



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-01849452>

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

⁽¹⁾ 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

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

⁽³⁾ 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 km²) 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 km²) 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.

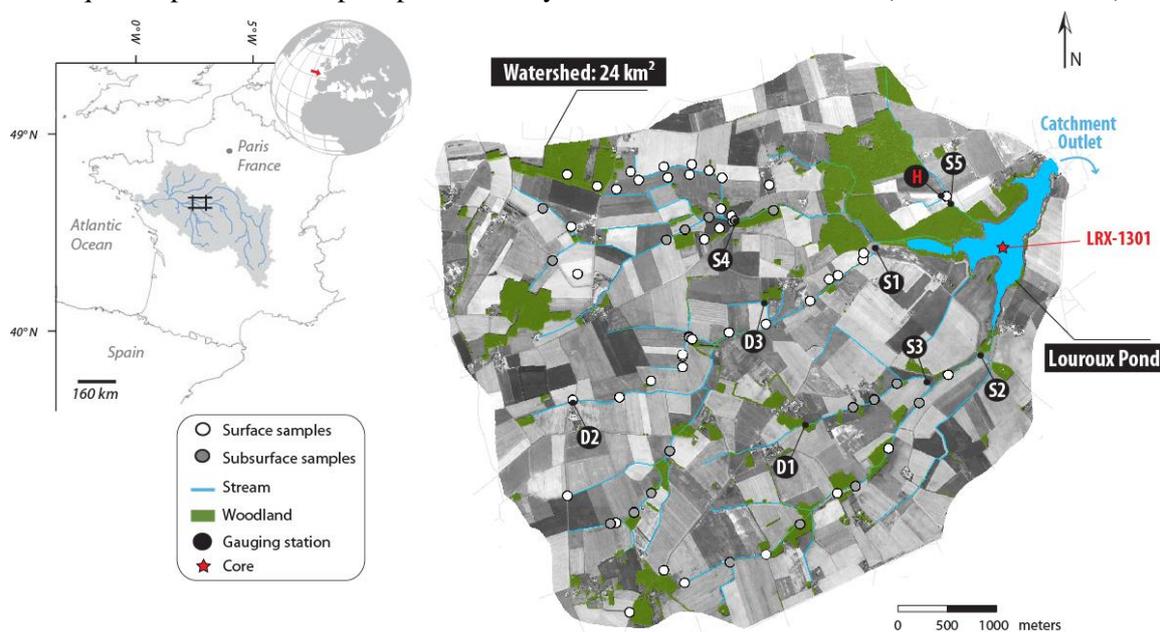
102
103 Les travaux présentés dans cet article sont le fruit d'un travail collaboratif visant à comprendre et à
104 quantifier l'impact des aménagements passés d'un bassin agricole sur la déstabilisation de la cascade
105 sédimentaire, en remontant depuis les zones d'accumulation, où des archives sédimentaires 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}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 (^7Be) 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 km²) 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}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}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}Cs) ou,
169 au contraire, de la subsurface (dépourvue de ^{137}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}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}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}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 ^7Be 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 ^7Be et le $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ du signal d'entrée
199 (qui traduit les apports récents de ^7Be 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 ^7Be 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 ^7Be 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}Cs et la
213 décroissance du $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ avec la profondeur. La présence de ^{137}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⁻¹ avant les
223 aménagements, entre l'an 1000 et 1945, à près de 12000-14000 t.an⁻¹ 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⁻².an⁻¹. 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⁻¹). 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⁻¹. 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

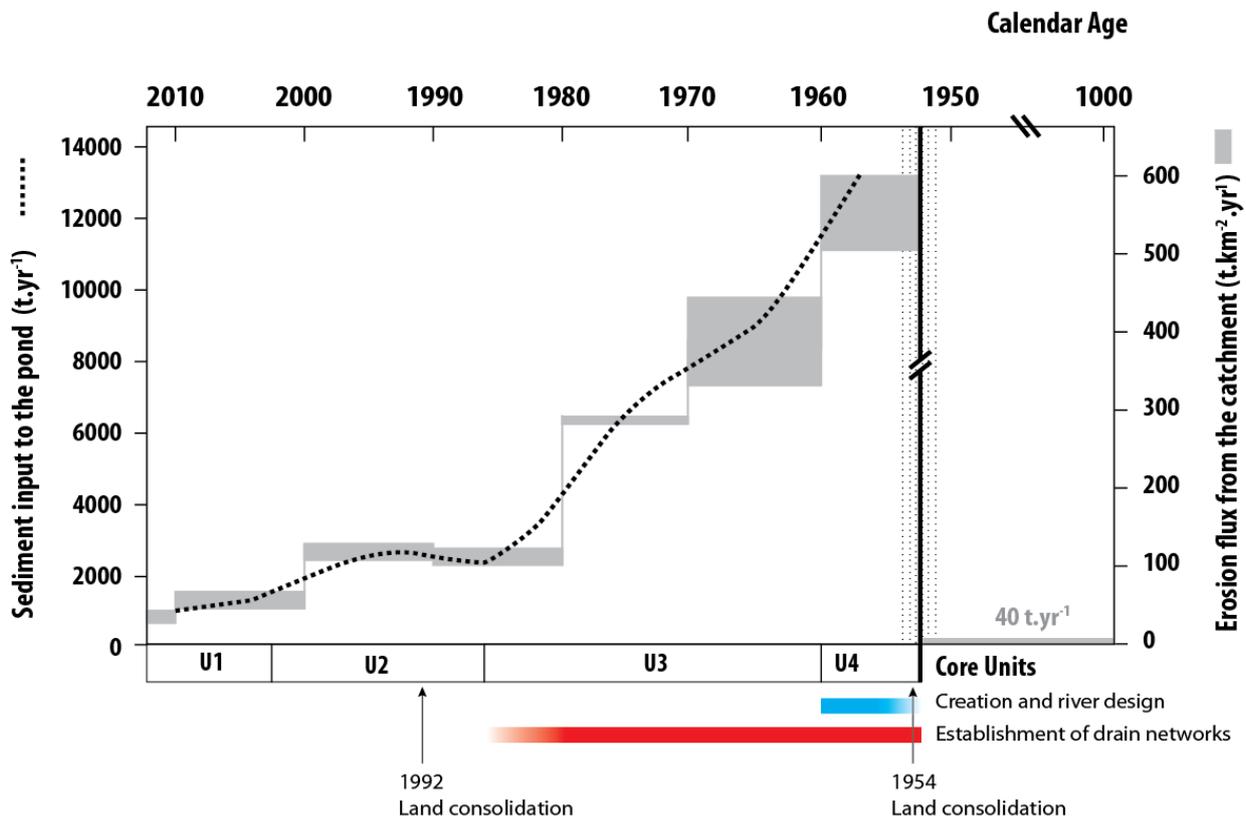


Fig. 2: Évolution de la dynamique sédimentaire (t.an⁻¹) et du flux érosif (t.km⁻².an⁻¹) sur le bassin versant du Louroux. Estimation effectuée à partir de la carotte-maître LRX-13-01 après datation et correction de la fraction autochtone modifié d'après Foucher et al. [2014].

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 m³ 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 t.an⁻¹ accumulées dans l'étang du Louroux, on peut estimer après analyse des palynofaciès qu'entre 2152 et 2445 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 t.km⁻².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 t.km⁻².an⁻¹.

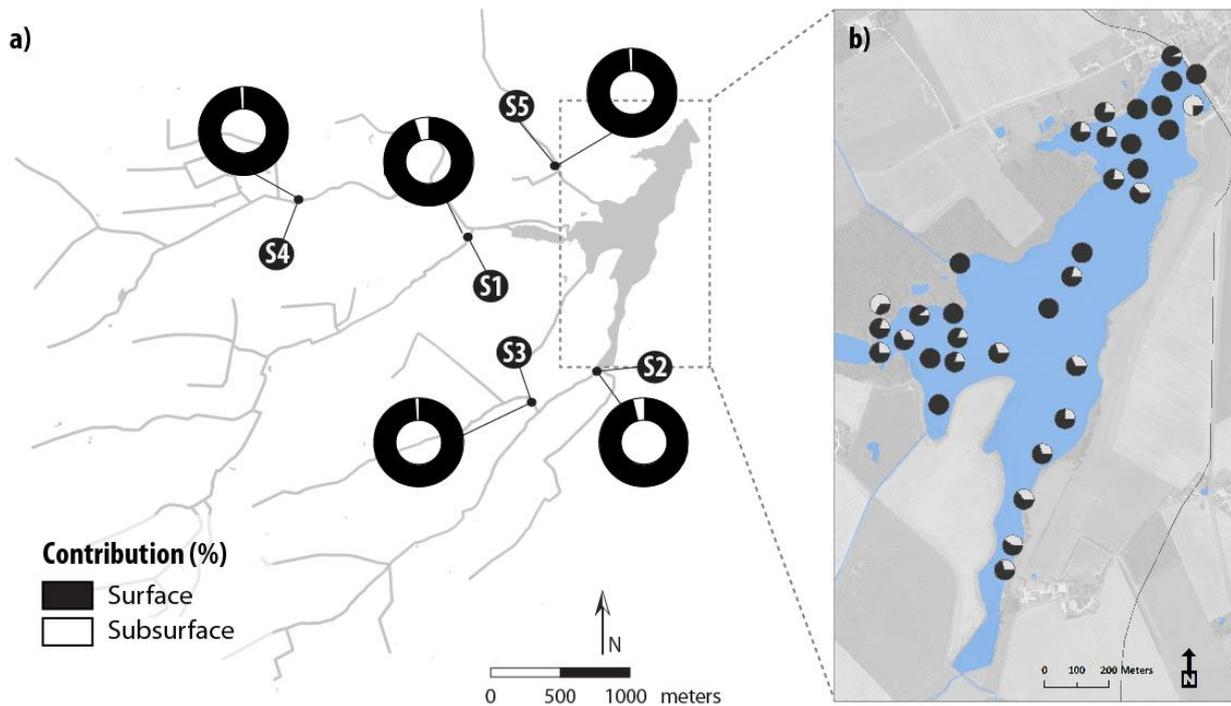
La dynamique enregistrée ces dernières années pose toutefois de nombreuses questions sur la durabilité du système sol et la préservation des hydrosystèmes dans un tel environnement. On peut estimer à travers cette étude que, si la dynamique sédimentaire actuelle se poursuit, l'étang du Louroux sera comblé 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.

III.2 Origine spatiale des sédiments

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

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}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}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}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 st flood event (30/12/2013)		2 th flood event (29/01/2014)		3 th 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 ($500 \text{ à } 600 \text{ t.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$) avant de décroître pour atteindre $90 \text{ à } 100 \text{ t.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$ 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 ⁷Be and ²¹⁰Pb 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 ⁷Be and ²¹⁰Pbxs 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., Dapoigny, A., Lefèvre, I.,
438 Cerdan, O., Ayrault, S., 2016. Quantifying sediment sources in a lowland agricultural catchment pond
439 using ¹³⁷Cs activities and radiogenic ⁸⁷Sr/ ⁸⁶Sr 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 ⁷Be/²¹⁰Pbxs 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., Vanni re, B., Di Giovanni, C., Bossard, N., Tachikawa,
465 K., Bard, E., Alb ric, 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 cultiv es et transport des mati res en suspension dans un bassin versant de
469 brie : application des traceurs radioactifs naturels et mangnetiques. 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