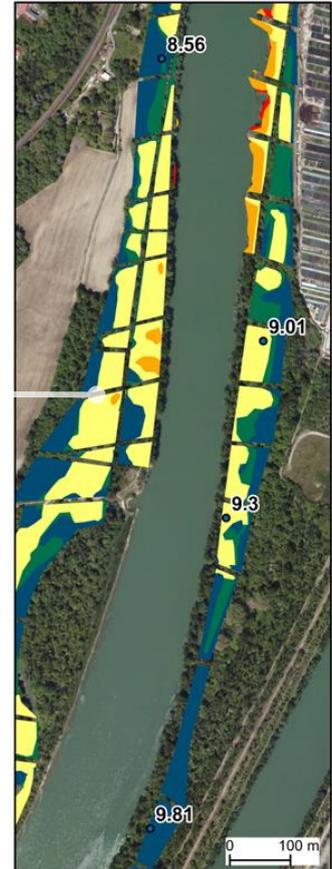
PBN



KP 6&7



KP 8&9



KP 12&13

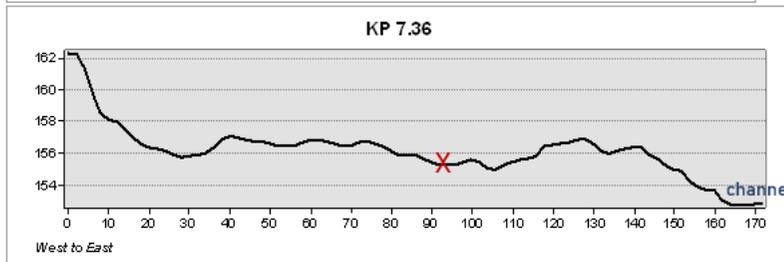
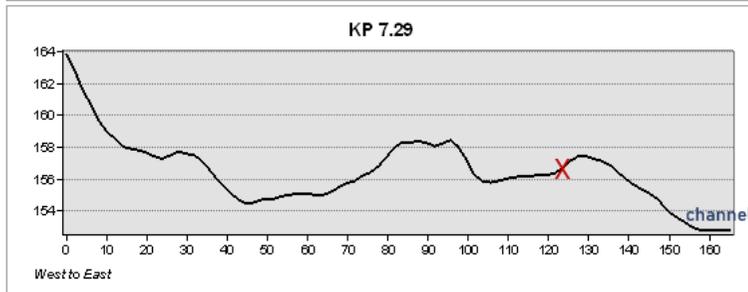
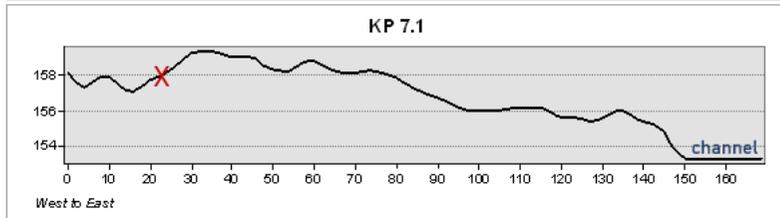
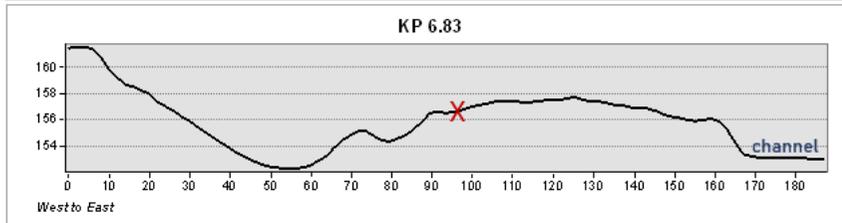
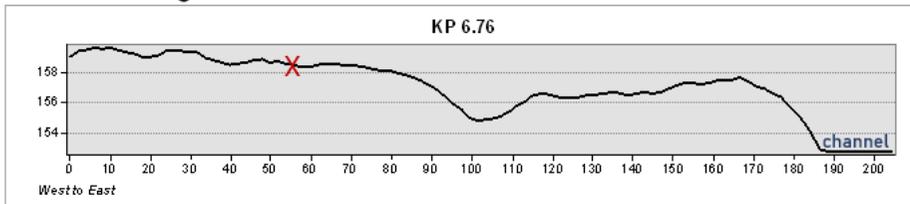


Planimetric history

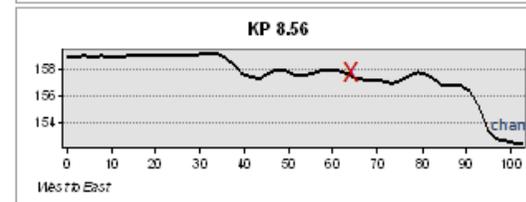
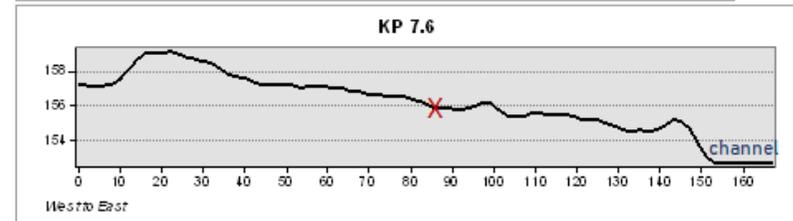
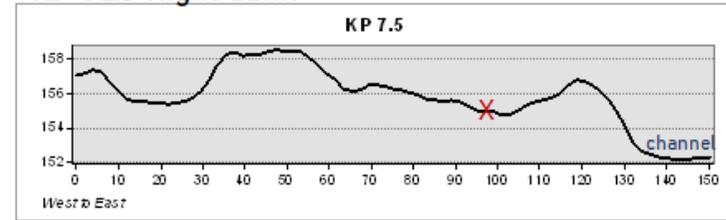


Figure a: localisation des profils sédimentaires et chronologie de la terrestrialisation à PBN

KP 6 & 7 Right bank



KP 7&8 Right bank



PK 9 Left bank

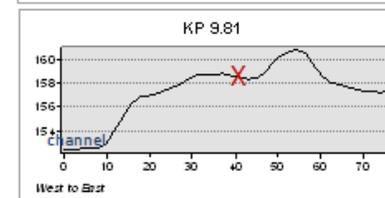
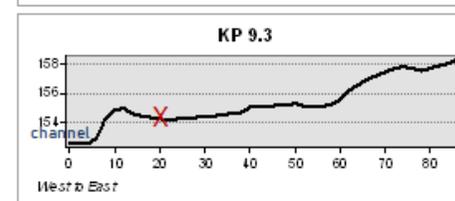
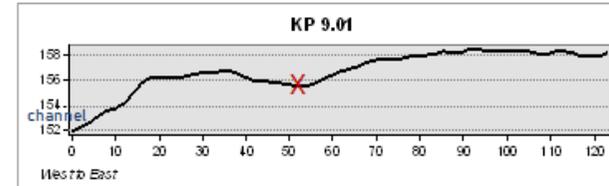


Figure b : localisation et contexte topographique des profils sédimentaires à PBN classés selon le PK – Partie 1 sur 2

KP 12 Right bank

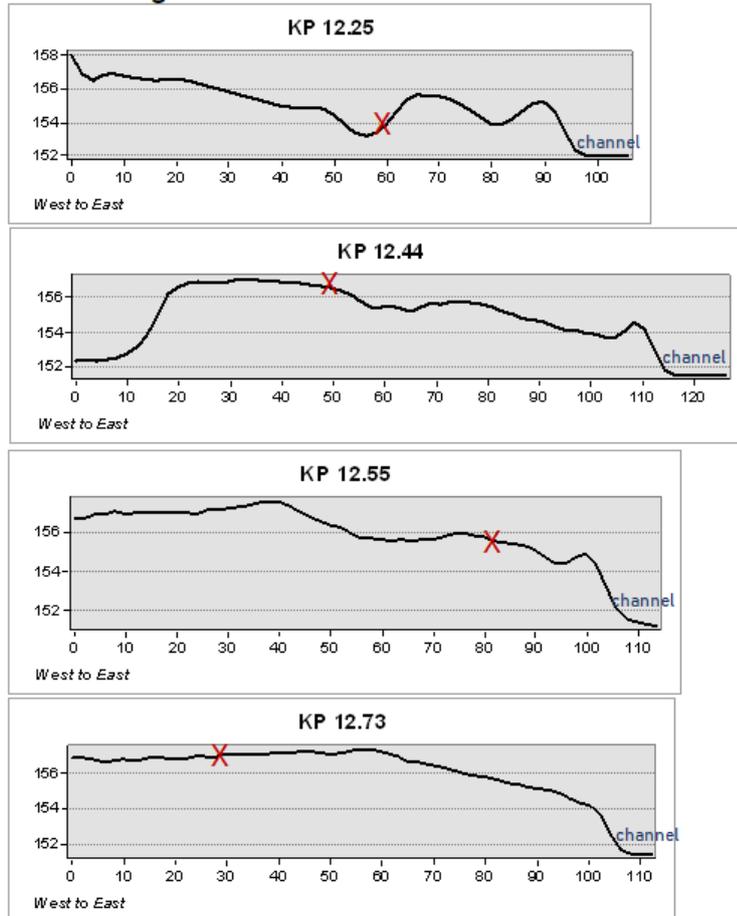
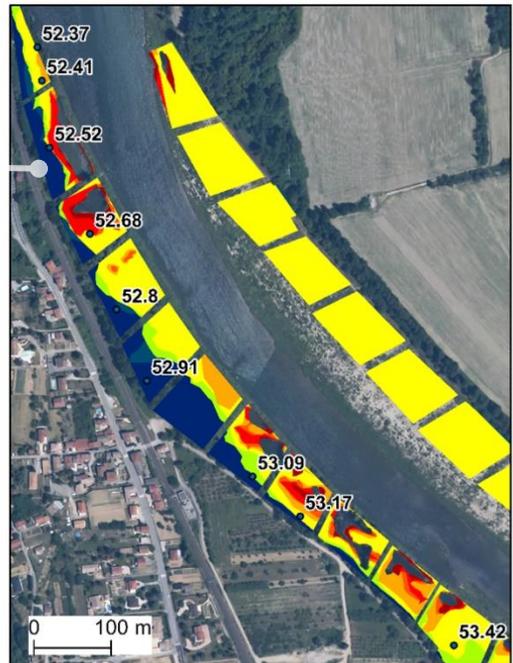


Figure c : localisation et contexte topographique des profils sédimentaires à PBN classés selon le PK – Partie 2 sur 2

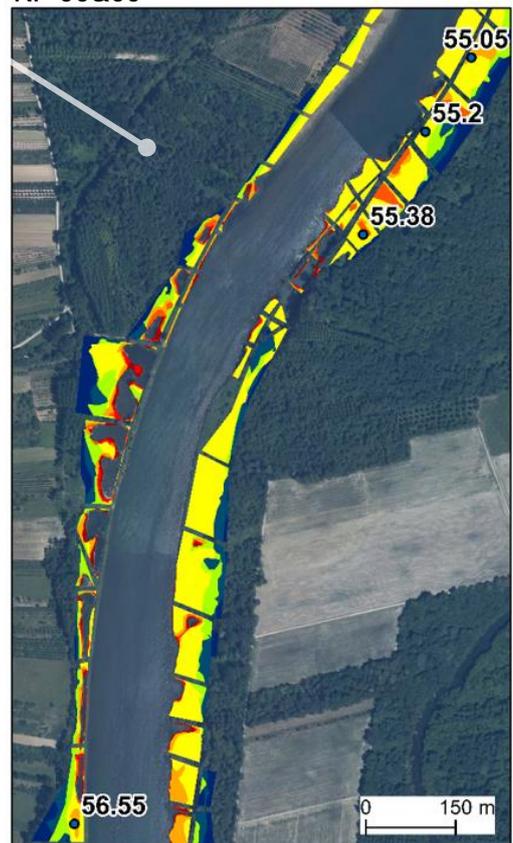
PDR



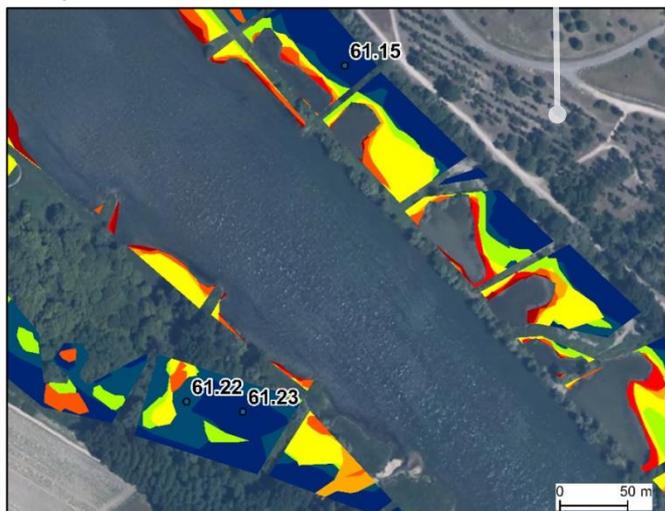
KP 52&53



KP 55&56



KP 61

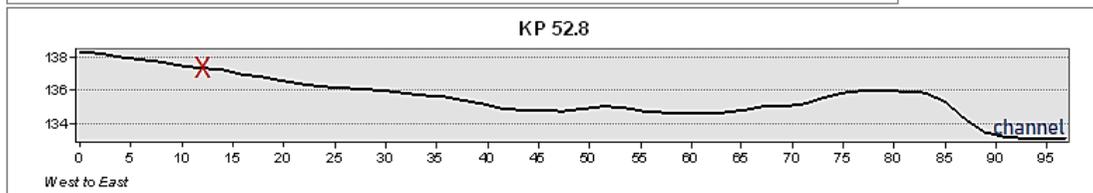
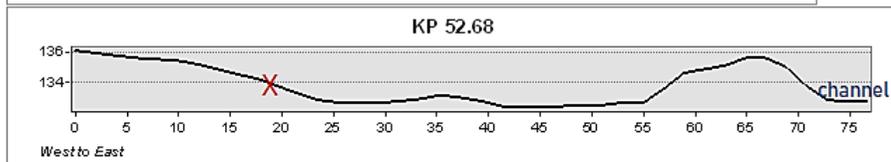
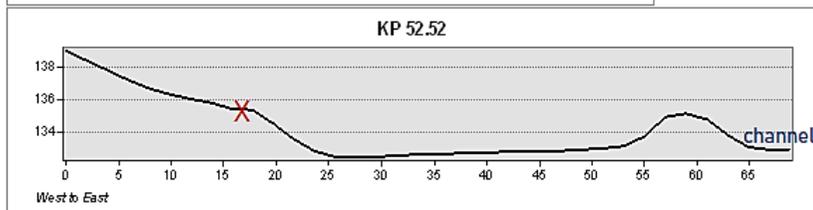
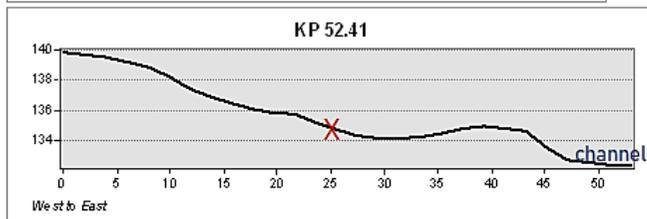
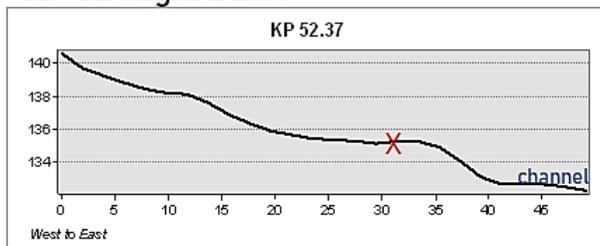


Planimetric history



Figure d : localisation des profils sédimentaires et chronologie de la terresrialisation à PDR

KP 52 Right bank



KP 52&53 Right bank

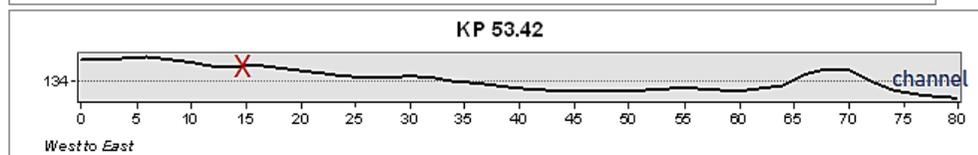
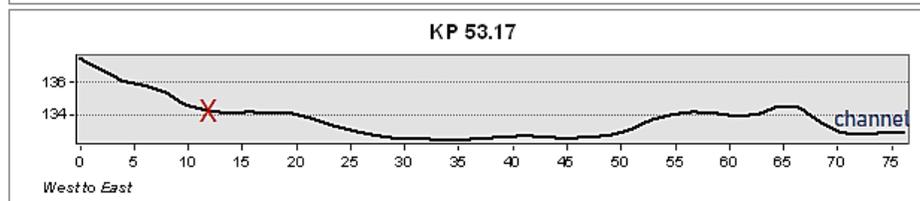
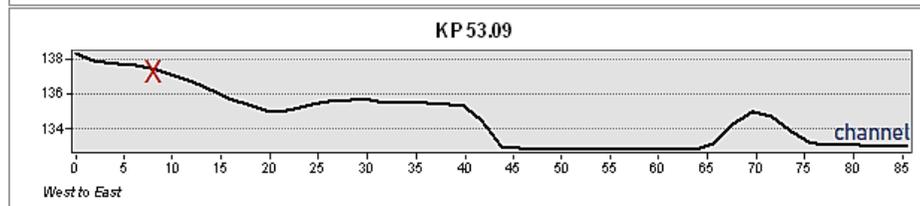
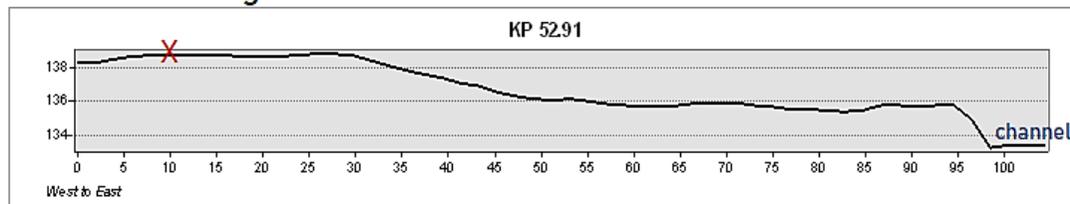
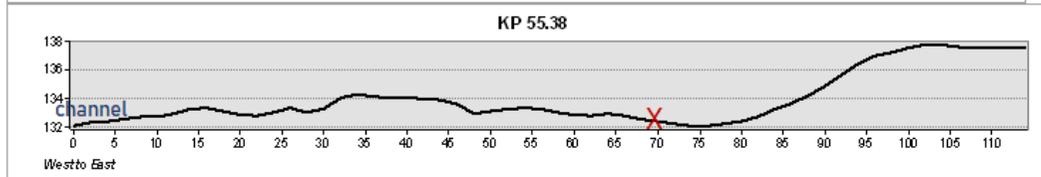
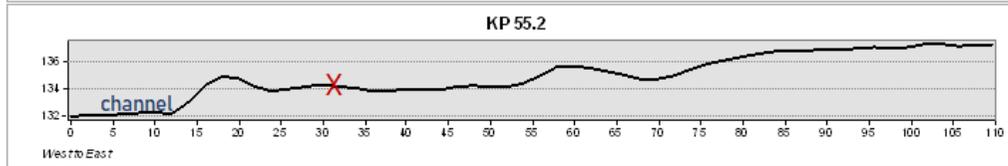
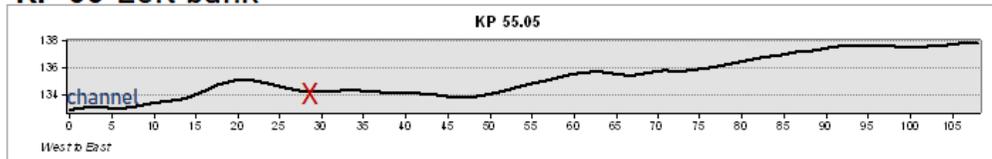
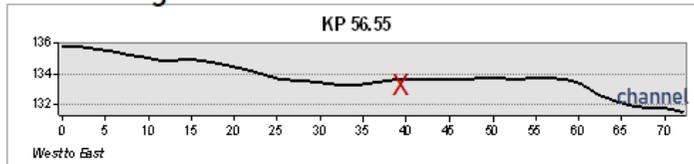


Figure e : localisation et contexte topographique des profils sédimentaires à PDR classés selon le PK – Partie 1 sur 2

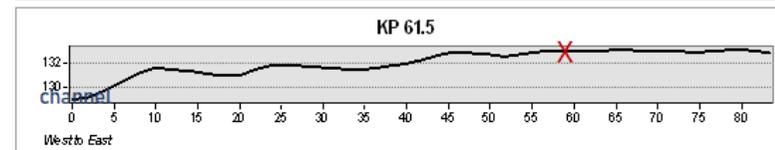
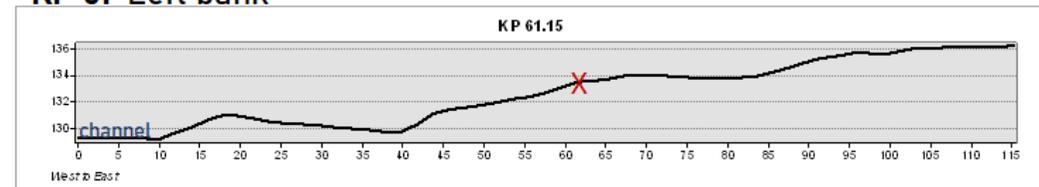
KP 55 Left bank



KP 56 Right bank



KP 61 Left bank



KP 61 Right bank

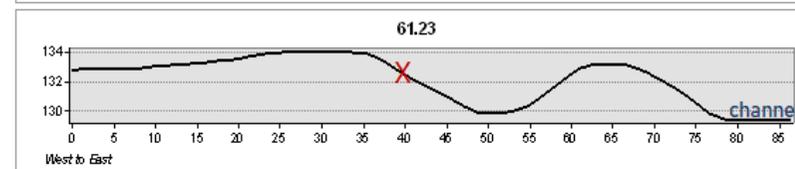
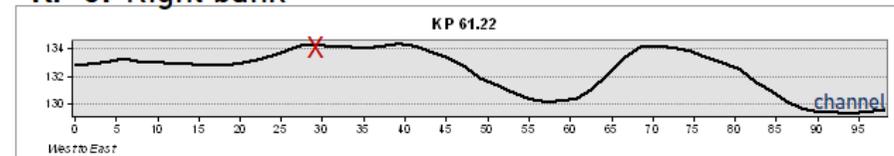
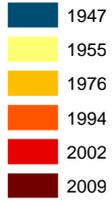


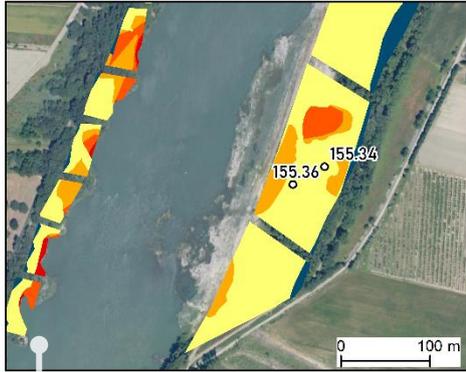
Figure f: localisation et contexte topographique des profils sédimentaires à PDR classés selon le PK – Partie 2 sur 2

MON

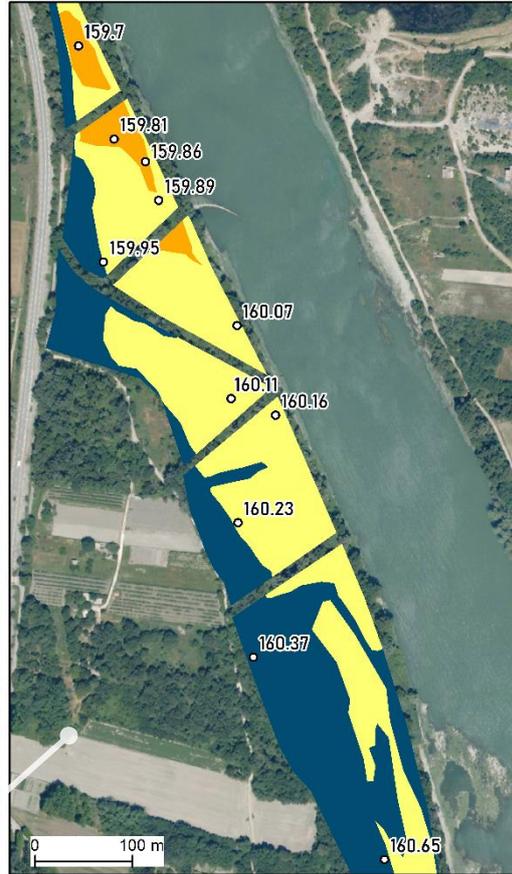
Planimetric
history



KP 155



KP 159&160

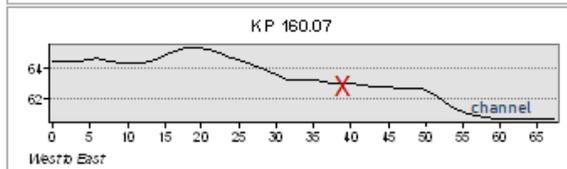
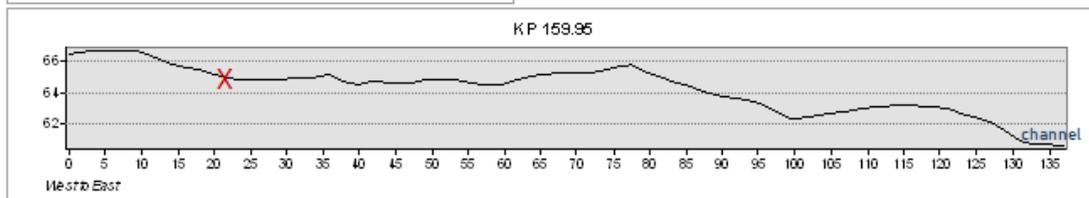
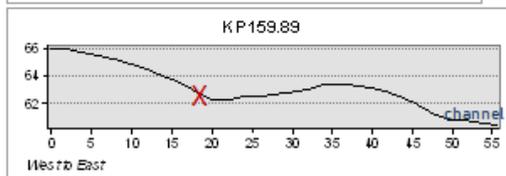
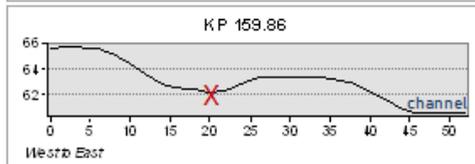
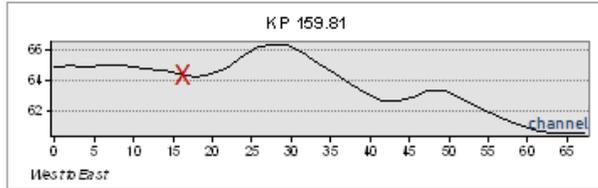
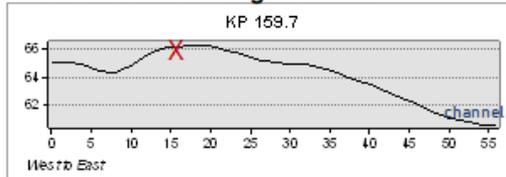


KP 163&164

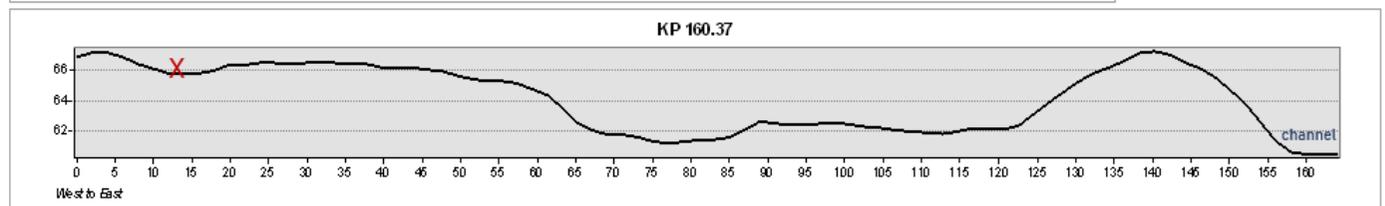
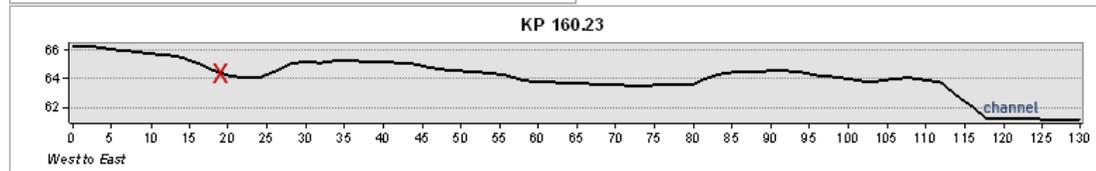
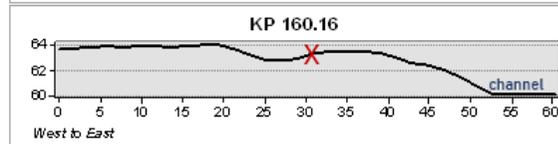
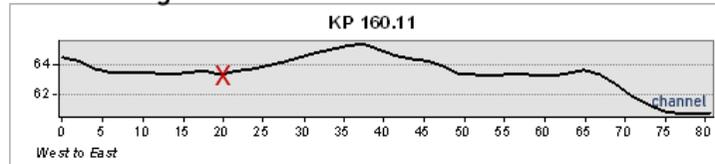


Figure g: localisation des profils sédimentaires et chronologie de la terrestrialisation à MON

KP 159&160 Right bank



KP 160 Right bank



KP 163 Left bank

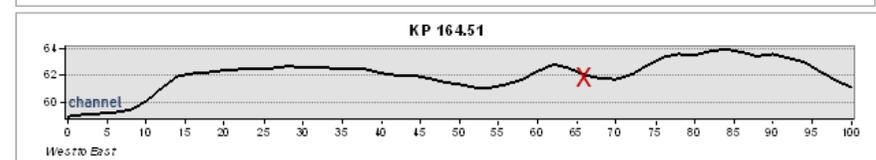
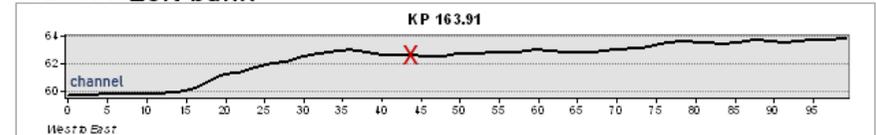


Figure h : localisation et contexte topographique des profils sédimentaires à MON classés selon le PK – Partie 1 sur 1

DZM

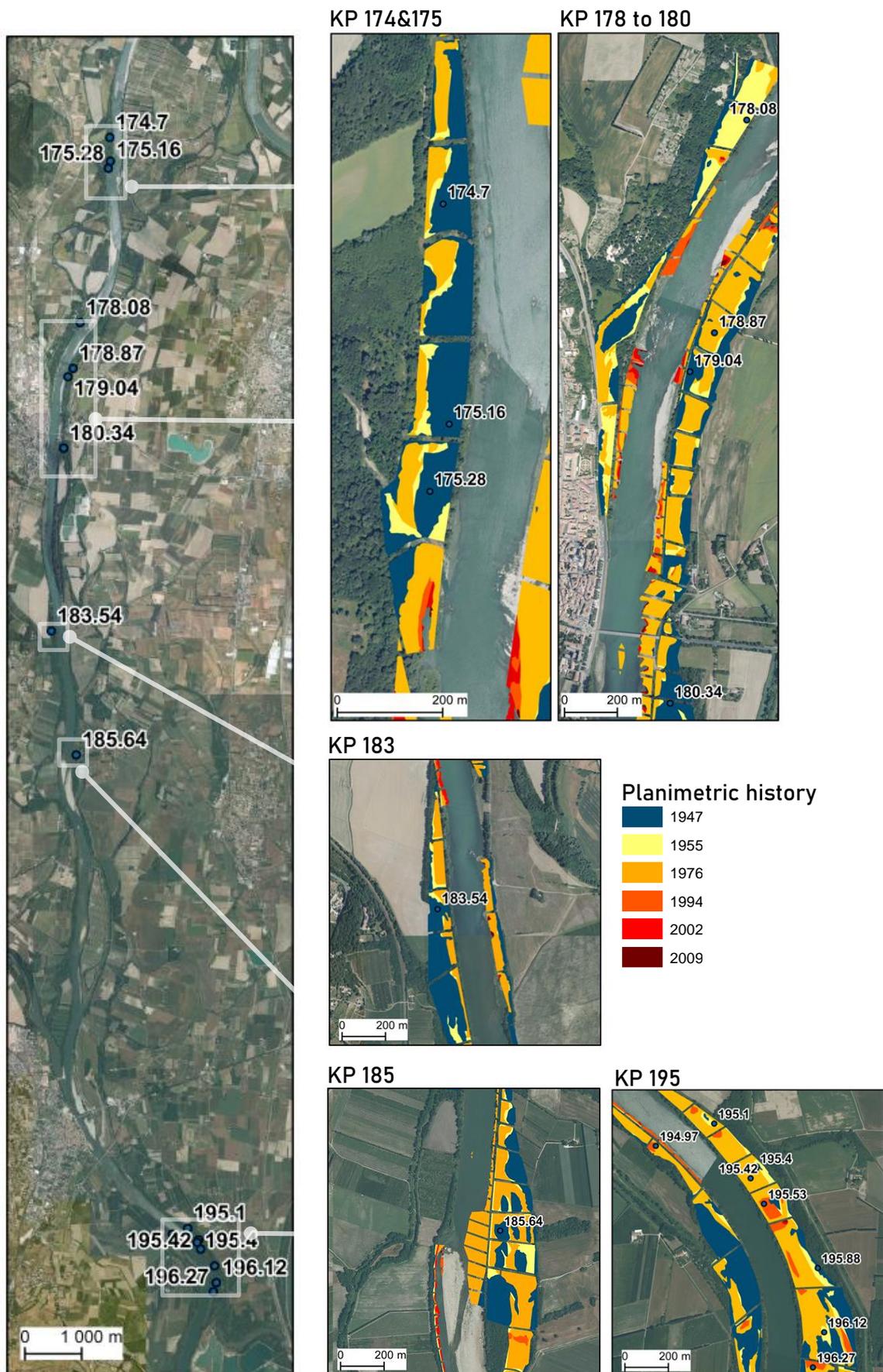
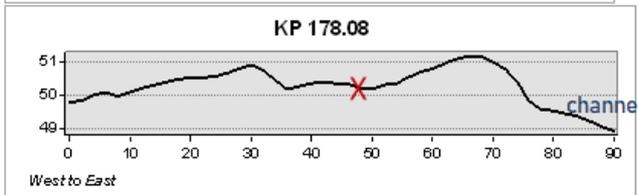
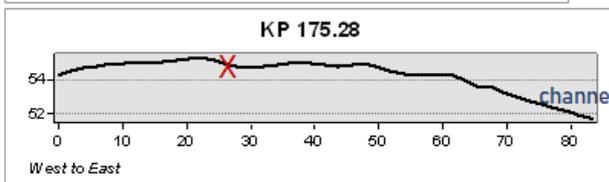
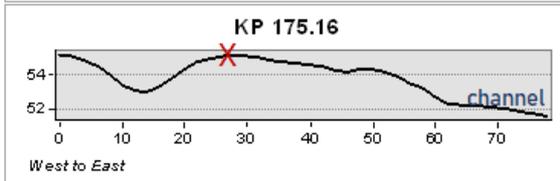
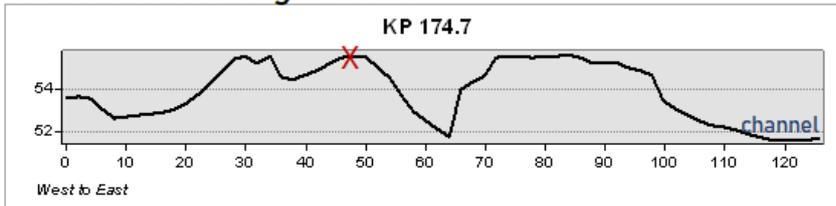
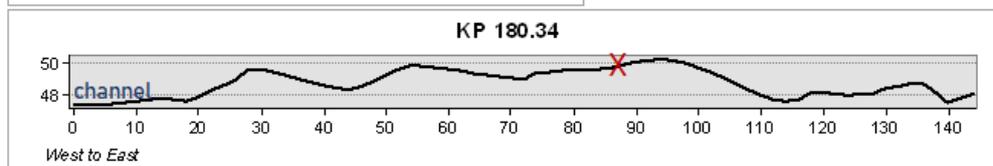
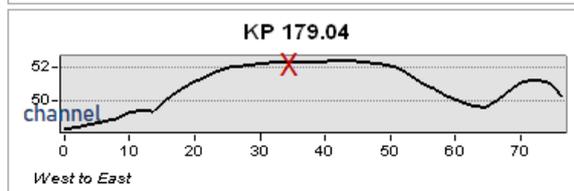
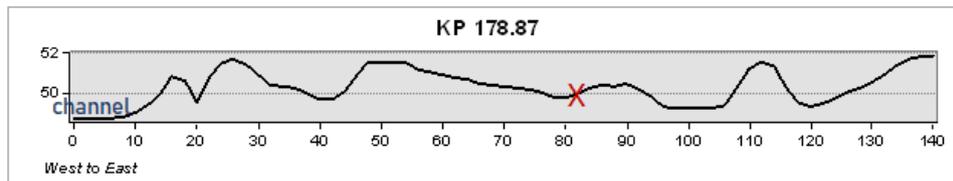


Figure i : localisation des profils sédimentaires et chronologie de la terrestrialisation à DZM

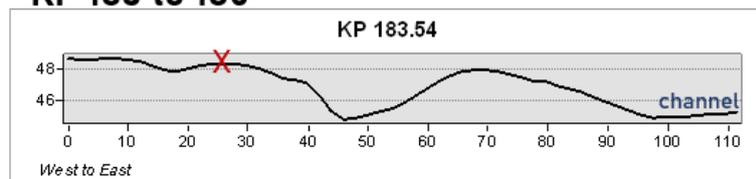
KP 174 to 178 Right bank



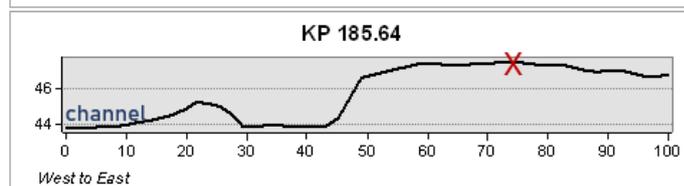
KP 178 to 180 Left bank



KP 183 to 185



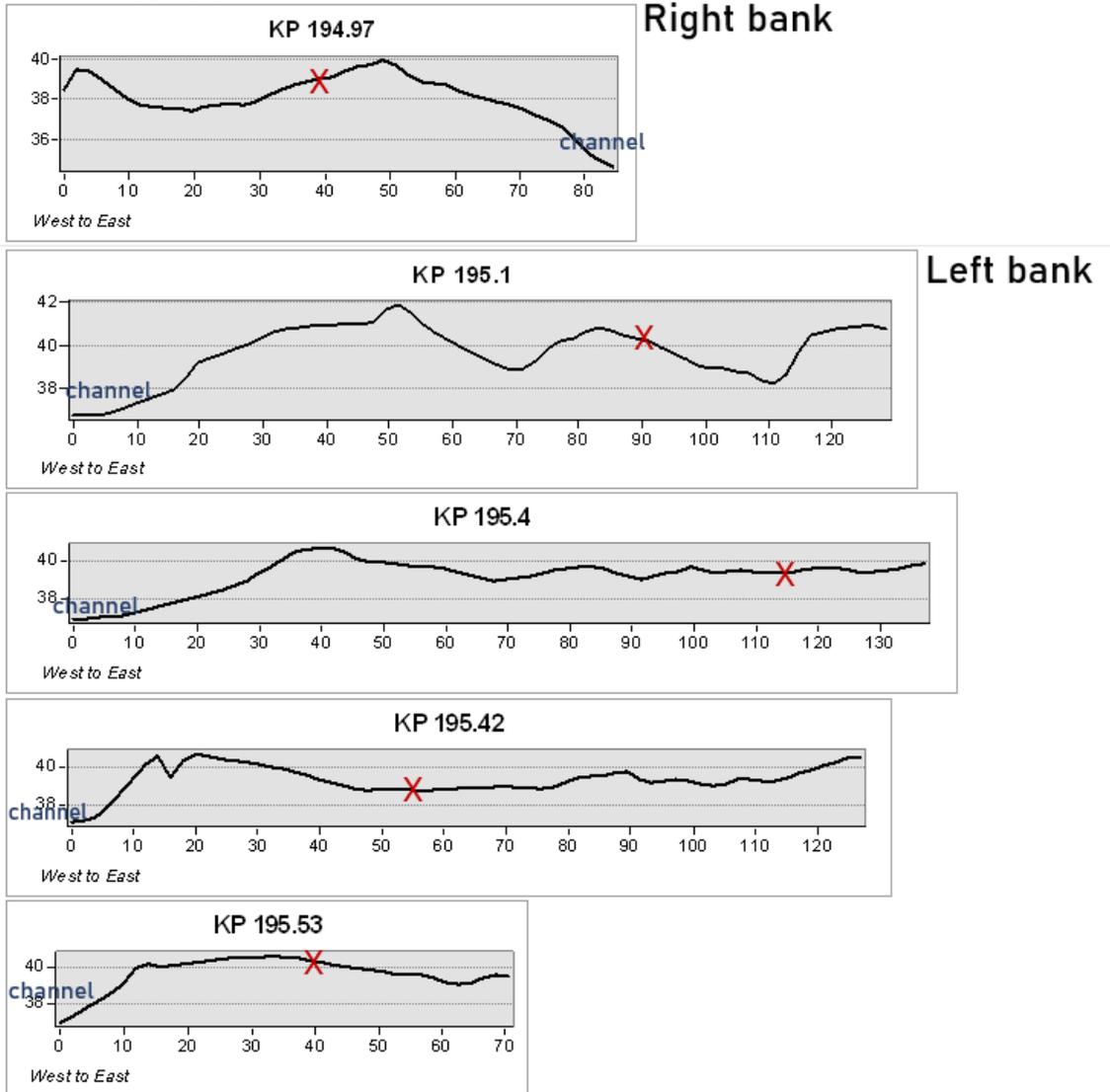
Right bank



Left bank

Figure j : localisation et contexte topographique des profils sédimentaires à DZM classés selon le PK – Partie

KP 194&195



KP 195&196 Left bank

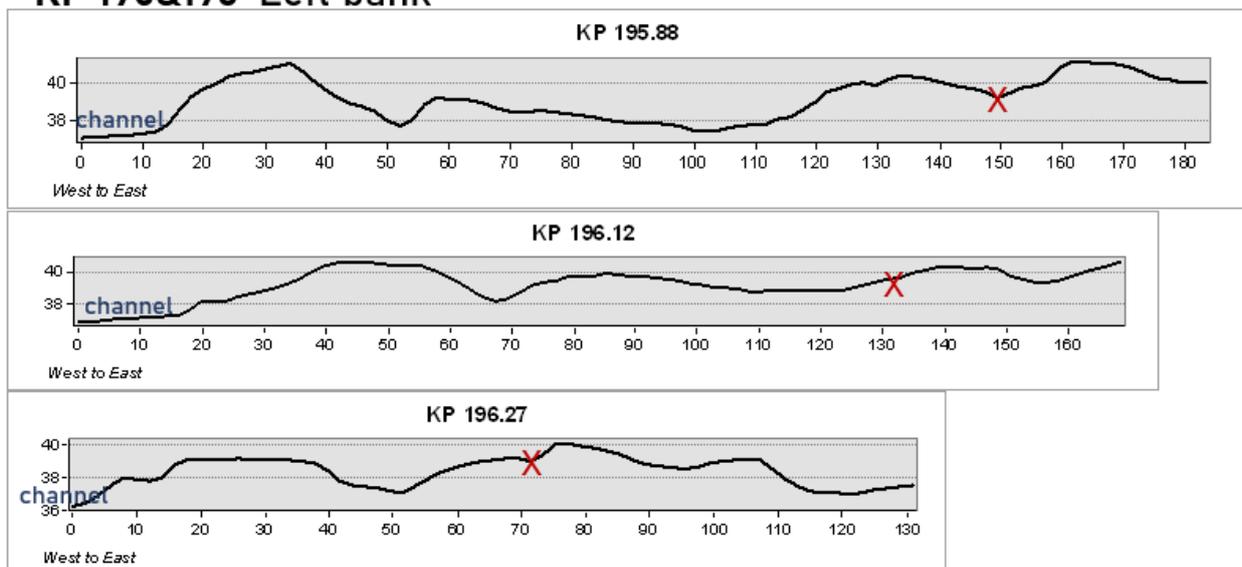


Figure k : localisation et contexte topographique des profils sédimentaires à DZM classés selon le PK – Partie 2 sur 2

ANNEXE 7. Tableau bilan des caractéristiques spatio-temporelles des profils sédimentaires verticaux prélevés à PBN, PDR, MON et DZM (Chapitre 8)

Le bilan des caractéristiques des profils est présenté dans le tableau 5. Elles sont extraites à partir des jeux de données planimétriques et topographiques exposés dans l'annexe 4.

PK of the profile	Reach	MRE 2010 (m)	Channel Distance (m)	Submersion frequency (d/y)	Deposit age	Before-After diversion	Terrestrialisation time window	Sediment sample count
6,76	PBN	3,43	131,7	1,04	1963,5	AD	[1954-1973]	1
6,83	PBN	1,63	76,42	14,85	1963,5	AD	[1954-1973]	9
7,1	PBN	3,71	128,77	2,9	1922,5	BD	[1900-1945]	10
7,28	PBN	2,8	36,77	14,38	1963,5	AD	[1954-1973]	13
7,36	PBN	2,07	76,04	16,85	1963,5	AD	[1954-1973]	10
7,5	PBN	2,1	31,39	40,82	1963,5	AD	[1954-1973]	6
7,6	PBN	3,44	59,48	16,61	1963,5	AD	[1954-1973]	5
8,56	PBN	5,41	32,62	1,56	1922,5	BD	[1900-1945]	13
9	PBN	3,56	47,82	10,64	1963,5	AD	[1954-1973]	6
9,29	PBN	2,35	22,5	44,72	1963,5	AD	[1954-1973]	8
9,81	PBN	6,77	28,6	NA	1922,5	BD	[1900-1945]	21
12,25	PBN	2,41	36,25	5,87	1963,5	AD	[1954-1973]	7
12,44	PBN	4,95	65,96	NA	1922,5	BD	[1900-1945]	15
12,55	PBN	3,84	25,1	0,53	1922,5	BD	[1900-1945]	12
12,72	PBN	5,37	82,27	NA	1922,5	BD	[1900-1945]	6
52,37	PDR	2,68	10,47	31,06	1980,5	AD	[1979-1982]	4
52,41	PDR	2,43	22,4	35,83	1984	AD	[1982-1986]	4
52,51	PDR	2,87	49,63	27,24	1919	BD	[1900-1938]	17
52,67	PDR	1,71	55,9	46,08	1980,5	AD	[1979-1982]	12
52,8	PDR	4,83	76,44	3,48	1919	BD	[1900-1938]	22
52,9	PDR	6,27	89,94	0,09	1919	BD	[1900-1938]	15
53,08	PDR	4,67	67,65	3,81	1919	BD	[1900-1938]	9
53,16	PDR	2,01	62,1	40,32	1980,5	AD	[1979-1982]	8
53,41	PDR	2,53	78,27	27,3	1980,5	AD	[1979-1982]	7
55,05	PDR	2,5	46,97	27,77	1984	AD	[1982-1986]	8
55,19	PDR	2,27	22,69	26,34	1980,5	AD	[1979-1982]	9
55,37	PDR	1,02	41,52	39,24	1988,5	AD	[1986-1991]	6
56,54	PDR	1,97	23,7	24	1984	AD	[1982-1986]	8
61,14	PDR	4,78	56,94	NA	1919	BD	[1900-1938]	18
61,22	PDR	5,58	57,02	NA	1943,5	BD	[1938-1949]	24
61,3	PDR	4,6	40,84	NA	1919	BD	[1900-1938]	15
61,5	PDR	4,17	56,49	NA	1919	BD	[1900-1938]	16
155,33	MON	NA	106,7	3,6	1957,5	AD	[1946-1961]	0
159,7	MON	5,16	36,02	1,42	1965,5	AD	[1961-1969]	16
159,81	MON	3,36	44,98	6,27	1973,5	AD	[1969-1978]	12
159,86	MON	1,26	27,51	18,23	1973,5	AD	[1969-1978]	12
159,89	MON	1,66	31,77	18,23	1957,5	AD	[1946-1961]	14
159,94	MON	3,9	111,34	3,13	1957,5	AD	[1946-1961]	12
160,07	MON	1,98	18,78	13,77	1957,5	AD	[1946-1961]	11
160,11	MON	2,3	57,05	4,84	1957,5	AD	[1946-1961]	14
160,16	MON	2,84	24,1	8,58	1957,5	AD	[1946-1961]	14
160,22	MON	4,72	103,94	2,09	1957,5	AD	[1946-1961]	8
160,36	MON	5,64	143	0,56	1923	BD	[1900-1946]	15
163,91	MON	2,68	31,35	1,83	1957,5	AD	[1946-1961]	10
164,51	MON	2,06	60,61	1,88	1957,5	AD	[1946-1961]	19
174,69	DZM	5,75	62,1	NA	1923,5	BD	[1900-1947]	23
175,15	DZM	5,81	37,1	NA	1923,5	BD	[1900-1947]	24
175,28	DZM	5,73	49,07	NA	1923,5	BD	[1900-1947]	18
178,07	DZM	3,23	30,36	5,04	1951	AD	[1947-1955]	5
178,86	DZM	3,76	75,56	2,3	1965,5	AD	[1955-1976]	15
179,03	DZM	6,17	41,89	NA	1923,5	BD	[1900-1947]	8
180,34	DZM	4,54	74,38	NA	1923,5	BD	[1900-1947]	12
183,53	DZM	5,28	66,79	NA	1923,5	BD	[1900-1947]	19
185,63	DZM	5,72	60,52	NA	1923,5	BD	[1900-1947]	17
194,97	DZM	3,14	29,72	1,65	1985	AD	[1976-1994]	25
195,1	DZM	4,17	76,72	NA	1951	AD	[1947-1955]	18
195,4	DZM	3,34	94,43	0,23	1923,5	BD	[1900-1947]	9
195,41	DZM	2,75	45,84	1,27	1965,5	AD	[1955-1976]	14
195,52	DZM	4,16	39,59	NA	1985	AD	[1976-1994]	21
195,88	DZM	3,33	134,39	NA	1923,5	BD	[1900-1947]	3
196,12	DZM	3,56	114,82	NA	1951	AD	[1947-1955]	20
196,26	DZM	2,94	67,99	NA	1985	AD	[1976-1994]	10

ANNEXE 8. Teneurs en EM (mg/kg) des sédiments des profils verticaux selon la date de terrestrialisation de la zone de prélèvement (échantillonnage global, cf. Annexe 6) (Chapitre 8)

REACH	Time Window	zinc (mg/kg)	Lead (mg/kg)	Copper (mg/kg)	nickel (mg/kg)	Iron (mg/kg)	strontium (mg/kg)	n
PBN	[1900-1945]	177,4 ± 56,4	70,6 ± 21,1	53,7 ± 18	39 ± 3,1	20565,9 ± 1316,8	258,1 ± 38,8	77
PBN	[1954-1973]	224,3 ± 77,6	66,4 ± 24,1	63,9 ± 21	44,2 ± 3,8	24369,6 ± 1513,5	190,5 ± 37,7	65
PDR	[1900-1938]	211,2 ± 68,6	75 ± 21,3	52,7 ± 14,8	41,8 ± 6	21549,1 ± 1831,8	269,9 ± 33,2	112
PDR	[1938-1949]	315,4 ± 83,6	97 ± 23,1	65 ± 20	43,3 ± 5,4	22022,6 ± 937,7	267,5 ± 26,9	24
PDR	[1979-1982]	170,4 ± 28,5	48,9 ± 12	50,9 ± 10	44,6 ± 5,4	22993,7 ± 1803,5	198,3 ± 35	40
PDR	[1982-1986]	168,9 ± 23	50,5 ± 7,5	50,9 ± 9,5	42,4 ± 3,6	21872 ± 1342,6	215,1 ± 35	20
PDR	[1986-1991]	164,3 ± 19,2	48,7 ± 9,1	51,3 ± 11,2	40,2 ± 4,4	21816,8 ± 967,5	192,4 ± 17,4	6
MON	[1900-1946]	118,1 ± 12,5	59,6 ± 23,6	33,3 ± 4	44,7 ± 2,8	25709,6 ± 1034,7	459,2 ± 23,5	15
MON	[1946-1969]	158,5 ± 33,5	63,5 ± 20,6	42,9 ± 10,1	50,5 ± 6,5	26353,3 ± 2160	453,8 ± 47,6	110
MON	[1969-1978]	127,8 ± 12,4	41,8 ± 5,2	33,9 ± 6,5	47,3 ± 5,2	27302,8 ± 2225	436,1 ± 32,8	24
DZM	[1900-1947]	126,8 ± 19,7	56,4 ± 18,8	33,4 ± 5,6	45,8 ± 4	26171,8 ± 1800,2	468,1 ± 25,6	133
DZM	[1947-1955]	173 ± 28	68,7 ± 12,4	37,7 ± 6,8	49 ± 3,5	27679,2 ± 2223,1	483,7 ± 32,4	43
DZM	[1955-1976]	154,5 ± 36	70,3 ± 20,4	41,5 ± 10,7	48,7 ± 6,2	26320,7 ± 2035,8	466,8 ± 33,1	45
DZM	[1976-1994]	158,9 ± 20,2	69,3 ± 18,4	42 ± 6,5	49,2 ± 4,3	26707 ± 1924,8	445,2 ± 32,9	56

ANNEXE 9. Teneurs par élément dans les carottes dendrologiques de PDR selon le casier (Chapitre 9)

Teneurs (mg/kg)	N total of cores	casier1	casier3	casier4	casier6	casier7	casier8
		7	3	2	7	8	5
Al	mean + SD	155,17 ± 58,11	134,8 ± 8,35	111 ± 11,31	137,27 ± 30,2	146,91 ± 18,71	155,32 ± 26,07
Ba	mean + SD	4,61 ± 0,97	2,02 ± 0,51	2,26 ± 0,3	2,48 ± 1,12	3,08 ± 0,6	4,7 ± 1,62
Ca	mean + SD	2975 ± 888,07	1362,33 ± 87,36	1779,5 ± 99,7	2916,43 ± 2029,38	2805,38 ± 1005,21	6464 ± 4458,5
Cd	mean + SD	0,27 ± 0,2	0,49 ± 0,06	NA	0,35 ± 0,19	0,31 ± 0,34	0,01 ± 0
	NA value	0	0	2	2	0	1
Co	mean + SD	0,05 ± 0,09	0,06 ± 0,06	NA	0,06 ± 0,05	0,12 ± 0,07	0,09 ± 0,05
	NA value	2 ± 1,97	0 ± 0,6	1 ± 0,57	3 ± 1,66	1 ± 2,16	2 ± 1,63
Cr	mean + SD	1,97 ± 1,32	0,6 ± 0,79	NA	1,66 ± 1,6	2,16 ± 1,72	1,63 ± 1,31
	NA value	3	0	1	4	1	1
Cu	mean + SD	8,07 ± 3,77	7,68 ± 0,92	4,76 ± 0,12	5,63 ± 4,08	3,15 ± 1,51	2,04 ± 0,48
Fe	mean + SD	152,89 ± 191,63	309,23 ± 300,11	111,24 ± 100,08	132,96 ± 108,92	418,16 ± 257,05	239,03 ± 169,75
K	mean + SD	2551,29 ± 2664,25	1671 ± 296,63	959,5 ± 267,99	1659,57 ± 1027,14	2745,13 ± 2339,67	1754 ± 341,48
Mg	mean + SD	258,49 ± 136,72	101,52 ± 19,94	401,1 ± 39,6	258,49 ± 199,91	306,44 ± 156,44	543,34 ± 262,39
Mn	mean + SD	4,92 ± 3,53	4,89 ± 2,36	2,65 ± 0,21	3,76 ± 2,11	6,28 ± 2,36	8,23 ± 5
Na	mean + SD	595,83 ± 109,01	590,33 ± 42,37	496,55 ± 4,03	598,96 ± 59,54	606,5 ± 57,05	642,38 ± 79,68
Ni	mean + SD	0,69 ± 0,67	0,66 ± 0,31	0,31 ± 0,36	0,46 ± 0,5	1,27 ± 0,84	0,93 ± 0,71
P	mean + SD	137,95 ± 102,45	148,77 ± 43,95	101,78 ± 39,63	126,45 ± 49,33	157,39 ± 71,84	320,86 ± 142,93
Pb	mean + SD	0,12 ± 0,13	NA	0,18 ± 0,23	NA	NA	NA
	NA value	4	2	0	6	8	5
S	mean + SD	406,83 ± 456,1	367,2 ± 49,05	211,75 ± 48,44	214,14 ± 58,19	222,58 ± 53,96	341,98 ± 70,19
Sr	mean + SD	10,89 ± 1,98	8,6 ± 0,31	7,91 ± 0,62	10,34 ± 3,63	11,97 ± 2,45	23,87 ± 11,12
Ti	mean + SD	3,15 ± 4,37	2,27 ± 1,15	0,59 ± 0,38	1,32 ± 1,81	1,57 ± 0,62	1,41 ± 0,98
V	mean + SD	0,35 ± 0,14	0,29 ± 0,05	0,22 ± 0	0,28 ± 0,1	0,29 ± 0,09	0,29 ± 0,08
Zn	mean + SD	29,57 ± 15,88	31,56 ± 6,89	14,5 ± 2,43	17,87 ± 12,28	18,06 ± 6,96	11,36 ± 4,91

ANNEXE 10. Teneurs en EM (mg/kg) dans les carottes dendrologiques selon l'essence (Chapitre 9)

Teneurs (mg/kg)	N total of cores	<i>Acer Negundo</i>	<i>Populus sp.</i>	<i>Salix alba</i>
		16	11	5
Al	mean ± SD	136,86 ± 22,72	144,1 ± 26,1	170,1 ± 64,66
Ba	mean ± SD	3,47 ± 1,44	3,3 ± 1,28	3,3 ± 1,79
Ca	mean ± SD	3504,06 ± 3177,24	3346,09 ± 1448,05	2155,4 ± 1233,93
	NA value	5	0	0
Cd	mean ± SD	0,01 ± 0,01	0,5 ± 0,14	0,4 ± 0,14
Co	mean ± SD	0,09 ± 0,07	0,06 ± 0,05	0,09 ± 0,09
	NA value	7	2	0
Cr	mean ± SD	1,81 ± 1,11	1,7 ± 1,74	1,39 ± 1,53
Cu	mean ± SD	2,83 ± 1,64	6,39 ± 2,95	9,68 ± 2,82
Fe	mean ± SD	240,48 ± 232,81	197,56 ± 186,13	334,16 ± 260,1
K	mean ± SD	1335 ± 422,22	3452,36 ± 2528,35	1560,6 ± 265,44
Mg	mean ± SD	468,79 ± 159,34	157,31 ± 65,69	132,55 ± 63,66
Mn	mean ± SD	5,81 ± 3,58	4,54 ± 2,57	5,83 ± 3,99
Na	mean ± SD	574,27 ± 87,66	639,43 ± 52,91	593,9 ± 32,98
Ni	mean ± SD	0,75 ± 0,7	0,76 ± 0,74	1,01 ± 0,66
P	mean ± SD	206,1 ± 117,62	104,67 ± 58,84	183,04 ± 95,18
Pb	mean ± SD	0,18 ± 0,23	0,12 ± 0,03	0,18 ± 0,15
	NA value	14	9	2
S	mean ± SD	267,93 ± 70,06	189,71 ± 48,59	597,76 ± 458,88
Sr	mean ± SD	13,94 ± 9,21	12,19 ± 2,53	9,65 ± 1,99
Ti	mean ± SD	1,21 ± 0,81	1,37 ± 1,39	4,91 ± 4,4
V	mean ± SD	0,28 ± 0,06	0,29 ± 0,1	0,36 ± 0,16
Zn	mean ± SD	11,87 ± 4,87	26,84 ± 11,09	34,35 ± 8,72

