



**HAL**  
open science

## **Increase of erosion source contributions to rivers and lakes (1950-2010): the case of the Louroux Pond (Central France)**

Anthony Foucher, Marion Le Gall, Sébastien Salvador-Blanes, O. Evrard, Olivier Cerdan, John-Patrick Lacey, Rosalie Vandromme, Irène Lefevre, Louis Manière, Thomas Grangeon Grangeon, et al.

### ► To cite this version:

Anthony Foucher, Marion Le Gall, Sébastien Salvador-Blanes, O. Evrard, Olivier Cerdan, et al.. Increase of erosion source contributions to rivers and lakes (1950-2010): the case of the Louroux Pond (Central France). *La Houille Blanche - Revue internationale de l'eau*, 2017, 6, pp.11 - 18. 10.1051/lhb/2017051 . hal-01849452

**HAL Id: hal-01849452**

**<https://brgm.hal.science/hal-01849452v1>**

Submitted on 15 May 2020

**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.

# ACCROISSEMENT DE LA CONTRIBUTION DES SOURCES D'ÉROSION AUX RIVIERES ET PLANS D'EAU (1950-2010) : LE CAS DU LOUROUX (INDRE-ET-LOIRE, FRANCE)

Anthony FOUCHER <sup>(1)</sup>, Marion LE GALL <sup>(2)</sup>, Sébastien SALVADOR-BLANES <sup>(1)</sup>, Olivier  
EVRARD <sup>(2)</sup>, Olivier CERDAN <sup>(3)</sup>, John-Patrick LACEBY <sup>(2)</sup>, Rosalie VANDROMME <sup>(3)</sup>, Irène  
LEFEVRE <sup>(2)</sup>, Louis MANIERE <sup>(1)</sup>, Thomas GRANGEON <sup>(1, 3)</sup>, Jean-Paul BAKYONO <sup>(1)</sup>, Marc  
DESMET <sup>(1)</sup>

<sup>(1)</sup> Laboratoire GéoHydrosystèmes Continentaux (GéHCO), E.A 6293, Université F. Rabelais de Tours, Faculté des Sciences et  
Techniques, Parc de Grandmont, 37200 Tours, France - e-mail: anthony.foucher@outlook.com

<sup>(2)</sup> Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (CEA/CNRS/UVSQ), Université Paris-Saclay, Gif-sur-Yvette, France

<sup>(3)</sup> Département Risques et Prévention, Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM), 3 avenue Claude Guillemin, 45060  
Orléans, France

L'érosion des sols est reconnue comme étant l'un des principaux processus à l'origine de la dégradation physico-chimique des masses d'eau. Les phénomènes érosifs, largement décrits en contexte morphogène, restent pourtant peu étudiés en contexte de plaine.

Pour combler ce manque, une étude pluridisciplinaire a été menée à l'échelle d'un petit bassin versant (25 km<sup>2</sup>) de plaine agricole drainée pour reconstruire l'évolution des taux et des sources d'érosion, depuis les zones d'accumulation de matière jusqu'aux zones sources. Cette étude vise ainsi à comprendre l'impact des aménagements intervenus dans le bassin après 1950 (remembrements, création de fossés, drainage) sur la dynamique sédimentaire actuelle et passée.

À cette fin, des carottages ont été réalisés dans un étang médiéval (870AD) localisé à l'exutoire du bassin versant du Louroux (France). Les carottes ont été datées et ont permis de reconstruire les variations temporelles du flux sédimentaire (de 1954 à 2013), mais aussi de les associer avec les changements d'usage des sols. Par ailleurs, les sources de sédiments ont été identifiées à partir de mesures de radionucléides (césium 137 et rapport béryllium 7/plomb 210 en excès). Ces résultats vont permettre de guider la mise en place d'aménagements pour lutter contre le départ de matière sur les versants.

**MOTS CLEFS :** érosion, sédiment, colmatage, archive sédimentaire, traçage

## *Increase of erosion source contributions to rivers and lakes (1950-2010): the case of the Louroux Pond (Central France)*

Soil erosion is recognized as one of the main processes triggering the physical and chemical degradation of water bodies. Although erosive dynamics have been widely described in morphogenic areas, much less is known about this process in lowland agricultural catchments.

To address this issue, a multidisciplinary study was carried out at the scale of a small agricultural lowland catchment (Louroux catchment, France, 25 km<sup>2</sup>) to reconstruct the evolution of the soil erosion rates and sources, from the hillslopes to the deposition areas in the water bodies. This study's goal is specifically to understand the impact of changes in land use and agricultural practices after 1950 (field re-design, ditch creation, drainage) on sediment dynamics

For this purpose, sediment cores were collected in a medieval pond (870AD) located at the outlet of the catchment. These cores have been dated and used to reconstruct the temporal variations in sediment fluxes over time (from 1954 to 2013). In addition, sediment sources were identified using fallout radionuclide measurements (cesium-137 and beryllium7 / excess lead-210 ratios). These results will contribute to the implementation of effective management measures to reduce the transfer of sediments from the hillslopes to the hydrosystems.

**KEY WORDS:** erosion, sediment, siltation, lake deposits, sediment fingerprinting

## 50 I INTRODUCTION

51 En quelques décennies, les paysages agricoles français et européens ont subi des changements rapides et  
52 radicaux d'occupation des sols. Ces bouleversements ont favorisé l'implantation et le développement de  
53 nouveaux systèmes culturels, de plus en plus productivistes. Les paysages ruraux ont été remodelés et les  
54 parcelles remembrées [Chartin et *al.*, 2011; Chartin et *al.*, 2013], entraînant une suppression des éléments  
55 linéaires et une ouverture du paysage.

56 Suite à ces aménagements, les phénomènes érosifs se sont accélérés et intensifiés [Wilkinson, 2005]  
57 menaçant la durabilité des ressources en sol et la viabilité des écosystèmes naturels [Commission of the  
58 European Communities, 2006]. Au-delà des conséquences locales sur la dégradation des potentialités  
59 agronomiques des sols [Bakker et *al.*, 2008; Boardman et Poesen, 2006], l'accroissement de ces phénomènes  
60 érosifs a accentué l'apport de sédiments aux rivières. Ces sédiments issus des versants sont susceptibles d'être  
61 transférés vers les environnements aquatiques. Au Royaume-Uni, on estime que 70% des sédiments circulant  
62 dans les cours d'eau proviennent des terres agricoles [Rickson, 2014].

63 Dans les zones agricoles, anthropisées, où les aménagements sur les versants sont largement développés  
64 (réseaux de fossés et de drainage), ces transferts de matière depuis les versants sont accélérés par une  
65 connectivité optimale de la source au cours d'eau [López-Vicente et *al.*, 2013]. Cette notion de connectivité  
66 est majeure et de plus en plus régulièrement prise en compte dans les études sédimentaires [Gay et *al.*, 2014].  
67 Elle traduit le fait que, si la vulnérabilité à l'érosion sur une parcelle donnée peut-être élevée, elle ne transférera  
68 pas de particules au cours d'eau situé à l'aval si elle n'est pas directement reliée à celui-ci. À l'inverse, les  
69 parcelles à faible risque d'érosion peuvent présenter un risque environnemental fort si la connectivité au cours  
70 d'eau est forte, ne fût-ce qu'une partie de l'année [Rickson, 2014].

71 Une fois transférés depuis les zones d'érosion vers les masses d'eau par une connexion plus ou moins rapide,  
72 ces sédiments vont participer au comblement et à l'envasement des lacs, des étangs, mais également à celui de  
73 certaines sections des cours d'eau [Dearing, 1991].

74 Au-delà des conséquences financières liées aux coûts de gestion de ces comblements des retenues  
75 hydroélectriques ou du colmatage des retenues collinaires [Ben Slimane et *al.*, 2013], ces transferts massifs de  
76 matériaux provoquent une multitude de conséquences négatives pour les habitats aquatiques et pour l'accès à  
77 une ressource en eau de qualité (réduction de la pénétration de la lumière [Owens et *al.*, 2005], destruction des  
78 habitats et des frayères de la faune benthique [Massa, 2000], ou encore détérioration des branchies des poissons  
79 [Waters, 1995]). Lors de ce transfert sédimentaire, les matières en suspension participent également à la  
80 modification de la composition chimique du milieu aquatique et elles constituent une source importante de  
81 pollution diffuse pour les eaux superficielles [Davis et Fox, 2009; Evrard et *al.*, 2016; Hodgkinson et Withers,  
82 1996]. Ces sédiments se caractérisent par un pouvoir cohésif et une capacité de sorption élevée vis-à-vis des  
83 nutriments, des métaux lourds, des pesticides et autres contaminants organiques [Shear et Watson, 1977; Vidon  
84 et Cuadra, 2011]. On retrouvera donc - au niveau de ces sédiments qui transitent et s'accumulent dans les  
85 masses d'eau - des teneurs importantes en polluants liés aux intrants utilisés en agriculture [Sabatier et *al.*,  
86 2014].

87 Les changements passés d'usage des sols ont ainsi impacté et impactent encore aujourd'hui tous les  
88 compartiments des hydrosystèmes et, ce, à l'échelle globale. Ces enjeux environnementaux sont d'une telle  
89 importance que la Commission européenne a fait de la lutte contre l'érosion des sols l'une des priorités de sa  
90 politique environnementale [Commission of the European Communities, 2006].

91 Les références scientifiques soulevant les effets néfastes de cette anthropisation brutale des milieux  
92 agricoles commencent à se multiplier à partir des années 1980 [Dearing et *al.*, 1987; Lambert et Walling, 1988;  
93 Walling, 1983]. Néanmoins, la quantification des conséquences environnementales de ces aménagements reste  
94 complexe compte-tenu de l'absence de données historiques sur la qualité physico-chimique des cours d'eau.  
95 Pour pallier ce manque de données historiques, la collecte et l'étude d'archives sédimentaires offre une  
96 opportunité unique de réaliser ces reconstructions. Des travaux de recherche similaires ont déjà été entrepris  
97 dans les contextes morphogènes mais, à notre connaissance, peu d'études sont disponibles en contexte de  
98 plaines agricoles fortement anthropisées.

99 Au-delà de cette reconstruction temporelle des flux sédimentaires, l'identification de l'origine spatiale des  
100 sources de sédiments et leur évolution temporelle saisonnière constituent un enjeu majeur pour envisager la  
101 mise en place de dispositifs efficaces permettant de lutter contre l'érosion en amont des masses d'eau.

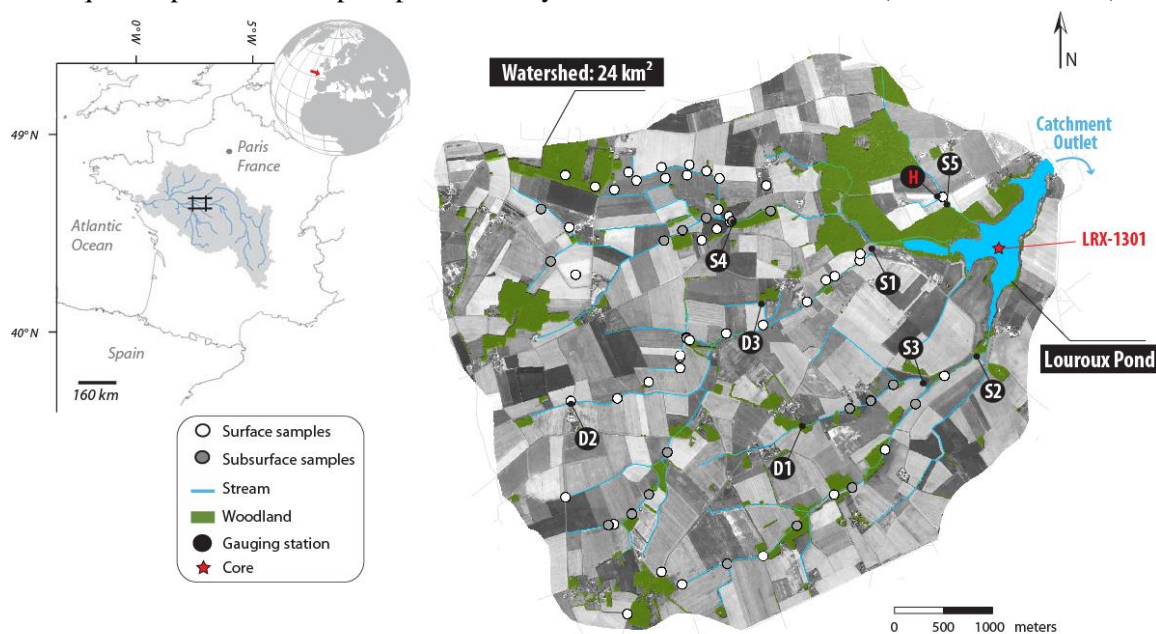
102  
103 Les travaux présentés dans cet article sont le fruit d'un travail collaboratif visant à comprendre et à  
104 quantifier l'impact des aménagements passés d'un bassin agricole sur la déstabilisation de la cascade  
105 sédimentaire, en remontant depuis les zones d'accumulation, où des archives sédimentaires ont été prélevées,

106 jusqu'à l'identification des zones sources à l'amont qui participent au comblement des masses d'eau. L'étude  
107 présentée ici a été réalisée dans un domaine de plaine agricole drainée d'Europe de l'Ouest, dans une région  
108 et un contexte très peu décrits dans la littérature [Vanmaercke et al., 2011].  
109 Nous présenterons ici (1) la reconstruction et la quantification des flux sédimentaires de l'étang médiéval du  
110 Louroux (Indre-et-Loire) [Foucher et al., 2014], (2) l'identification des sources des sédiments qui comblent  
111 l'étang à l'aide du radio-isotope artificiel césium 137 ( $^{137}\text{Cs}$ ) - [Foucher et al., 2015; Le Gall et al., 2016], (3)  
112 l'estimation du temps de transfert des particules depuis les zones sources jusqu'à l'étang du Louroux, grâce  
113 aux concentrations de deux radionucléides naturels, le béryllium 7 ( $^7\text{Be}$ ) et le plomb 210 en excès ( $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ ) -  
114 [Le Gall et al., 2017].

## 115 II SITE D'ETUDE ET METHODES

### 116 II.1 Présentation du site d'étude

117 Le bassin versant du Louroux (25 km<sup>2</sup>) est situé dans la partie sud-ouest du bassin parisien, dans le  
118 bassin hydrographique de la Loire (Fig. 1). Il est caractérisé par une topographie très plane (pente moyenne de  
119 0,44%) avec une altitude comprise entre 94 et 128 m. 78% de la surface du bassin sont occupés par des terres  
120 arables, 18% par des prairies et 4% par des forêts [Corine Land Cover, 2002]. Le climat sur ce secteur est de  
121 type océanique tempéré avec des précipitations moyennes annuelles de 684mm (entre 1971 et 2000).



122  
123 **Fig. 1: Localisation du site d'étude du bassin versant du Louroux.** Localisation des échantillons de sources potentielles  
124 de sédiments (surface des sols, subsurface des sols), des stations de mesures sur le réseau hydrographique (S = station sur  
125 cours d'eau, D = station sur collecteur de drain) et du site du carottage dans l'étang.  
126

127 Depuis les années 1950, le bassin versant du Louroux, comme la plupart des bassins agricoles d'Europe  
128 de l'Ouest, a subi d'importantes modifications de l'occupation des sols et un changement radical des pratiques  
129 agricoles. Deux campagnes de remembrements ont été mises en place (1954 et 1992).

130 À partir de 1944, des cours d'eau ont été créés et recalibrés. La longueur du réseau hydrographique est ainsi  
131 passée de 10 km avant 1944 à près de 45 km en 2015.

132 Pour évacuer l'eau des sols hydromorphes, de vastes réseaux de drainage agricole ont été installés (plus de 210  
133 collecteurs de drains sont actuellement présents). Ce bassin est ainsi passé, en quelques décennies, d'une zone  
134 hydromorphe occupée majoritairement par des prairies destinées à l'élevage à une zone de grandes cultures à  
135 dominante céréalière.  
136

137 L'étang du Louroux (52 ha), situé à l'exutoire du bassin versant constitue l'une des plus grandes et des  
138 plus anciennes masses d'eau (870AD) de la région. Elle reçoit les eaux de ruissellement et les sédiments en  
139 provenance des cinq principaux tributaires qui drainent le bassin versant. Cette masse d'eau qui fonctionne par  
140 débordement a potentiellement enregistré dans ses sédiments l'ensemble des modifications qui sont  
141 intervenues dans le bassin amont depuis les années 1950. Depuis 2013, les principaux tributaires de l'étang du

142 Louroux sont équipés de stations permettant de mesurer le flux de sédiments transitant dans les cours d'eau et  
143 de collecter ponctuellement des sédiments (les stations sont ainsi équipées d'un préleveur automatique, d'une  
144 sonde de turbidité et d'une sonde de niveau d'eau) – [Foucher, 2015].

## 145 **II.2 Méthodes**

### 146 *II.2.1 Caractérisation et quantification des stocks sédimentaires*

147  
148 Une approche limnogéologique a été menée sur l'ensemble de l'étang du Louroux pour caractériser et  
149 quantifier le volume de sédiments accumulés, ainsi que pour reconstruire l'évolution temporelle des apports  
150 terrigènes [Foucher, 2015].

151 D'un point de vue technique, 7,5 km de profils sismiques à haute résolution ont été acquis lors d'une campagne  
152 de réflexion sismique. La compilation de ces données a permis d'identifier les zones les plus représentatives  
153 de l'étang pour collecter des carottes sédimentaires. Trois carottes ont été collectées en 2013.

154 La carotte-maître (LRX13-01), prélevée au centre de l'étang (Fig. 1), a été datée à l'aide de radionucléides  
155 ( $^{137}\text{Cs}$  et  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ ) et de marqueurs stratigraphiques connus par ailleurs (périodes de vidanges de l'étang) –  
156 [Foucher et al., 2014]. À partir des mesures de densités (mesurées tous les cm) et des datations, la courbe de  
157 *Mass Accumulation Rate* (MAR) a été calculée pour estimer l'évolution des apports de sédiments à l'étang au  
158 cours du temps [Van Metre et al., 2004]. Pour reconstituer la dynamique du flux terrigène provenant du bassin  
159 versant et s'affranchir de la production autochtone dans l'étang, des analyses quantitatives des palynofaciès  
160 ont été effectuées au sein des principales unités de la carotte-maître, selon la méthode proposée par Simonneau  
161 et al. [2013]. Ces différentes mesures effectuées sur les trois carottes ont permis de calibrer le signal acoustique  
162 acquis lors des mesures sismiques. Ce signal calibré a ensuite été utilisé pour estimer le volume de matériaux  
163 accumulé au cours des 10 dernières années dans l'étang (période 2003-2013).

### 164 *II.2.2 Identification de la source et quantification du temps de transfert des sédiments*

165

#### 166 *Source spatiale*

167 Le  $^{137}\text{Cs}$ , qui est principalement retombé au sol lors des essais thermonucléaires atmosphériques des  
168 années 1960, permet de discriminer les particules de sol qui proviennent de la surface (marquée en  $^{137}\text{Cs}$ ) ou,  
169 au contraire, de la subsurface (dépourvue de  $^{137}\text{Cs}$ ). La mesure de ce radio-isotope tant dans les sources  
170 potentielles que dans les sédiments permet ainsi de définir la proportion de particules transitant dans les cours  
171 d'eau ou accumulées dans les plans d'eau qui provient de l'érosion de la surface des sols ou, au contraire, des  
172 berges et des ravines éventuelles [e.g Olley et al., 1993; Olley et al., 2013; Caitcheon et al., 2012]. Dans le  
173 contexte de plaine agricole drainée qui nous intéresse ici, des résultats antérieurs ont montré que les particules  
174 transitant dans les drains étaient marquées en  $^{137}\text{Cs}$  et provenaient donc de la surface des sols cultivés [Foucher  
175 et al., 2014].

176 Pour conduire cette étude de traçage sédimentaire, des mesures de  $^{137}\text{Cs}$  ont été réalisées sur les principales  
177 sources identifiées sur les versants (sols = 34, berges n=15) ainsi qu'au niveau des collecteurs de drains  
178 instrumentés (n=5) – (Fig. 1).

179 En parallèle, des matières en suspension ont été prélevées dans les principaux affluents de l'étang (n=23) afin  
180 de caractériser les propriétés de la matière qui y transite durant différents types de conditions hydrologiques  
181 (voir la localisation des stations de mesures et de prélèvements à la Fig. 1). De plus, des mesures  
182 granulométriques ont été réalisées sur les échantillons de sources et de sédiments (Malvern Mastersizer 3000).  
183 Ces mesures ont permis d'appliquer un facteur de correction granulométrique pour rendre comparables les  
184 teneurs en  $^{137}\text{Cs}$  obtenues dans les sources potentielles, présentant une granulométrie plus grossière, et les  
185 sédiments plus fins transitant dans les cours d'eau [Collins et al., 1996; Foucher et al., 2015].

186 Les échantillons corrigés de l'effet granulométrique ont ensuite été utilisés pour la description statistique des  
187 données. Les distributions de l'activité de ces échantillons ont été modélisées suivant un échantillonnage  
188 hypercube latin, basé sur la médiane et l'écart-type de la distribution de chacune des sources. Ce modèle a déjà  
189 été testé avec succès lors de précédentes études [Lacey et Olley, 2015]. Il a été simulé 2500 fois afin  
190 d'optimiser la discrimination entre les sources de surface et celles de subsurface pour les échantillons de  
191 sédiments. L'ensemble de la méthode est décrit dans Foucher et al. [2015].

192

#### 193 *Temps de transfert*

194 Le  $^7\text{Be}$  et le  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ , (présentant une demi-vie respective de 53 jours et de 22 ans) ont été utilisés pour  
195 contraindre la dynamique temporelle des sédiments et quantifier la proportion de sédiments récemment érodés  
196 ou, au contraire, remis en suspension après avoir été stockés dans le réseau hydrographique, ainsi que leur  
197 temps de résidence au sein de l'hydrosystème [Bonniwell *et al.*, 1999; Evrard *et al.*, 2010; Gourdin *et al.*, 2014;  
198 Matisoff *et al.*, 2005]. La méthode consiste à comparer les rapports entre le  $^7\text{Be}$  et le  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  du signal d'entrée  
199 (qui traduit les apports récents de  $^7\text{Be}$  par les retombées atmosphériques) à ceux qui sont mesurés au niveau  
200 des sédiments collectés dans les cours d'eau (Fig. 1). Les particules présentant un rapport  $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  proche  
201 de celui du signal entrant (donc élevé), correspondent à des particules marquées par le  $^7\text{Be}$  de la pluie et, donc,  
202 érodées récemment. Au contraire, des particules caractérisées par un rapport  $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  faible (proche de 0)  
203 indiquent qu'elles n'ont pas été récemment marquées par le  $^7\text{Be}$  de la pluie, et qu'elles sont donc plus  
204 anciennes.

205 Trois crues ont été échantillonnées entre 2013 et 2014, permettant de collecter 14 échantillons de matières  
206 en suspension au niveau des cinq stations de mesure situées sur les principaux affluents de l'étang ainsi qu'en  
207 sortie de collecteurs de drains (n=4) – (Fig. 1). En 2016, deux crues supplémentaires ont été échantillonnées  
208 (n=19). Le signal d'entrée de la pluie a été collecté pour chacun de ces épisodes pluvieux à proximité de la  
209 station S5 (symbole H sur la Fig.1).

### 210 **III RÉSULTATS ET DISCUSSIONS**

#### 211 **III.1 Reconstruction de la dynamique sédimentaire**

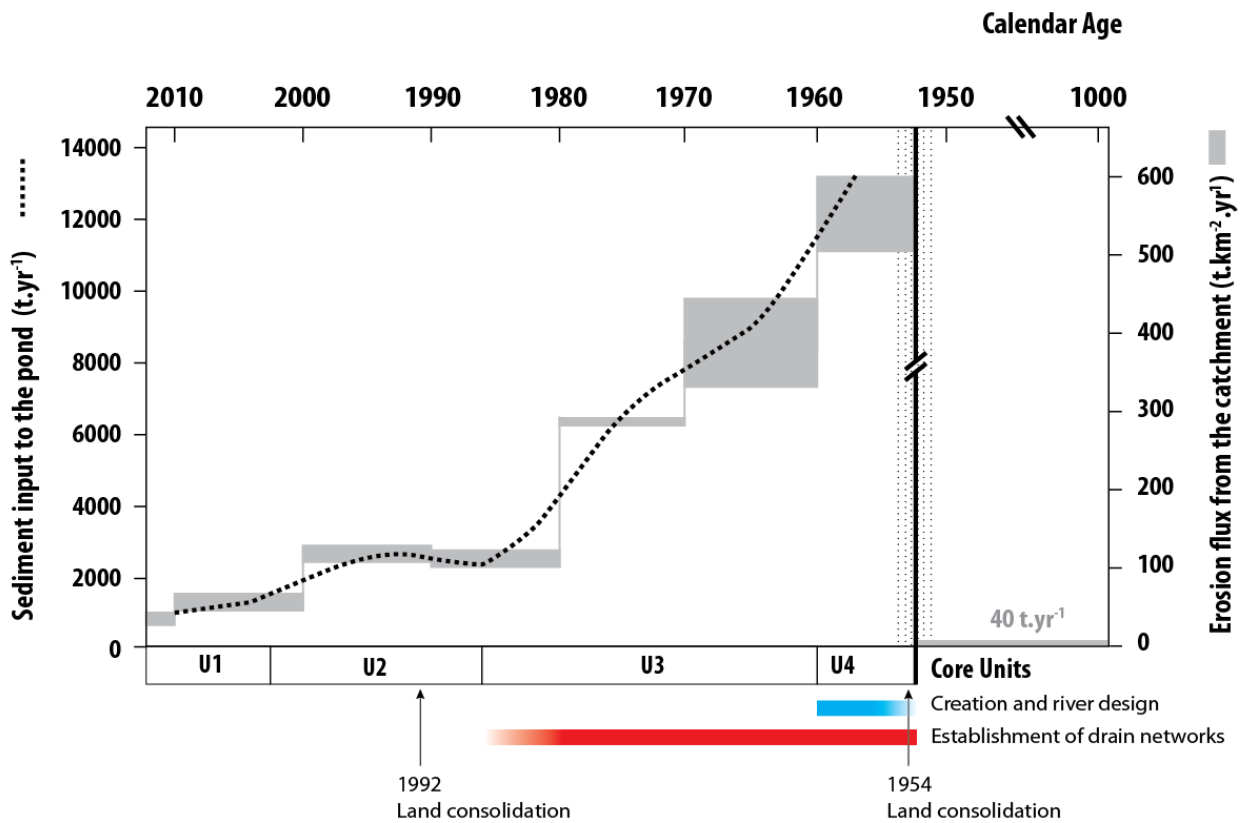
212 La carotte prélevée au centre de l'étang a pu être datée par l'identification des pics de  $^{137}\text{Cs}$  et la  
213 décroissance du  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  avec la profondeur. La présence de  $^{137}\text{Cs}$  à la base de la carotte nous indique que ces  
214 sédiments se sont déposés après 1954 (début des retombées thermonucléaires atmosphériques). La séquence  
215 correspond donc à 2,35 m de sédiments peu compactés et qui s'y sont accumulés en 59 ans (le calcul du modèle  
216 d'âge est détaillé dans Foucher *et al.* [2014]).

217 La reconstitution des flux de matière - corrigés de la production autochtone - au cours du temps (Fig. 2) permet  
218 d'observer l'occurrence d'un pic maximal de production sédimentaire entre 1954 et 1964 (les données  
219 antérieures n'étant pas couvertes par la séquence). Cette production importante est synchrone avec la fin des  
220 grands aménagements sur le bassin du Louroux (remembrements, création de fossés, mise en place des drains).  
221 Ces grands travaux connexes, entrepris en 1944, et qui se sont poursuivis jusqu'à la fin des années 1970, ont  
222 favorisé une accélération de la production sédimentaire en passant d'un apport moyen de 40 t.an<sup>-1</sup> avant les  
223 aménagements, entre l'an 1000 et 1945, à près de 12000-14000 t.an<sup>-1</sup> durant la phase d'export maximal de  
224 matière enregistrée dans la séquence (1954-1960). Ces valeurs correspondent à une érosion moyenne sur les  
225 versants d'environ 500 à 600 t.km<sup>-2</sup>.an<sup>-1</sup>. Ces valeurs élevées comprennent le matériel exporté depuis les sols,  
226 les berges et les réseaux de drains.

227  
228 Le flux sédimentaire décroît ensuite progressivement avec le ralentissement des travaux et la  
229 stabilisation progressive du système (1970-1980 : 6700 t.an<sup>-1</sup>). Cette réduction progressive des flux terrigènes  
230 coïncide avec une réduction des aménagements, mais également avec l'eutrophisation croissante de l'étang  
231 qui se caractérise par une modification des communautés algales dans la masse d'eau. Le ralentissement de la  
232 production sédimentaire dans le bassin aurait donc été partiellement compensé par une augmentation de la  
233 production primaire dans l'étang.

234 Malgré ce retour vers une stabilité progressive, la masse d'eau reste très sensible aux aménagements du  
235 paysage réalisés en amont. Les derniers aménagements recensés sur le bassin au début des années 1990 (dernier  
236 remembrement) induisent une nouvelle et dernière augmentation limitée de la production sédimentaire qui  
237 passe de 2400 à 2700 t.an<sup>-1</sup>. Le flux terrigène, qui tend à se stabiliser depuis les années 1980, reste néanmoins  
238 conséquent et il est près de 60 fois plus important que le flux enregistré avant les premiers aménagements des  
239 années 1950.

240



241  
242  
243  
244  
245  
246

**Fig. 2:** Évolution de la dynamique sédimentaire ( $\text{t.an}^{-1}$ ) et du flux érosif ( $\text{t.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$ ) sur le bassin versant du Louroux. Estimation effectuée à partir de la carotte-maître LRX-13-01 après datation et correction de la fraction autochtone modifié d'après Foucher et al. [2014].

247  
248  
249  
250  
251  
252  
253  
254  
255  
256  
257  
258  
259

Pour la période actuelle (2003-2013), la compilation des données sismiques et leur corrélation avec les caractéristiques des carottes sédimentaires ont permis d'estimer qu'en une dizaine d'années, près de 163 000  $\text{m}^3$  de matière (autochtone et allochtone) se sont accumulés dans cette masse d'eau de 52 ha, correspondant à une épaisseur moyenne de dépôts de l'ordre de 38 cm. Sur ces 4890  $\text{t.an}^{-1}$  accumulées dans l'étang du Louroux, on peut estimer après analyse des palynofaciès qu'entre 2152 et 2445  $\text{t.an}^{-1}$  correspondent à de la matière terrigène en provenance des versants, le reste étant issu de la production primaire *in situ*.

Les tendances obtenues pour le bassin du Louroux sont semblables à celles qui ont été obtenues pour d'autres réservoirs en Europe et même ailleurs dans le monde [Dearing, 1991; Dearing et Jones, 2003; Foster et Walling, 1994; Heathcote et al., 2013]. Pourtant, ces derniers sites d'étude étaient localisés dans des contextes topographiques et d'occupation des sols bien plus contrastés que le bassin du Louroux. Les flux reconstruits pour la période 2003-2013 (90 à 100  $\text{t.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$ ) dans le bassin du Louroux sont également comparables avec la médiane du flux estimé pour l'Europe par Vanmaercke et al. [2011] et qui atteint 92  $\text{t.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$ .

260  
261  
262  
263  
264  
265

La dynamique enregistrée ces dernières années pose toutefois de nombreuses questions sur la durabilité du système sol et la préservation des hydrosystèmes dans un tel environnement. On peut estimer à travers cette étude que, si la dynamique sédimentaire actuelle se poursuit, l'étang du Louroux sera comblé entre 2065 et 2115. Il est donc nécessaire de mieux identifier l'origine spatiale des sources de sédiments et leurs périodes de contributions principales afin de proposer des moyens de lutte efficaces contre l'érosion permettant de limiter autant que possible les apports terrigènes du bassin versant.

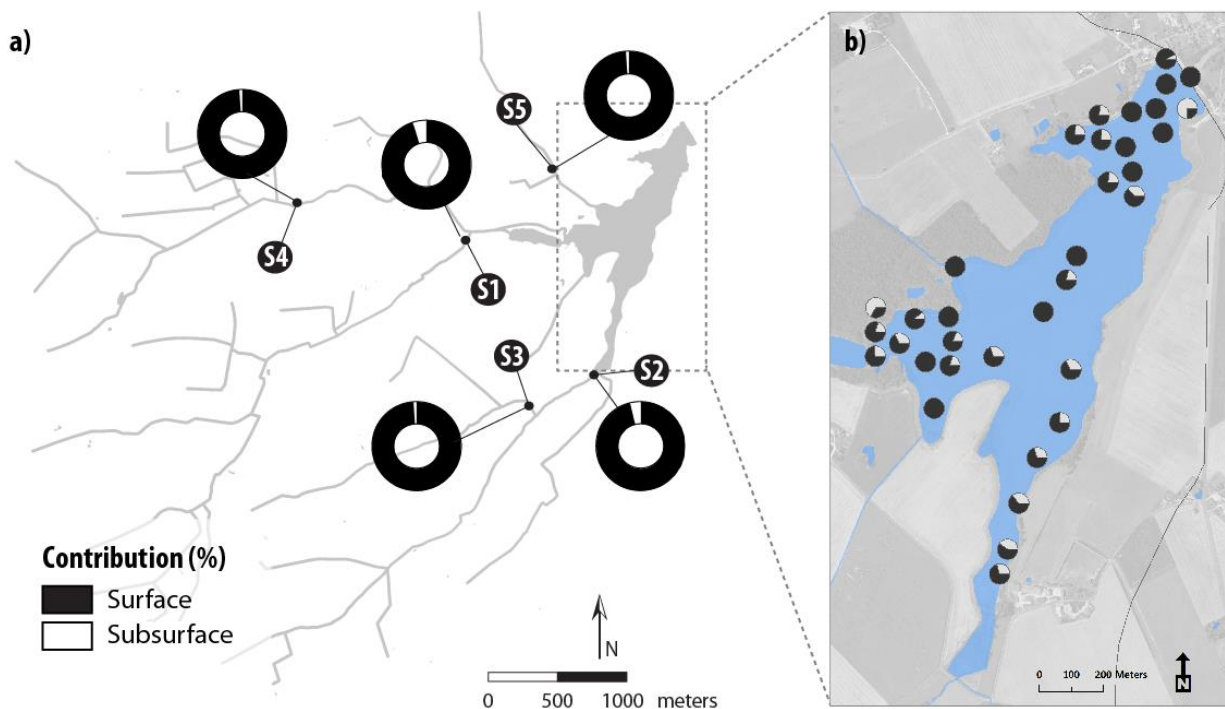
### 266 III.2 Origine spatiale des sédiments

267  
268  
269  
270  
271  
272  
273

La mise en suspension sélective et le transfert préférentiel des particules les plus fines lors de l'érosion se traduit par un enrichissement en  $^{137}\text{Cs}$  des sédiments exportés par rapport à leurs sources potentielles (diamètres médian des particules des sédiments = 6  $\mu\text{m}$  ; celui des sources = 32 à 36  $\mu\text{m}$ ).

Pour s'affranchir de ce biais granulométrique, deux facteurs de correction ont été employés. Le premier d'entre eux, classiquement utilisé dans la littérature internationale ayant trait aux études de traçage sédimentaire, est basé sur l'utilisation de la surface spécifique des particules obtenue par des mesures granulométriques laser

274 [Collins et *al.*, 1996]. Le second facteur de correction constitue l'une des originalités de ce travail, car il a  
 275 démontré le potentiel d'utilisation du thorium comme facteur de correction granulométrique [Foucher et *al.*,  
 276 2015]. L'application de ces deux paramètres correctifs dans le bassin du Louroux a permis la comparaison des  
 277 teneurs en  $^{137}\text{Cs}$  dans les sources potentielles et dans les sédiments qui varient en effet, après correction  
 278 granulométrique, dans la même gamme de valeurs (les résultats des corrections granulométriques sont détaillés  
 279 dans Foucher et *al.* [2015].  
 280 À l'issue des simulations effectuées sur les 28 échantillons de sédiments, les résultats indiquent clairement la  
 281 dominance des sources de surface dans les sédiments collectés durant les périodes de crues. Ce constat se  
 282 répète quelle que soit la période d'échantillonnage au cours de la saison hydrologique (de décembre à avril).  
 283 L'effet de la croissance de la végétation au cours du printemps ne semble pas modifier cette contribution en  
 284 protégeant les sols de l'érosion : la contribution de la source de particules superficielles varie pendant les  
 285 événements de crue entre 95 et 99%, en fonction du facteur de correction utilisé (Fig. 3).  
 286 Cette dominance de la contribution des sources de surface est clairement moindre durant les périodes d'étiage  
 287 où l'on assiste à un mélange quasiment égal entre les sources de surface et de subsurface, ces dernières  
 288 représentant entre 51 et 60% du flux de matières en suspension au cours de ces périodes. La période d'étiage  
 289 domine la majeure partie de l'année sur les petits cours d'eau du bassin du Louroux. Les résultats du traçage,  
 290 obtenus au niveau du site de carottage pour la période 2003-2013, indiquent une nouvelle fois la dominance  
 291 des sources de surface (97 à 99%). 76 échantillons ont par ailleurs été prélevés dans l'étang du Louroux pour  
 292 obtenir des résultats davantage représentatifs des apports à l'échelle de l'ensemble de la masse d'eau. La  
 293 contribution moyenne de la source de subsurface y atteint  $18 \pm 1\%$  - [Le Gall et *al.*, 2016]. Des résultats obtenus  
 294 par une autre approche géomorphologique se focalisant sur l'érosion des berges restent, eux aussi, dans la  
 295 même gamme, avec une contribution des berges de l'ordre de 27 à 30% [Foucher et *al.*, 2017; Vandromme et  
 296 *al.*, 2017].  
 297



298  
 299  
 300 **Fig. 3: Résultats du traçage des sources de sédiments dans les cours d'eau et l'étang du Louroux à l'aide du  $^{137}\text{Cs}$ .**  
 301 a) Contribution moyenne des sources de surface et de subsurface durant les crues de l'année hydrologique 2013/2014  
 302 d'après Foucher et *al.* [2015] b) Contribution des sources dans le comblement de l'étang du Louroux d'après Le Gall et  
 303 *al.* [2016].  
 304

305 Les mesures des teneurs en radionucléides dans les échantillons de sédiments prélevés aux exutoires des  
 306 collecteurs de drains ont mis en évidence, quant à elles, des activités en  $^{137}\text{Cs}$  élevées dans ces matières. Ces  
 307 fortes valeurs confirment, comme cela a été suggéré dans de précédentes études [Sogon, 1999; Walling et *al.*,  
 308 2002], une migration préférentielle de particules de surface marquées en césium au sein des profils de sols, au  
 309 droit des drains. Ces résultats montrent donc que les sédiments provenant de la surface des sols peuvent  
 310 transiter par différentes voies au sein du bassin : les dérayures et les figures d'érosion à la surface des sols ou



311 le réseau de drainage. Le ruissellement des sols et la concentration des écoulements au sein des dérayures  
 312 représentent ainsi les principaux pourvoyeurs de particules aux cours d'eau pendant les épisodes pluvieux (de  
 313 décembre à janvier). Ensuite (au milieu /à la fin de l'hiver), le transfert de l'eau via les réseaux de drainage  
 314 domine l'apport de particules au réseau hydrographique.

### 315 III.3 Dynamique temporelle des sédiments

316 Le rapport  $^7\text{Be} / ^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  a été utilisé pour estimer la fraction récemment érodée et le temps de résidence  
 317 des MES dans le bassin versant lors des différentes crues échantillonnées. Ces paramètres ont pu être estimés  
 318 lors de chacune de ces crues et pour chacune des stations. Les résultats indiquent que la contribution moyenne  
 319 aux MES des particules récemment érodées augmente d'une crue à l'autre lors d'une même saison, avec des  
 320 contributions moyennes estimées entre  $45 \pm 20\%$  en décembre 2013 et  $80 \pm 20\%$  en février 2014 (Table 1).  
 321 Lors des deux crues étudiées en janvier 2016, les contributions moyennes ont été respectivement estimées à  
 322  $65 \pm 20\%$  et  $80 \pm 20\%$ , et ont donc également augmenté durant la saison hydrologique. L'évolution de la  
 323 contribution des particules récemment érodées montre qu'en 2013-2014, lors des deux premières crues, les  
 324 sédiments préalablement accumulés dans le chenal ou les drains ont été remis en suspension et progressivement  
 325 exportés vers l'aval. A l'inverse, lors de la troisième crue, ce sont majoritairement les particules directement  
 326 érodées de la surface des sols qui ont été exportées par les rivières vers l'étang situé à l'exutoire.

327

Station	1 <sup>st</sup> flood event (30/12/2013)		2 <sup>th</sup> flood event (29/01/2014)		3 <sup>th</sup> flood event (13/02/2014)	
	% of recently eroded sediment	Residence time (days)	% of recently eroded sediment	Residence time (days)	% of recently eroded sediment	Residence time (days)
Station 1	5 ± 5	220 ± 60	80 ± 20	20 ± 1	100 ± 15	1 ± 3
Station 2	85 ± 50	10 ± 40	40 ± 10	65 ± 1	90 ± 15	4 ± 3
Station 3	70 ± 20	25 ± 15	45 ± 10	60 ± 2	95 ± 15	4 ± 3
Station 4	50 ± 35	50 ± 40	60 ± 15	40 ± 2	90 ± 15	10 ± 5
Station 5	80 ± 20	20 ± 15	60 ± 15	40 ± 2	60 ± 10	40 ± 3
Station d1	20 ± 5	135 ± 10	70 ± 65	25 ± 50		
Station d3	10 ± 15	165 ± 90	10 ± 15	100 ± 55		

  
 Progressive exhaustion of sediment previously accumulated in the river channel

328

329

330 **Table 1 : Estimations des temps de résidence (en jours) et des pourcentages de sédiments récemment érodés lors**  
 331 **de crues de l'année hydrologique 2013-2014 pour chacune des stations de mesures (Fig. 1). D'après Le Gall [2016].**

### 332 IV CONCLUSIONS

333 Les travaux menés sur le bassin versant du Louroux ont permis de reconstruire avec une haute résolution  
 334 temporelle les conséquences environnementales de l'intensification des pratiques agricoles et des  
 335 aménagements anthropiques dans le contexte particulier des plaines agricoles drainées. Les résultats ont  
 336 montré la réponse synchrone de la dynamique sédimentaire/érosive avec la mise en place des aménagements  
 337 sur le bassin versant, qui a subi une forte transition en passant d'un milieu peu connecté à l'atteinte d'une  
 338 connectivité optimale (création de fossés, drains) en l'espace de quelques décennies à peine. La dynamique  
 339 sédimentaire augmente très rapidement jusqu'à atteindre une production maximale entre les années 1954-1960  
 340 ( $500$  à  $600\text{t.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$ ) avant de décroître pour atteindre  $90$  à  $100\text{t.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$  entre 2003 et 2013. Malgré une  
 341 chute et une stabilisation des apports depuis les années 1980, les flux actuels restent près de 60 fois plus  
 342 importants que lors de la période précédant les aménagements. Ces apports induiront donc, si rien n'est fait  
 343 d'ici là, un comblement total de l'étang du Louroux d'ici 50 à 100 ans.

344 Les résultats obtenus par le traçage sédimentaire ont montré l'importance de la contribution des sources de  
 345 surface dans le comblement actuel de l'étang (82%) et dans les transferts de MES durant les crues (95 à 99%).  
 346 Ces travaux ont également montré que les matières transitant dans les réseaux de drainage provenaient  
 347 initialement de l'horizon de labour des sols. Les particules de la surface des sols sont donc mobilisées par deux  
 348 voies de transfert, à savoir le ruissellement superficiel et les réseaux de drainage. À l'issue de cette étude, la  
 349 contribution relative de chacune de ces voies de transfert n'a pas pu être établie, mais elle pourrait l'être à  
 350 l'avenir en utilisant des modèles mathématiques ou en instrumentant des parcelles drainées.

351 Enfin, les résultats obtenus par le traçage temporel ont montré une remobilisation et un export préférentiel  
352 des sédiments stockés dans le réseau hydrographique lors des premières crues de l'année hydrologique. On  
353 observe ensuite une contribution majoritaire des sources proches directement érodées de la surface des sols.

## 354 V REMERCIEMENTS

355 Les travaux menés dans le cadre de cette étude ont été financés par l'Agence de l'Eau Loire Bretagne : des  
356 projets VERSEAU, TRACKSED et DRASTIC. Les auteurs souhaitent remercier Xavier Bourrain, Jean-Noël  
357 Gautier et Anne Colmar pour leurs conseils précieux et leur soutien lors des choix techniques dans le cadre  
358 des projets précités.

## 359 VI REFERENCES

- 360 Bakker, M.M., Govers, G., van Doorn, A., Quetier, F., Chouvardas, D., Rounsevell, M., 2008. The response  
361 of soil erosion and sediment export to land-use change in four areas of Europe: The importance of  
362 landscape pattern. *Geomorphology* **98**, 213–226. doi:10.1016/j.geomorph.2006.12.027
- 363 Ben Slimane, A., Raclot, D., Evrard, O., Sanaa, M., Lefèvre, I., Ahmadi, M., Tounsi, M., Rumpel, C., Ben  
364 Mammou, A., Le Bissonnais, Y., 2013. Fingerprinting sediment sources in the outlet reservoir of a hilly  
365 cultivated catchment of Tunisia. *J. Soils Sediments* **13**, 801–815.
- 366 Boardman, J., Poesen, J., 2006. Soil Erosion in Europe. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK.  
367 doi:10.1002/0470859202
- 368 Bonniwell, E.C., Matisoff, G., Whiting, P.J., 1999. Determining the times and distances of particle transit in a  
369 mountain stream using fallout radionuclides. *Geomorphology* **27**, 75–92. doi:10.1016/S0169-  
370 555X(98)00091-9
- 371 Caitcheon, G.G., Olley, J.M., Pantus, F., Hancock, G., Leslie, C., 2012. The dominant erosion processes  
372 supplying fine sediment to three major rivers in tropical Australia, the Daly (NT), Mitchell (Qld) and  
373 Flinders (Qld) Rivers. *Geomorphology*. doi:10.1016/j.geomorph.2012.02.001
- 374 Chartin, C., Bourennane, H., Salvador-Blanes, S., Hirschberger, F., Macaire, J.J., 2011. Classification and  
375 mapping of anthropogenic landforms on cultivated hillslopes using DEMs and soil thickness data:  
376 Example from the SW Parisian Basin, France. *Geomorphology* **135**, 820.
- 377 Chartin, C., Evrard, O., Salvador-Blanes, S., Hirschberger, F., Van Oost, K., Lefèvre, I., Daroussin, J.,  
378 Macaire, J.-J., 2013. Quantifying and modelling the impact of land consolidation and field borders on  
379 soil redistribution in agricultural landscapes (1954–2009). *CATENA* **110**, 184–195.  
380 doi:10.1016/j.catena.2013.06.006
- 381 Collins, A.L., Walling, D.E., Leeks, G.J.L., 1996. Composite fingerprinting of the spatial source of fluvial  
382 suspended sediment : a case study of the Exe and Severn river basins, United Kingdom. *Géomorphologie*  
383 *Reli. Process. Environ.* 41–53.
- 384 CorineLandCover, 2002. EEA-ETC/TE. 2002. CORINE land cover update. I&CLC2000 project. Technical  
385 guidelines, <http://terrestrial.eionet.eu.int>.
- 386 Davis, C.M., Fox, J.F., 2009. Sediment fingerprinting: review of the method and future improvements for  
387 allocating nonpoint source pollution. *J. Environ. Eng.* **135**, 490–504.
- 388 Dearing, J.A., 1991. Lake sediment records of erosional processes. *Hydrobiologia*. doi:10.1007/BF00050938
- 389 Dearing, J.A., Håkanson, H., Liedberg-Jönsson, B., Persson, A., Skansjö, S., Widholm, D.,  
390 El-Daoushy, F., 1987. Lake Sediments Used to Quantify the Erosional Response to Land Use Change in  
391 Southern Sweden. *Oikos* **50**, 60–78. doi:10.2307/3565402
- 392 Dearing, J.A., Jones, R.T., 2003. Coupling temporal and spatial dimensions of global sediment flux through  
393 lake and marine sediment records. *Glob. Planet. Change* **39**, 147–168.  
394 doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8181\(03\)00022-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8181(03)00022-5)
- 395 Evrard, O., Laceby, J.P., Onda, Y., Wakiyama, Y., Jaegler, H., Lefèvre, I., 2016. Quantifying the dilution of  
396 the radiocesium contamination in Fukushima coastal river sediment (2011–2015). *Sci. Rep.* **6**, 34828.  
397 doi:10.1038/srep34828
- 398 Evrard, O., Némery, J., Gratiot, N., Duvert, C., Ayrault, S., Lefèvre, I., Poulenard, J., Prat, C., Bonté, P.,  
399 Esteves, M., 2010. Sediment dynamics during the rainy season in tropical highland catchments of central  
400 Mexico using fallout radionuclides. *Geomorphology* **124**, 42–54. doi:10.1016/j.geomorph.2010.08.007
- 401 Foster, I.D.L., Walling, D.E., 1994. Using reservoir deposits to reconstruct changing sediment yields and  
402 sources in the catchment of the Old Mill Reservoir, South Devon, UK, Over the past 50 years. *Hydrol.*  
403 *Sci.* 347–368.
- 404 Foucher, A., 2015. Reconstruction of sediment supply in intensively cultivated lowlands : sources, pathways

405 and sediment storage in the Louroux catchment (France). Thèses. Université de Tours.  
406 doi:10.13140/RG.2.2.24718.56643

407 Foucher, A., Patrick Laceby, J., Salvador-Blanes, S., Evrard, O., Le Gall, M., Lefèvre, I., Cerdan, O.,  
408 Rajkumar, V., Desmet, M., 2015. Quantifying the dominant sources of sediment in a drained lowland  
409 agricultural catchment: The application of a thorium-based particle size correction in sediment  
410 fingerprinting. *Geomorphology*. **250**. doi:10.1016/j.geomorph.2015.09.007

411 Foucher, A., Salvador-Blanes, S., Evrard, O., Simonneau, A., Chapron, E., Courp, T., Cerdan, O., Lefèvre, I.,  
412 Adriaensen, H., Lecompte, F., Desmet, M., 2014. Increase in soil erosion after agricultural  
413 intensification: Evidence from a lowland basin in France. *Anthropocene* **7**, 30–41.  
414 doi:10.1016/j.ancene.2015.02.001

415 Foucher, A., Sébastien, S.-B., Rosalie, V., Olivier, C., Marc, D., 2017. Quantification of bank erosion in a  
416 drained agricultural lowland catchment. *Hydrol. Process.* **31**. doi:10.1002/hyp.11117

417 Gay, A., Cerdan, O., Delmas, M., Desmet, M., 2014. Variability of suspended sediment yields within the Loire  
418 river basin (France). *J. Hydrol.* **519**, Part, 1225–1237.

419 Gourdin, E., Evrard, O., Huon, S., Reyss, J.-L., Ribolzi, O., Bariac, T., Sengtaheuanghoung, O., Ayrault, S.,  
420 2014. Spatial and temporal variability of <sup>7</sup>Be and <sup>210</sup>Pb wet deposition during four successive monsoon  
421 storms in a catchment of northern Laos. *J. Environ. Radioact.* **136**, 195–205.  
422 doi:10.1016/j.jenvrad.2014.06.008

423 Heathcote, A.J., Filstrup, C.T., Downing, J.A., 2013. Watershed Sediment Losses to Lakes Accelerating  
424 Despite Agricultural Soil Conservation Efforts. *PLoS One* **8**, e53554. doi:10.1371/journal.pone.0053554

425 Hodgkinson, R.A., Withers, P.J.A., 1996. Non-point source phosphorus loss from small agricultural  
426 catchments. *Diffus. Pollut. Agric. Scottish Agric. Coll.* 120–126.

427 Laceby, J.P., Olley, J., 2015. An examination of geochemical modelling approaches to tracing sediment  
428 sources incorporating distribution mixing and elemental correlations. *Hydrol. Process.* **29**, 1669–1685.  
429 doi:10.1002/hyp.10287

430 Lambert, C.P., Walling, D.E., 1988. Measurement of channel storage of suspended sediment in a gravel-bed  
431 river. *CATENA* **15**, 65–80.

432 Le Gall, M., 2016. Traçage des sources de sédiments à l'amont des hydrosystèmes agricoles : apport de la  
433 géochimie élémentaire, du rapport Sr/Sr et des radionucléides. Thèse. Université Paris-Saclay.

434 Le Gall, M., Evrard, O., Foucher, A., Laceby, J.P., Salvador-Blanes, S., Manière, L., Lefèvre, I., Cerdan, O.,  
435 Ayrault, S., 2017. Investigating the temporal dynamics of suspended sediment during flood events with  
436 <sup>7</sup>Be and <sup>210</sup>Pbxs measurements in a drained lowland catchment. *Sci. Rep.* **7**, 42099.

437 Le Gall, M., Evrard, O., Foucher, A., Laceby, J.P., Salvador-Blanes, S., Thil, F., Dapigny, A., Lefèvre, I.,  
438 Cerdan, O., Ayrault, S., 2016. Quantifying sediment sources in a lowland agricultural catchment pond  
439 using <sup>137</sup>Cs activities and radiogenic <sup>87</sup>Sr/ <sup>86</sup>Sr ratios. *Sci. Total Environ.* **566–567**, 968–980.  
440 doi:10.1016/j.scitotenv.2016.05.093

441 López-Vicente, M., Poesen, J., Navas, A., Gaspar, L., 2013. Predicting runoff and sediment connectivity and  
442 soil erosion by water for different land use scenarios in the Spanish Pre-Pyrenees. *Catena*.  
443 doi:10.1016/j.catena.2011.01.001

444 Massa, F., 2000. Sédiments, physico-chimie du compartiment interstitiel et développement embryo-larvaire  
445 de la truite commune (*Salmo trutta*): Etude en milieu naturel anthropisé et en conditions contrôlées.  
446 Institut national agronomique Paris-Grignon.

447 Matisoff, G., Wilson, C.G., Whiting, P.J., 2005. The <sup>7</sup>Be/<sup>210</sup>Pbxs ratio as an indicator of suspended sediment  
448 age or fraction new sediment in suspension. *Earth Surf. Process. Landforms* **30**, 1191–1201.  
449 doi:10.1002/esp.1270

450 Olley, J., Burton, J., Smolders, K., Pantus, F., Pietsch, T., 2013. The application of fallout radionuclides to  
451 determine the dominant erosion process in water supply catchments of subtropical South-east  
452 Queensland, Australia. *Hydrol. Process.* doi:10.1002/hyp.9422

453 Olley, J.M., Murray, a. S., Mackenzie, D.H., Edwards, K., 1993. Identifying sediment sources in a gullied  
454 catchment using natural and anthropogenic radioactivity. *Water Resour. Res.* **29**, 1037.

455 Owens, P.N., Batalla, R.J., Collins, A.L., Gomez, B., Hicks, D.M., Horowitz, A.J., Kondolf, G.M., Marden,  
456 M., Page, M.J., Peacock, D.H., Peticrew, E.L., Salomons, W., Trustrum, N.A., 2005. Fine-grained  
457 sediment in river systems: environmental significance and management issues. *River Res. Appl.* 693–717.

458 Sabatier, P., Poulenard, J., Fanget, B., Reyss, J.-L., Develle, A.-L., Wilhelm, B., Ployon, E., Pignol, C.,  
459 Naffrechoux, E., Dorioz, J.-M., Montuelle, B., Arnaud, F., 2014. Long-term relationships among  
460 pesticide applications, mobility, and soil erosion in a vineyard watershed. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **111**,  
461 15647–15652. doi:10.1073/pnas.1411512111

462 Shear, H., Watson, A.E.P., 1977. The fluvial transport of sediment associated nutrients and contaminants.  
463 Wind. Ontario Int. Jt. Comm.

464 Simonneau, A., Doyen, E., Chapron, E., Millet, L., Vannière, B., Di Giovanni, C., Bossard, N., Tachikawa,  
465 K., Bard, E., Albéric, P., Desmet, M., Roux, G., Lajeunesse, P., Berger, J.F., Arnaud, F., 2013. Holocene  
466 land-use evolution and associated soil erosion in the French Prealps inferred from Lake Paladru sediments  
467 and archaeological evidences. *J. Archaeol. Sci.* **40**, 1636.

468 Sogon, S., 1999. Erosion des sols cultivés et transport des matières en suspension dans un bassin versant de  
469 brie : application des traceurs radioactifs naturels et magnétiques. Paris 1.

470 Van Metre, P., Wilson, J., Fuller, C., Callender, E., Mahler, B., 2004. Collection, Analysis, and Age-Dating of  
471 Sediment Cores From 56 U.S. Lakes and Reservoirs Sampled by the U.S. Geological Survey, 1992–  
472 2001. U.S. Geol. Surv. *Sci. Investig. Rep.* 2004–5184.

473 Vandromme, R., Foucher, A., Cerdan, O., Salvador-Blanes, S., n.d. Quantification of bank erosion of artificial  
474 drainage networks using LIDAR data. *Zeit. for Geomorph.*

475 Vanmaercke, M., Poesen, J., Verstraeten, G., de Vente, J., Ocakoglu, F., 2011. Sediment yield in Europe:  
476 Spatial patterns and scale dependency. *Geomorphology* **130**, 142.

477 Vidon, P., Cuadra, P.E., 2011. Phosphorus dynamics in tile-drain flow during storms in the US Midwest. *Agric.*  
478 *Water Manag.* doi:10.1016/j.agwat.2010.09.010

479 Walling, D.E., 1983. The sediment delivery problem. *J. Hydrol.* **65**, 209–237.  
480 doi:http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(83)90217-2

481 Walling, D.E., Russell, M.A., Hodgkinson, R.A., Zhang, Y., 2002. Establishing sediment budgets for two  
482 small lowland agricultural catchments in the UK. *Catena*. doi:10.1016/S0341-8162(01)00187-4

483 Waters, T., 1995. Sediment in Streams Sources, Biological Effects and Control. *American Fisheries Society*  
484 *Monograph 7*. Bethesda, Maryland.

485 Wilkinson, B.H., 2005. Humans as geologic agents: A deep-time perspective. *Geol.* **33**, 161–164.  
486 doi:10.1130/G21108.1

487