Appendix S1. French version of manuscript "Socio-environmental changes and rodent populations in lowland agroecosystems of the lower delta of River Senegal, West Africa: results of observations over a decade, 2008-2019" (Niang *et al.* 2022. *Journal of Vertebrate Biology*).



Changements socio-environnementaux et populations de rongeurs dans les agroécosystèmes de bas-fonds du delta inférieur du fleuve Sénégal, Afrique de l'Ouest : résultats d'observations sur une décennie, 2008-2019.

Cheikh Tidiane NIANG[1,2,3], Mamadou KANE[2], Youssoupha NIANG[2], Nathalie SARR[2], Laura MARCH[1], Caroline TATARD[4], Emma ARTIGE[4], Christophe DIAGNE[4], Vincent MORON[5], Jean-François MAUFFREY[1], Camille NOUS[6], Khalilou BÂ[2], Isabelle LAFFONT-SCHWOB[1], Amadou Bocar BAL[3] et Ambroise DALECKY[1,7]

[1] *IRD, Aix Marseille Univ, LPED, Marseille, France ; e-mail : niangcheikhtidiane@yahoo.fr, laura.march@ird.fr, jean-francois.mauffrey@univ-amu.fr, isabelle.schwob@univ-amu.fr, ambroise.dalecky@ird.fr*

[2] *CBGP-BIOPASS 2, IRD, Campus IRD-ISRA de Bel-Air, Dakar, Sénégal ; e-mail : niangcheikhtidiane@yahoo.fr, mamadou.kane@ird.fr, youssoupha.niang@ird.fr, nathalie.sarr@ird.fr, khalilou.ba01@gmail.com*

[3] *UFR S2ATA, Université Gaston Berger (UGB), Saint-Louis, Sénégal ; e-mail : niangcheikhtidiane@yahoo.fr, amadou-bocar.bal@ugb.edu.sn*

[4] *CBGP, INRAE, CIRAD, Institut Agro, IRD, Univ Montpellier, Montpellier, France ; e-mail : caroline.tatard@inrae.fr, emmanuelle.artige@inrae.fr, christophe.diagne@ird.fr*

[5] *CNRS, Aix Marseille Univ, IRD, INRAE, Coll France, CEREGE, Aix-en-Provence, France ; e-mail : moron@cerege.fr*

[6] *Laboratoire Cogitamus, https://www.cogitamus.fr/indexen.html ; e-mail : camille.nous@cogitamus.fr*

[7] *BIOPASS 2, IRD, UGB, ISRA, CIRAD, LPED, Saint-Louis, Sénégal ; e-mail : ambroise.dalecky@ird.fr*

RESUME

Dans un contexte de recherche d'autosuffisance alimentaire, la vallée du fleuve Sénégal subit depuis plusieurs décennies de profondes modifications environnementales. La production rizicole a augmenté grâce au développement de vastes périmètres irrigués. Cette évolution s'est accompagnée de proliférations récurrentes de populations de rongeurs ravageurs des cultures et réservoirs de zoonoses. L'objectif de notre étude était de déterminer les facteurs sous-jacents à ces phases d'augmentation de l'abondance des rongeurs sur une période d'échantillonnage de dix ans (2008 à 2019) pendant la saison sèche chaude (février-mai). Au total, 1867 rongeurs de quatre espèces ont été capturés, parmi lesquels les espèces *Arvicanthis niloticus* et *Mastomys huberti* dominaient. Nos résultats ont montré que, pendant cette saison, l'abondance des rongeurs (i) augmente significativement avec les précipitations de l'année précédente, (ii) est plus élevée dans les parcelles cultivées que dans les parcelles non cultivées, (iii) augmente avec le couvert végétal, (iv) augmente, pour *M. huberti*, avec la présence d'eau libre. Nous avons montré que dans une zone d'abord faiblement cultivée puis impactée par une réhabilitation hydro-agricole des infrastructures d'irrigation et de drainage, l'abondance d'*A. niloticus* a changé suite à ce programme, atteignant le niveau d'une zone voisine intensivement cultivée depuis des décennies. De plus, nous avons montré que la proportion d'adultes parmi les individus capturés était plus faible dans les parcelles de riz que dans les cultures maraîchères et les parcelles non cultivées. L'état reproducteur des individus adultes était également affecté par l'usage des terres. Les résultats suggèrent que les zones non cultivées et les champs de cultures maraîchères constituent des points chauds de refuge et de reproduction et formeraient ainsi un point de départ pour l'invasion des rizières. Suite à ces résultats, nous préconisons un suivi régulier de l'activité de reproduction et de l'abondance des rongeurs, avec une attention particulière sur ces zones de refuge, notamment pendant la saison sèche chaude. Nous recommandons la mise en œuvre de stratégies de contrôle efficaces et durables, basées sur des données scientifiques, aux niveaux national et communautaire, afin de maintenir les populations de rongeurs dans des limites tolérables.

Mots clés : pullulation de rongeurs, état reproducteur, *Arvicanthis niloticus*, *Mastomys huberti*, projet d'irrigation et de gestion des ressources en eau, Millennium Challenge Account - Sénégal.

INTRODUCTION

Afin parvenir à la souveraineté et à l'autosuffisance alimentaire, de grands projets d'aménagement hydro-agricole sont menés dans le nord du Sénégal. L'augmentation des surfaces irriguées destinées à la riziculture et aux cultures maraîchères et les changements associés dans l'usage des terres ont un impact environnemental profond dans la vallée du fleuve Sénégal (voir le site de l'OMVS : http://www.omvs.org). Entre autres conséquences, ces changements devraient augmenter l'abondance des rongeurs (Poulet 1980, Poulet 1985, Duplantier 1997, 1998, Granjon & Duplantier 2009). Les rongeurs font partie des principaux ravageurs des cultures et hébergent également des maladies d'origine zoonotique (Stenseth et al. 2003, Singleton 2003, Granjon & Duplantier 2009, Han et al. 2015, Mendoza et al. 2019). Dans de nombreux pays d'Afrique subsaharienne, de fortes densités de population ou même des pullulations de rongeurs ont été signalées (Delattre et al. 1998, Leirs et al. 2010) causant de 15% à plus de 80% de pertes sur diverses cultures (Taylor 1968, Makundi et al. 1991, Mwanjabe et al. 2002). L'Afrique de l'Ouest a régulièrement été touchée par de telles infestations de rongeurs, comme au Nigéria où les rongeurs auraient causé entre 14% et 30% de perte de rendement au champ sur les céréales (Rabiu & Rose 2004, Rabiu 2017). Au Sénégal, des pullulations de plusieurs espèces de rongeurs ont été documentées (Bernard 1976, Poulet & Poupon 1978, Poulet 1980, 1982 Hubert 1982, Hubert & Adam 1985, Poulet 1985, Duplantier 1987, Bori & Dalecky 2021). Ces phases de très fortes densités ont causé de graves dégâts aux cultures, conduisant les agriculteurs à abandonner leurs champs après des pertes de rendement pouvant atteindre 100 % (Poulet 1982).

Le climat peut être un facteur influençant ces épisodes de prolifération. Le climat sahélien est caractérisé par une courte et unique saison des pluies au nord du Sénégal (juillet à septembre-octobre), dont l'intensité présente une forte variabilité interannuelle notamment depuis les années 1990 (Diop et al. 2016, Bodian et al. 2020), suivie d'une saison sèche fraîche (novembre à février) et d'une saison sèche chaude (mars à juin). A l'extérieur, le cycle de reproduction des rongeurs sahéliens est lié au rythme annuel des pluies, qui détermine la quantité de ressources disponibles (Granjon & Duplantier 2009 et références). L'intensification agricole dans la vallée du fleuve Sénégal, lorsqu'elle est combinée à des années de fortes précipitations, est susceptible d'augmenter les risques d'apparition de foyers de hautes densités de rongeurs avec des conséquences majeures sur les cultures. Étant donné que les rongeurs du Sénégal sont des hôtes d'agents pathogènes (par exemple, Duplantier 1990, Duplantier & Sène 2000, Diagne et al. 2017 ; revue dans Granjon & Duplantier 2009), cela peut également augmenter le potentiel d'émergence de maladies zoonotiques. A titre d'exemple, une pullulation de rongeurs a été observée en 2020 au Sénégal et en Mauritanie sur les deux rives du fleuve Sénégal, suite à une saison des pluies particulièrement humide. Entre 14% et 37% de la surface emblavée en riz ont été touchés selon les régions, sur un total de 111 643 ha. Il en résulte des pertes totales estimées à environ 84 000 tonnes de riz paddy, soit 6 à 35% de la production totale attendue selon les régions, ce qui représente une perte de production

totale de plus de 31,4 millions de dollars US, affectant directement près de 40 000 ménages, soit environ 270 000 personnes (11 à 14% de la population de ces régions ; Bori & Dalecky 2021, FAO 2021).

Dans ce contexte, cette étude présente des données sur les communautés de rongeurs de deux zones voisines pendant une décennie de suivi longitudinal (2008 à 2019) en fonction des changements environnementaux liés à un programme de réhabilitation des aménagements hydro-agricoles qui s'est achevé en 2015 dans le delta inférieur du fleuve Sénégal. Plus précisément, elle vise (i) une identification au niveau des espèces des communautés de rongeurs dans les agroécosystèmes de bas-fonds, (ii) une évaluation de l'impact de facteurs tels que l'usage des terres, la pluviométrie, la couverture végétale, la présence d'eau libre, les aménagements hydro-agricoles sur la dynamique d'abondance, la structure d'âge et l'état reproducteur des adultes de rongeurs dans le cadre d'un récent projet d'irrigation et de gestion des ressources en eau.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Description de la zone d'étude

Le delta du fleuve Sénégal est une mosaïque de milieux secs et humides dont la plupart sont fortement anthropisés. C'est une vaste zone alluviale avec (i) des bas-fonds (appelés localement « Walo ») dominés par des cuvettes de décantation sur un substrat formé d'alluvions fluvio-deltaïques constitués de sols argileux halomorphes acidifiés et de gleys ou pseudogleys, et (ii) des parties surélevées (appelés localement « Diery ») vestiges de dunes fixées anciennes constitués de sols sub-arides isohumiques sableux, bruns-rouges (SEDAGRI 1969, Poulet 1982). Cette étude a été menée dans les agroécosystèmes de bas-fonds de deux zones voisines du delta inférieur du fleuve Sénégal, au nord du Sénégal, qui partagent des caractéristiques climatiques, pédologiques et géomorphologiques (Fig. 1). Les sites d'échantillonnage les plus éloignés étaient séparés par moins de 19 km. La première zone d'étude est située dans et au nord de la cuvette de décantation de Savoigne (ca. 16,200°N ; 16,300°W) et a été cultivée intensivement depuis des décennies, y compris avec des cultures agro-industrielles, avant même la mise en œuvre d'une infrastructure d'irrigation modernisée qui a eu lieu grâce à l'installation des barrages de Diama et Manantali en 1986 et 1987. La zone de Savoigne représente un site historique pour la recherche sur les rongeurs qui a été étudiée dans les années 1970-1980 (Poulet 1980, 1982, 1985) et suivie à nouveau depuis 2007 dans le cadre des activités de l'Observatoire ouest-africain des petits Mammifères Indicateurs des Changements Environnementaux (ObsMiCE). La deuxième zone d'étude est située à environ 13 km au sud-ouest, le long de la partie inférieure des rivières Lampsar et Djeuss, où les parcelles agricoles étaient auparavant cultivées à un niveau d'intensité plus faible que dans la cuvette de Savoigne. Le suivi des rongeurs de la zone inférieure du Lampsar-Djeuss (ca. 16,100°N ; 16,383°W) a été initié en 2007. Dans la zone de Savoigne, la succession des cultures

suivante est observée depuis des décennies : cultures de riz pendant et après la saison des pluies (juin-novembre/décembre), cultures maraîchères pendant la contre-saison froide (novembre-février), puis à nouveau cultures de riz pendant la contre-saison chaude (mars-juin). En comparaison, jusqu'en 2015, dans la zone inférieure de Lampsar-Djeuss, une faible proportion des terres potentiellement irrigables a été cultivée et de manière beaucoup moins intensive que dans la zone de Savoigne, avec des périodes de plusieurs années de jachère et de pâturage bovin. Là, un projet d'irrigation et de gestion des ressources en eau, entraînant une augmentation mentionnée de 80 % de la superficie moyenne des terres en production (MCC 2019) a été mis en œuvre dans le cadre du contrat de la Millennium Challenge Corporation avec le gouvernement du Sénégal conduisant au Millennium Challenge Account-Senegal (ci-après MCA-Sénégal ; Mulyana et al. 2013), conformément aux politiques publiques d'autosuffisance alimentaire en riz. Cela était justifié car seulement environ 30% des 31 000 ha de terres potentiellement irrigables dans le delta ont été cultivés à tout moment de l'année, en raison d'un apport d'eau insuffisant et d'un mauvais drainage (Mulyana et al. 2013). Au cours du suivi d'une décennie de la présente étude (2008-2019), la zone du bas Lampsar-Djeuss a été affectée par le programme de réhabilitation hydro-agricole du MCA-Sénégal qui s'est déroulé de 2012 à début 2015, alors que la zone de Savoigne n'a pas été touchée par ce projet. En termes de suivi des rongeurs, les zones du Lampsar-Djeuss inférieur et de Savoigne seront ci-après considérées comme site expérimental et site témoin positif, respectivement, de ce récent programme d'irrigation et de gestion de la ressource en eau.

Échantillonnage de rongeurs

Les campagnes de piégeage des rongeurs ont été réalisées pendant la saison sèche chaude de 2008 à 2019 (sauf 2013) aux périodes suivantes : 28 mars - 29 avril 2008 ; 04-15 mars 2009 ; 25 février - 16 mars 2010 ; 23 février - 11 mars 2011 ; 03-11 mai 2012 ; 21-29 mars 2014 ; 06-14 mars 2015 ; 24 mars - 08 avril 2016 ; 23 mars - 07 avril 2017 ; 13-24 avril 2018 ; 20-30 mars 2019. Les rongeurs ont été piégés à la fois dans les champs cultivés à la date de l'échantillonnage ou qui ont été cultivés au cours de la saison de culture précédente (ci-après dénommés « champs cultivés », qu'il s'agisse de rizières ou de champs de cultures maraîchères) et dans les parcelles non cultivées (jachères et marécages) à l'aide de pièges grillagés à capture unique (8,5 x 8,5 x 26,5 cm). Les pièges étaient généralement placés en lignes de 20 pièges distants de 10 m chacun en fin d'après-midi du premier jour, appâtés une fois par jour avec de la pâte d'arachide, et ont été inspectés le matin et en fin d'après-midi pendant trois nuits consécutives. Entre les années, le nombre de lignes de pièges a varié de 19 à 47 (médiane = 27), et l'effort d'échantillonnage a varié de 1140 à 2496 nuits-pièges (médiane = 1516) et de 760 à 1538 jours-pièges (médiane = 1000) (Tableau 1). En raison de contraintes logistiques, les lignes de pièges n'ont pas pu être placées systématiquement aux mêmes endroits d'une année sur l'autre pendant la période de 10 ans. Cette étude n'a donc

pas été conçue comme une étude de cohorte, et doit plutôt être considérée comme un suivi transversal dans le temps. Nous avons considéré l'ensemble des données collectées chaque année avec ces échantillons de lignes de pièges comme un échantillon instantané représentatif des deux zones d'étude. Nous avons estimé l'abondance des différentes espèces de rongeurs dans chaque habitat comme le nombre de rongeurs capturés par effort d'échantillonnage, représentant ainsi les indices de succès des pièges. *Arvicanthis niloticus* a été piégé à la fois la nuit et le jour tandis que *M. huberti* a été piégé uniquement la nuit. Etant donné que les pièges étaient inspectés deux fois par jour, nous avons donc comptabilisé à la fois le nombre de jours et de nuits de piégeage comme effort de piégeage pour calculer l'indice de succès des pièges pour *A. niloticus* et seulement le nombre de nuits de piégeage pour celui de *M. huberti* comme suit.

$$\textbf{Indice de succès des pièges pour } \boldsymbol{A.niloticus} = \frac{(\textbf{Nombre de captures})}{(\textbf{Nombre de pièges})(\textbf{Nombre de nuits}) + (\textbf{Nombre de pièges})(\textbf{Nombre de jours}}$$

$$\textbf{Indice de succès des pièges pour } \boldsymbol{M.huberti} = \frac{(\textbf{Nombre de captures})}{(\textbf{Nombre de pièges})(\textbf{Nombre de nuits})}$$

Nous avons considéré que l'hypothèse de base d'une relation proportionnelle entre l'indice de succès des pièges et l'abondance est très probablement justifiée car les données longitudinales collectées dans les parcelles irriguées de la zone de Savoigne montrent une relation significative entre la densité, estimée à partir du protocole de capture-marquage-recapture, et l'indice de succès des pièges (corrélation de Spearman r_S = 0,607, n = 21, p = 0,004 ; données collectées pour *A. niloticus* en 1975-1976, Tableau LXII dans Poulet 1982). Nous avons donc émis l'hypothèse que les indices de succès des pièges fournissent d'assez bonnes estimations des fluctuations intra-spécifiques de l'abondance relative entre les années. Outre les variations évidentes entre espèces de la probabilité de capture des individus, nous reconnaissons que les études futures devraient viser à corriger la probabilité de détection imparfaite et potentiellement hétérogène entre années, saisons et habitats (Yoccoz et al. 2001, MacKenzie et al. 2006).

Dans le laboratoire de terrain, tous les rongeurs ont été sacrifiés par dislocation cervicale, pesés, mesurés, disséqués et identifiés de façon préliminaire au niveau de l'espèce. Les tissus sont conservés dans la "Collection Petits Mammifères du laboratoire CBGP" (https://doi.org/10.15454/WWNUPO). Les données morphométriques externes standards (longueurs Tête + Corps, de la queue, de la patte postérieure et hauteur du pavillon externe de l'oreille) ont été collectées et le statut reproducteur a été noté. Deux classes d'âge (adulte *versus* immature, c'est-à-dire juvénile et sub-adulte) ont été établies pour chaque spécimen sur la base des mesures de poids suivant Granjon & Duplantier (2009) : les individus

d'*Arvicanthis niloticus* et de *Mastomys huberti* ont été considérés comme adultes lorsqu'ils pesaient plus de 70g et 33g, respectivement. Cependant, nous notons que cette déduction doit être prise avec précaution car le poids corporel mesuré pendant la saison sèche peut être un critère d'âge moins précis que d'autres mesures corporelles standard telles que la longueur totale (c'est-à-dire tête + corps) s'il devait y avoir un arrêt de croissance (voir Leirs et al. 1990). Le statut reproducteur a été déterminé comme actif ou inactif sur la base de la combinaison des critères suivants : la longueur et la position (abdominale ou scrotale) des testicules et le développement des vésicules séminales pour les mâles ; la vulve (ouverte ou non), la lactation et la présence/absence d'embryons développés dans l'utérus pour les femelles (Brouat et al. 2007).

Identification des rongeurs

La première identification a été réalisée sur le terrain sur la base de critères morphologiques et d'une connaissance approfondie de la faune des rongeurs de la région (Granjon & Duplantier 2009). Au sein du genre *Mastomys*, deux espèces jumelles difficiles à identifier sur des critères morphologiques ont été collectées le long de la vallée du fleuve Sénégal : *Mastomys huberti* et *Mastomys erythroleucus*. Le diagnostic moléculaire a été utilisé dans ce genre pour permettre une identification spécifique non ambiguë basée sur l'ADNmt qui s'est avéré suffisant pour distinguer ces deux espèces (Lecompte et al. 2002, 2005). Bien que ces espèces de *Mastomys* puissent s'hybrider dans des conditions artificielles de laboratoire (avec des possibilités de rétrocroisement réduites), à notre connaissance, des individus hybrides n'ont jamais été détectés dans les populations naturelles (Duplantier et al. 1990, Diagne 2012). L'ADN total a été extrait de divers matériaux biologiques (généralement des morceaux de foie ou de patte postérieure) conservés dans de l'éthanol à 95 %. Le kit DNeasy pour le sang et les tissus (Qiagen) a été utilisé en suivant le protocole de Diagne *et al.* (2016) pour la méthode d'extraction de l'ADN. Des méthodes d'amplification par PCR et de séquençage Sanger ont été appliquées pour le gène du cytochrome b (CytB) (1140bp) avec les amorces H15915 et L14723 (Lecompte et al. 2002). Le volume réactionnel de la PCR pour une unité était de 25µl qui contenait (i) + (ii) avec (i) une préparation de mélange composée de 16,3µL d'eau milliQ, 1µL de chaque amorce H15915 (5'-TCT CCA TTT CTG GTT TAC AAG AC-3') et L14723 (3'-T TGC TAC TAA AAA GTA CAG TAA CCA-5'), 2,5µL de tampon 1X Dream Taq (incluant 2mM de MgCl2), 2µL de dNTP et 0,2µl de Dream Taq et (ii) 2µL d'extrait d'ADN. Les paramètres de PCR utilisés dans le thermocycleur (Mastercycler Eppendorf) étaient : dénaturation à 40°C pendant 5min, suivie de 40 cycles à 94°C pendant 30s, 52°C pendant 1min et 72°C pendant 1min30s, avec une extension finale à 72°C pendant 10min. Les produits PCR ont été vérifiés sur gel d'agarose à 1,5% via une migration électrophorétique à 100V pendant 30min et envoyés pour séquençage chez Eurofins MWG (France). Les séquences obtenues ont été nettoyées et alignées en utilisant Bioedit version 7.1.9. L'identification a été réalisée à l'aide

d'arbres phylogénétiques de Maximum de Vraisemblance générés avec MEGA7 version 7.0.26, avec les séquences de l'étude ainsi que des séquences de référence issues des bases de données de Genbank et du laboratoire moléculaire CBGP. Dans notre échantillon, cette méthode d'identification moléculaire a clairement discriminé les espèces de *Mastomys* (voir résultats). Deux espèces jumelles d'*Arvicanthis* sont présentes au Sénégal, mais dans le nord du Sénégal, *A. niloticus* est la seule espèce de ce genre (Granjon & Duplantier 2009, Dobigny et al. 2013, Bryja et al. 2019). Deux espèces jumelles de *Taterillus* bien différenciées sur le plan chromosomique sont connues pour coexister dans le nord du Sénégal : *T. pygargus* et *T. gracilis* (Granjon & Duplantier 2009). Poulet (1982) avait déjà montré dans les années 1970 que les spécimens de *Taterillus* du nord du Sénégal étaient principalement des *T. pygargus* (96% des individus, contre 4% de *T. gracilis*). Cependant, ces espèces jumelles n'ont pas été identifiées de manière fiable par les techniques de séquençage moléculaire (Ndour 2011). Comme alternative, les caryotypes de neuf spécimens de *Taterillus* sp. capturés dans les bas-fonds de la vallée du fleuve Sénégal en 2011 ont été obtenus par Ndour (2011) à partir de cellules de moelle osseuse (Lee & Elder 1980) en utilisant la méthode de séchage à l'air (Evans et al. 1964). Les suspensions métaphasiques ont été déposées sur des lames et colorées avec du Giemsa à 4%, et les métaphases ont été observées pour chaque individu à l'aide d'un microscope, ce qui a permis à Ndour (2011) de déterminer le nombre diploïdes (2n), un critère diagnostique de ces espèces de *Taterillus*.

Données environnementales

Les données sur les précipitations quotidiennes pour chaque année ont été obtenues pour une grille de 0,25° couvrant les deux zones d'étude, centrées sur 16,125°N ; 16,375°W, à partir de la base de données quotidienne améliorée UCSB CHIRPS v2.0 (Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data ; https://iridl.ldeo.columbia.edu/SOURCES/.UCSB/.CHIRPS/.v2p0/.daily-improved/.global/.0p25/ ; Funk et al. 2015). Dans les analyses statistiques, les précipitations annuelles totales de l'année précédente ont été utilisées comme variable prédictive des estimations d'abondance des rongeurs. Nous avons en outre collecté des variables environnementales locales autour de chaque piège sur un rayon de cinq mètres, puis calculé une estimation pour chaque ligne de piège. Ces variables correspondaient au couvert végétal global et à la présence d'eau libre. Adapté de Daubenmire (1959), six classes ont été établies pour le couvert végétal correspondant aux fourchettes de pourcentage de couvert végétal autour des pièges (0-5%, 5-25%, 25-50%, 50-75%, 75-95%, 95-100%). Pour estimer le pourcentage de couvert végétal autour des pièges d'une ligne, nous avons calculé la moyenne des points médians des classes de couvert pour les différents pièges. Comme estimation de la ligne de piège, l'eau libre correspondait au pourcentage de pièges avec la présence d'eau libre dans un rayon de cinq mètres autour des pièges.

Déclaration éthique

Le piégeage des rongeurs a été réalisé avec l'accord explicite préalable des autorités locales, traditionnelles et administratives. Aucune des espèces de rongeurs capturées dans la présente étude n'avait un statut de protection (UICN, CITES, et articles D 36 - D 37 du décret n° 86-844 du 14 juillet 1986 de la République du Sénégal). Les animaux ont été traités avec humanité, selon les directives de l'American Society of Mammalogists (Sikes et al. 2016). Les petits mammifères ont été euthanasiés par dislocation cervicale une fois piégés, conformément à l'annexe IV de la directive 2010/63/UE du 22 septembre 2010 relative à la protection des animaux utilisés à des fins scientifiques, sous la supervision du dernier auteur en tant que scientifique qualifié avec un niveau de concepteur en expérimentation animale (numéro d'accréditation de formation I-34UnivMontp-F1-12) et dans l'utilisation de la faune non hébergée à des fins scientifiques (numéro d'accréditation de formation I-75-MNHN-F1-15), et en suivant les directives de Mills et al. (1995). Les rongeurs capturés dans ces agro-écosystèmes étant des ravageurs de cultures et des hôtes potentiels d'agents pathogènes, ils ne pouvaient décemment pas être relâchés dans les champs du point de vue des agriculteurs locaux. Dans le but de maximiser le gain en termes d'information scientifique, les rongeurs euthanasiés ont été disséqués pour évaluer précisément leur statut reproductif, ainsi que pour la conservation à long terme des tissus dans des collections de référence et pour des recherches dépassant le cadre de cet article (par exemple, l'échantillonnage du tube digestif pour le dépistage des helminthes gastro-intestinaux). Cette étude a été réalisée dans le cadre de la convention générale relative à la coopération en matière de recherche scientifique et technique entre les gouvernements du Sénégal et de la France du 17 janvier 1974, du protocole d'accord de coopération entre le gouvernement du Sénégal et l'ORSTOM du 07 février 1991, de l'accord de siège entre le gouvernement du Sénégal et l'IRD du 04 janvier 2019, et de l'accord-cadre de coopération scientifique et technique conclu entre l'IRD et l'UGB le 23 novembre 1999, renouvelé en 2005, 2010, 2015 et 2020.

Analyses de données

Diversité des espèces

Des courbes de raréfaction lissées basées sur l'échantillon, rééchelonnées par individus, ont été calculées pour chaque catégorie d'usage des terres (non cultivées, rizières, cultures maraîchères) avec le programme EstimateS 9.1.0 (Colwell 2013) pour évaluer si l'échantillonnage était suffisant pour capturer les espèces les plus communes, et pour comparer les catégories d'usage des terres en termes de richesse en espèces (Gotelli & Colwell 2001). Les estimations de la diversité des espèces ont été exprimées sous forme de nombres de Hill d'ordres 0, 1, 2 pour quantifier la diversité en unités de nombres équivalents d'espèces

d'égale abondance (Hill 1973, Jost 2006, 2007, Gotelli & Chao 2013). Pour chaque catégorie d'usage des terres, nous avons calculé trois estimations de la diversité des espèces de rongeurs : la richesse spécifique (°*D*), l'entropie exponentielle de Shannon (^1D) et l'indice de Simpson (^2D) pour des sous-échantillons raréfiés d'une centaine d'individus où les échantillons (c'est-à-dire les lignes de piégeage) ont été randomisés sans remplacement. La comparaison statistique de ces estimations entre les catégories d'usage des terres a été effectuée à l'aide de deux approches : nous avons vérifié l'absence de chevauchement entre les intervalles de confiance à 95 % (moyenne ± 1,96 erreur standard, SE), un critère conservateur de différence statistique, et entre les intervalles de confiance à 84 % (moyenne ± 1,41 SE), un critère qui peut fournir une règle empirique plus appropriée pour inférer une différence à $\alpha = 0,05$ pour de telles estimations (Gotelli et Colwell 2011 ; mais voir Colwell et al. 2012).

Modèles de cooccurrence

L'association des espèces de rongeurs à l'échelle locale a été évaluée en utilisant les modèles de cooccurrence des espèces comme suit. Les données ont été organisées sous forme de matrices d'événements de capture : chaque ligne correspond au nombre d'individus piégés d'une espèce donnée, tandis que chaque colonne correspond à une ligne de piégeage pour une année donnée. Les lignes de piégeage ne comportant aucune capture n'ont pas été prises en compte. Nous avons comparé les modèles observés et attendus sous l'hypothèse nulle d'un assemblage aléatoire (Gotelli 2000) en utilisant le C-score standardisé (SCS) (Stone & Roberts 1990) comme indice quantitatif de cooccurrence, les SCS négatifs et positifs significatifs indiquant respectivement l'agrégation et la ségrégation. Pour évaluer la signification statistique, les SCS observés ont été comparés aux valeurs obtenues à partir de 10 000 itérations utilisant le modèle nul le plus fréquemment recommandé avec des matrices aléatoires dont les totaux des lignes et des colonnes sont contraints de correspondre à la matrice originale (algorithme « fixe-fixe » ; Gotelli 2000). Nous avons estimé les scores de cooccurrence par paire d'espèce à l'aide du programme Pairs 1.1 (Ulrich 2008) et appliqué le critère de limite de confiance de 95 % (Gotelli & Ulrich 2010) pour déterminer si une paire d'espèces particulière était statistiquement agrégée, ségrégée ou associée de manière aléatoire.

Effets des changements environnementaux sur la dynamique de l'abondance des rongeurs, la structure d'âge et l'état reproducteur des adultes

Nous avons d'abord analysé les indices d'abondance des rongeurs en utilisant une approche de modélisation linéaire mixte généralisée (GLMM) avec une distribution binomiale négative, avec le nombre log-transformé de nuits.pièges + jours.pièges pour *A. niloticus* et de nuits.pièges pour *M. huberti* comme variable de décalage dans la fonction prédicteur linéaire

afin de corriger pour les variations de l'effort d'échantillonnage, et l'année comme effet aléatoire afin de tenir compte de l'aspect temporel de notre suivi. Le jeu de données utilisé pour ces analyses est présenté dans le tableau S1. Pour chacun des modèles linéaires mixtes généralisés, nous avons présenté les estimations des coefficients de régression partielle ainsi que les ratios de taux d'incidence ajustés (AIRR) correspondants.

Nous avons ensuite analysé d'abord la structure d'âge et ensuite l'état reproducteur des adultes de deux espèces de rongeurs en utilisant des modèles de régression logistique. Le jeu de données utilisé pour ces analyses est présenté dans le tableau S2. Nous avons utilisé une distribution binomiale, le nombre log-transformé de nuits.pièges + jours.pièges pour *A. niloticus* et de nuits.pièges pour *M. huberti* comme variable de décalage dans la fonction de prédiction linéaire pour corriger les variations de l'effort d'échantillonnage, et l'année comme effet aléatoire. Pour les modèles de régression logistique, nous avons présenté des odds ratios ajustés (AOR).

Pour chacune des deux espèces, à la fois pour les GLMM et pour les régressions logistiques, des analyses bivariées ont d'abord été effectuées pour identifier les variables éligibles pour les modèles complets (résultats non montrés ici), suivies d'analyses multivariées. Dans les analyses multivariées, nous (i) n'avons pas considéré la ligne de piège comme un facteur aléatoire supplémentaire car nous n'avons pas été en mesure de placer les lignes de piège exactement aux mêmes endroits d'une année à l'autre sur toute la période d'étude, et (ii) avons testé les variables explicatives suivantes : la quantité totale de précipitations de l'année précédente (exprimée en mm), le pourcentage de pièges avec la présence d'eau libre et le pourcentage de couvert végétal dans un rayon de cinq mètres autour de chaque piège, ainsi que les variables catégorielles suivantes : usage des terres (c'est-à-dire rizières, cultures maraîchères, parcelles non cultivées) et programme de gestion de l'irrigation (c'est-à-dire zone expérimentale avant 2015, zone témoin positif avant 2015, zone expérimentale après 2015, zone témoin positif après 2015). Les variables catégorielles ont été testées dans des modèles séparés car les changements dans l'infrastructure d'irrigation s'accompagnaient de changements dans l'usage des terres, et nous nous attendons donc à une forte colinéarité si les deux variables étaient considérées simultanément – ce qui nous a également empêché d'envisager une stratégie de « sélection de modèle ». Dans le même ordre d'idées, nous avons décidé de ne pas inclure d'interaction statistique dans nos modèles, étant donné qu'aucune attente sous-jacente claire ne pouvait être faite sans conduire à des effets de confusion potentiels. Par exemple, l'inclusion d'une interaction entre « précipitations de l'année précédente » et « couvert végétal » n'aurait pas été pertinente ici, car notre plan d'échantillonnage comprend à la fois des zones non irriguées et des zones irriguées – dans ces dernières, l'impact de la saison des pluies précédente sur la couverture végétale est probablement plus faible que dans les premières. Ces analyses ont été effectuées à l'aide des logiciels R, version 4.1.0, et R Studio, version 1.4.1717, avec le package lme4 v1.1-27.1 (fonctions glmer.nb et glmer). Toutes les valeurs de probabilités, p, sont bilatérales.

RÉSULTATS

Présence d'espèces de rongeurs en fonction de l'usage des terres

Un total de 1867 individus rongeurs ont été capturés dans les bas-fonds du bas delta de 2008 à 2019, sur 324 lignes de pièges (= échantillons) totalisant 17956 nuits.pièges et 11490 jours.pièges (tableaux 1 & 2). Ils ont été identifiés comme appartenant à *Arvicanthis niloticus*, *Mastomys huberti*, *Taterillus* sp. et *Xerus erythropus*. L'identification moléculaire au sein des individus de *Mastomys* spp. a montré que seul *M. huberti* a été détecté dans le delta du fleuve Sénégal (109 séquences provenant d'individus collectés chaque année en 2007-2011 et 2014-2018 dans les deux zones d'étude), tandis qu'un échantillon supplémentaire provenant de la moyenne vallée du fleuve Sénégal, à plus de 200 km des zones d'étude, a été attribué à *M. erythroleucus* (110 séquences provenant d'individus collectés chaque année en 2007-2011 à MO6bis, 16,511°N ; 14,449°W ; données non publiées). Tous les individus de *Taterillus* sp. étudiés présentaient des caryotypes typiques de *T. pygargus* (Ndour 2011), cependant, étant donné la taille modeste de l'échantillon (n = 9), ce taxon sera ci-après désigné de manière conservatrice comme *Taterillus* sp. *Arvicanthis niloticus* était l'espèce la plus fréquemment capturée, suivie de *M. huberti* puis de quelques *Taterillus* sp. (Tableaux 1 & 2). En termes d'occurrence, les rongeurs ont été détectés dans 216 des 324 lignes de pièges (66,7%) : *M. huberti* dans 137 d'entre elles (42,3%), *A. niloticus* dans 135 (41,7%) et *Taterillus* sp. dans 55 (17,0%). Les rongeurs ont été détectés dans 31 des 33 lignes de pièges dans les cultures maraîchères (93,9%), 94 des 128 lignes de pièges dans les rizières (73,4%) et 91 des 163 lignes de pièges dans les parcelles non cultivées (55,8%) et ont montré une distribution hétérogène significative des rongeurs selon l'usage des terres ($\chi^2_2 = 22,3$, $p < 0,001$). L'occurrence des taxons de rongeurs varie selon les catégories d'usage des terres pour les principaux taxons : *A. niloticus* (90,9 % des parcelles de maraîchage, 50,8 % des rizières et 24,5 % des terres non cultivées ; $\chi^2_2 = 57,0$, $p < 10^{-3}$), *M. huberti* (48,5 % des parcelles de maraîchage, 52,1 % des rizières et 32.5% des terres non cultivés ; $\chi^2_2 = 13,1$, $p = 0,002$) et *Taterillus* sp. (39,4% des parcelles de maraîchage, 6,3% des rizières et 20,9% des terres non cultivés ; $\chi^2_2 = 24,0$, $p < 10^{-3}$).

Diversité des espèces de rongeurs en fonction de l'usage des terres

Nous avons utilisé trois estimations différentes (richesse spécifique, exponentielle de Shannon, inverse de Simpson) pour évaluer la diversité spécifique des échantillons (Tableau 3). Ces résultats montrent que les taxons les plus communs ont été échantillonnés dans tous les habitats étudiés car la courbe de raréfaction basée sur les échantillons, rééchelonnée par les individus, s'est approchée d'un plateau (Figure 2 A, B, C). Deux espèces, *A. niloticus* et *M. huberti*, étaient numériquement dominantes dans les rizières, tandis que trois taxons (*A.*

niloticus, *M. huberti* et *Taterillus* sp.) se trouvaient de manière plus équitable dans les parcelles de cultures maraîchères et dans les parcelles non cultivées.

Modèles de cooccurrence des espèces de rongeurs

Le modèle nul utilisé pour tester les modèles de cooccurrence des espèces au niveau de la ligne de piège pour tous les habitats combinés a montré que la distribution de *M. huberti* et *A. niloticus* étaient significativement agrégée, celle de *M. huberti* et *Taterillus* sp. étaient significativement ségrégée, et l'association entre *A. niloticus* et *Taterillus* sp. n'était pas statistiquement différente des attendus aléatoires (Tableau 4).

Changements environnementaux et dynamique de l'abondance des populations de rongeurs

Arvicanthis niloticus (n = 1210 individus ; 64,8 % des captures) et *M. huberti* (n = 526 ; 28,2 %) ont été beaucoup plus fréquemment piégés que *Taterillus* sp. (n = 127 ; 6,8 %) dans cette étude. Ceci a justifié de restreindre les analyses de la dynamique des populations et des patrons de reproduction à ces deux premières espèces.

Les résultats des analyses multivariées du modèle linéaire mixte généralisé (GLMM) ont montré que les indices d'abondance d'*A. niloticus* et de *M. huberti* pendant la saison chaude-sèche étaient significativement influencés par les précipitations totales de l'année précédente ($p < 0,05$; Figure 3 A, B), par le couvert végétal ($p < 0,001$) et pour *A. niloticus* par l'usage des terres (Tableau 5, modèle 1). En termes de taux d'incidence ajusté (AIRR), l'abondance d'*A. niloticus* et de *M. huberti* a augmenté respectivement d'un facteur de 1,06 (IC 95 % = 1,01 ; 1,11) et de 1,07 (IC 95 % = 1,02 ; 1,13) par millimètre de pluie, et d'un facteur de 1,02 (IC 95 % = 1,01 ; 1,03) et de 1,02 (IC 95 % = 1,01 ; 1,02) par pourcentage de couvert végétal. *Arvicanthis niloticus* était plus abondant dans les rizières et dans les cultures maraîchères que dans les parcelles non cultivées (tous les $p < 10^{-3}$). Avec cet échantillon, nous n'avons pas détecté de différence significative dans les indices d'abondance d'*A. niloticus* entre les rizières et les cultures maraîchères dans les analyses multivariées ($p = 0,11$) bien qu'il y ait eu un effet marginalement non significatif ($p = 0,066$) dans les analyses bivariées, avec une tendance à une plus grande abondance dans les cultures maraîchères que dans les rizières. Globalement, l'analyse multivariée GLMM avec cet échantillon a montré une abondance significativement plus élevée du rongeur *A. niloticus* dans les champs cultivés que dans les parcelles non cultivées ($p < 10^{-3}$). L'eau libre n'a pas eu d'effet significatif sur le succès du piégeage d'*A. niloticus* ($p = 0,14$), mais a favorisé celui de *M. huberti* ($p < 0,001$), ce qui a entraîné une augmentation du taux d'incidence ajusté de son abondance par un facteur de 4,21 (IC 95 % = 2,63 ; 6,75) pour chaque pourcentage de piège avec de l'eau libre dans une ligne de piégeage. Pour l'échantillon de *M. huberti,* nous n'avons pas détecté d'effet statistique de l'usage des terres sur le succès des pièges avec des analyses multivariées, bien que des analyses bivariées

aient suggéré une abondance plus faible dans les parcelles non cultivées par rapport aux rizières (p= 0,036) ainsi que par rapport aux champs cultivés considérés dans leur ensemble (p = 0,016). Pour *M. huberti*, aucun impact du programme d'aménagement hydroagricole n'a été détecté entre la zone témoin positif et la zone expérimentale au fil du temps. Avant le projet d'irrigation et de gestion des ressources en eau (2009-2014), il y avait une différence significative de succès de piégeage d'*A. niloticus* entre les zones étudiées ($p < 10^{-3}$, Tableau 5, modèle 2) où l'AIRR de l'abondance de cette espèce était plus élevé par un facteur de 3,49 (95% CI = 1,79 ; 6,78) dans la zone témoin positif (Savoigne) par rapport à la zone expérimentale (Lampsar-Djeuss inférieur). Il est à noter que cette différence entre ces zones n'était plus significative après la fin du projet d'aménagement (2015-2019) (AIRR = 0,45, IC 95% = 0,18 ; 1,10, p = 0,080), même si nous n'avons pas détecté de différences statistiques dans l'abondance d'*A. niloticus* dans la zone expérimentale avant et après 2015 (AIRR = 1,78, IC 95% = 0,62 ; 5,10, p = 0,28). En comparaison, dans la zone témoin positif, le rendement de captures d'*A. niloticus* n'a pas changé avant et après 2015 (AIRR = 1,13, IC 95 % = 0,37 ; 3,43, p = 0,83). Ces résultats suggèrent que l'abondance d'*A. niloticus* a augmenté en conséquence de la réhabilitation hydro-agricole des infrastructures d'irrigation et de drainage.

Dynamique de la structure d'âge et de l'activité de reproduction des rongeurs

- **Structure d'âge des rongeurs**

A la période de piégeage (février-mai), les proportions d'*A. niloticus* adultes étaient globalement plus élevées que celles des individus juvéniles et subadultes (Figure 4 A) alors que la structure d'âge de *M. huberti* montrait une tendance inverse avec une proportion plus élevée d'individus juvéniles et subadultes que d'individus adultes (Figure 4 B).

Les résultats des analyses logistiques multivariées pour la structure d'âge sont résumés dans le tableau 6. Les résultats montrent que dans cet échantillon, la structure d'âge des deux espèces n'était pas significativement influencée par les précipitations de l'année précédente (*A. niloticus* : p = 0,81 ; *M. huberti* : p = 0,36). La structure d'âge de *Mastomys huberti* n'a pas été influencée par l'impact des changements hydroagricoles. Cependant, la probabilité qu'un individu d'*A. niloticus* capturé soit juvénile ou subadulte était plus élevée dans la zone de Lampsar-Djeuss que dans la zone de Savoigne avant 2015 (AOR = 0,57 ; p = 0,014), mais une différence marginalement non significative a été observée sur la structure d'âge d'*A. niloticus* après 2015 entre les deux zones d'étude (AOR = 0,59 ; p = 0,070). La probabilité qu'un individu d'*A. niloticus* capturé soit juvénile ou subadulte a augmenté de manière significative après 2015 dans la zone de Savoigne (AOR = 2,14 ; p = 0,041). Il n'y avait pas d'effet significatif du couvert végétal (AOR = 0,99 ; p = 0,34) et de l'eau libre (AOR = 0,90 ; p = 0,61) pour *A. niloticus.* Pour *M. huberti* la probabilité qu'un individu capturé soit un juvénile ou un subadulte était influencée influencée négativement par l'eau libre (AOR = 0,27 ; $p < 10^{-3}$) et, dans une moindre mesure, par le couvert végétal (AOR = 0,98 ; $p < 10^{-3}$). Pour les deux espèces, l'usage des terres

a affecté de manière significative la structure d'âge avec une proportion d'individus juvéniles plus élevée dans les champs de riz que dans les champs de cultures maraîchères (*A. niloticus* : AOR = 0,46 ; p = 0,002 & *M. huberti* : AOR = 0,43 ; p = 0,027) et que dans les parcelles non cultivées (*A. niloticus* : AOR = 0,50 ; p = 0,001 & *M. huberti* : AOR = 0,53 ; p = 0,021).

- **Activité de reproduction des rongeurs**

L'activité de reproduction a été étudiée chez les individus adultes, tant chez les mâles que chez les femelles pour chaque espèce. Les résultats des analyses logistiques multivariées de l'activité de reproduction sont résumés dans le tableau 7. En ce qui concerne *M. huberti,* l'activité de reproduction des adultes n'a pas été influencée de manière significative par l'usage des terres ni par la présence c'eau libre (tous les p > 0,05). La probabilité qu'un individu adulte de *M. huberti* capturé soit non actif en termes de reproduction était élevée après les années où les précipitations étaient importantes (AOR = 1,08 ; p = 0,005) et lorsque la couverture végétale était élevée (AOR = 1,04 ; p = 0,022). Avant 2015, la probabilité qu'un individu adulte de *M. huberti* capturé soit non actif était significativement plus faible dans la zone de Savoigne que dans la zone de Lampsar-Djeuss (AOR = 0,32 ; p = 0,017). Nous n'avons pas détecté d'effet de la quantité de pluie de l'année précédente sur l'activité de reproduction des *A. niloticus* adultes (AOR = 1,01 ; p = 0,91). La probabilité de capturer un *A. niloticus* adulte sexuellement non actif était faible lorsqu'il y avait moins d'eau libre (AOR = 0,39 ; $p < 10^{-3}$) ; elle était significativement plus faible dans les cultures maraîchères et dans les champs non cultivés que dans les champs de riziculture (AOR = 0,25, $p < 10^{-3}$; et AOR = 0,34 ; $p < 10^{-3}$, respectivement). Nous n'avons pas détecté de différences statistiques temporelles au sein de chacune des deux zones pour les deux espèces avant et après 2015 (tous les p > 0,05). Entre les zones, la probabilité qu'un individu adulte *A. niloticus* capturé soit non actif était plus faible dans la zone de Lampsar-Djeuss que dans la zone de Savoigne après 2015 (AOR = 0,36 ; p = 0,005).

DISCUSSION

Communauté de rongeurs dans un paysage hydro-agricole de bas-fonds du delta du fleuve Sénégal

Les résultats de cette étude décennale ont montré que sur les sols argileux caractéristiques des cultures irriguées dans les bas-fonds du delta du fleuve Sénégal, quatre taxons de rongeurs ont été trouvés : *A. niloticus*, *M. huberti*, *Taterillus* sp. et, très occasionnellement, *X. erythropus* (voir aussi Duplantier 1990, Bâ 2002, Duplantier & Sène 2000, Catalano et al. 2018, 2019). *Arvicanthis niloticus* et *M. huberti* sont les deux principales espèces capturées dans le contexte hydro-agricole du delta inférieur du fleuve Sénégal. Les deux autres espèces sont beaucoup moins représentées. *Taterillus* sp., appartenant à la sous-famille des Gerbillinae, est plus fréquemment trouvé dans ou à proximité des zones sableuses. Ainsi, dans notre étude, il

a été plus fréquemment capturé dans des parcelles non cultivées et des champs de maraichage aux sols sablo-argileux (et encore plus dans la zone sableuse voisine de « Diery »), dont certains à côté de parcelles de riz. L'écureuil terrestre *X. erythropus*, dont l'activité est diurne, bien que régulièrement observé au Nord du Sénégal, a été très rarement capturé ici car les pièges utilisés ici n'étaient pas adaptés à sa capture. En effet, cette espèce a été peu représentée dans les études précédentes dans cette région (Poulet 1982, Duplantier & Sene 2000, Granjon & Duplantier 2009). Ces résultats sont cohérents avec ceux de Poulet (1980) qui a montré à Savoigne qu'*A. niloticus* et *M. huberti* étaient les seules espèces présentes à des densités élevées dans les champs irrigués lors de la pullulation de rongeurs de 1975-1976. Ces deux espèces, appartenant à la sous-famille des Murinae sont particulièrement bien adaptées à cet écosystème où elles constituent dans la présente étude plus de 90% des individus capturés. Nos résultats montrent une tendance significative à l'agrégation entre *A. niloticus* et *M. huberti*, ce qui confirme qu'ils partagent des habitats similaires dans les écosystèmes de bas-fonds. Principalement herbivore, *A. niloticus* est le plus ubiquiste des rongeurs sahélo-soudaniens en Afrique de l'Ouest (Granjon & Duplantier 2009). Cette espèce fréquente les zones humides, notamment les rizières et les cultures irriguées où elle peut trouver à la fois nourriture et abri (Poulet 1980), mais aussi les établissements humains et les zones sèches, les parcelles de maraîchage ou les mares temporaires (Granjon & Duplantier 2009, Dobigny et al. 2013). *Mastomys huberti* est une espèce sahélienne, limitée à l'Afrique de l'Ouest (Mouline et al.2008) où elle est étroitement liée aux habitats humides tels que les marais et les terres agricoles inondables (Duplantier & Granjon 1988, Granjon et al. 2005). Son régime alimentaire est principalement composé de graines, de céréales et de tubercules (Granjon & Duplantier 2009). Ainsi, dans les agroécosystèmes de bas-fonds, le « couple de ravageurs » *A. niloticus* - *M. huberti* semble être particulièrement préoccupant pour la riziculture car, en phase de fortes densités de population, *A. niloticus* peut commencer à endommager les cultures dès la croissance végétative, tandis que les dégâts causés par *M. huberti* peuvent être plus graves pendant l'épiaison et la récolte. *Mastomys huberti a* été trouvé localement plus abondant qu'*A. niloticus* dans le delta du Sénégal dans des études antérieures réalisées avec un piégeage uniquement nocturne (Duplantier, 1990, Poulet 1982) alors que nous avons fréquemment observé le contraire au cours de cette étude : notre protocole de piégeage réalisé de nuit et de jour apporte des résultats probablement plus proches de la réalité car *A. niloticus* a une activité diurne importante. Cependant, ce résultat doit être confirmé en tenant compte de la probabilité de détection des différentes espèces (MacKenzie et al. 2006).

Une précédente étude bimensuelle de trois ans sur les rongeurs en tant que réservoirs potentiels de la schistosomiase intestinale a établi qu'*A. niloticus* (60% des captures) et *M. huberti* (37%) étaient les principales espèces dans les aménagements hydro-agricoles du haut delta du fleuve Sénégal à Richard-Toll, à environ 80 km au nord-est de nos sites d'étude (Duplantier & Sene 2000). Ces deux mêmes espèces étaient également les principales espèces

de rongeurs identifiées dans les rizières du delta intérieur du fleuve Niger au Mali (Granjon et al. 2005). La biodiversité des rongeurs dans les bas-fonds de la vallée du fleuve Sénégal est faible (Poulet 1982, Duplantier 1990, Bâ 2002), un schéma qui pourrait être typique des communautés de rongeurs dans les agroécosystèmes ouverts d'Afrique sub-saharienne. En effet, la combinaison d'un petit nombre de taxons dominants, dont une espèce de *Mastomys* et une autre d'*Arvicanthis*, toutes deux associées aux dommages aux cultures, a été observée dans d'autres agroécosystèmes d'Afrique tropicale (par exemple Makundi et al. 1991, Granjon et al. 2005, Leirs et al. 2010, Rabiu 2017, Welegerima et al. 2020). Nous notons que d'autres combinaisons d'un faible nombre d'espèces de rongeurs dominantes, comprenant généralement des espèces de *Mastomys*, peuvent également se rencontrer (par exemple Massawe et al 2011, Mulungu et al. 2013, 2015, Mayamba et al. 2020). Cependant, nous suggérons que la dominance numérique des espèces diurnes d'*Arvicanthis* dans les communautés de rongeurs peut d'une certaine manière avoir été sous-estimée car elle a souvent été basée uniquement sur des piégeages nocturnes et sur l'utilisation de pièges Sherman LFA qui peuvent être peu efficaces pour détecter ce taxon. Pour corriger ce biais potentiel, nous préconisons que les futures études des communautés de rongeurs prennent en compte la probabilité de détection des différentes espèces, en fonction de l'hétérogénéité du protocole d'échantillonnage, en utilisant la modélisation de l'occupation (MacKenzie et al. 2006).

La dynamique de la population dépend principalement des précipitations, de l'usage des terres et des aménagements hydro-agricoles.

La dynamique des populations, la structure d'âge et les paramètres de reproduction des adultes ont été évalués chez *A. niloticus* et *M. huberti*, les principales espèces des terres de bas-fonds du delta du fleuve Sénégal. Notre étude montre que les abondances des deux espèces de rongeurs pendant la saison sèche chaude étaient significativement corrélées avec le cumul des précipitations de l'année précédente et avec le couvert végétal. Leurs abondances étaient également plus élevées dans les parcelles cultivées que dans les parcelles non cultivées. Comme prévu, sur la base des exigences écologiques de *M. huberti*, la présence d'eau libre a une influence significative sur son abondance, même en contrôlant pour l'effet de la variation des précipitations. Plus particulièrement, dans une zone affectée par les infrastructures hydro-agricoles développées dans le cadre du programme Millennium Challenge Account - Sénégal (MCA - Sénégal), l'abondance du rat roussard *A. niloticus* a significativement augmenté suite à ces aménagements hydro-agricoles. Plusieurs études ont montré un lien entre la reproduction des rongeurs et la pluviométrie en Afrique sub-Saharienne (Taylor & Green 1976, Neal 1981, Poulet 1982, Leirs et al. 1989, Leirs et al. 1996, Sicard & Fuminier 1996, Stenseth et al. 2003, Massawe et al. 2011, Mayamba et al. 2021). En zone sahélienne, la reproduction des rongeurs en milieu extérieur est saisonnière et

étroitement liée au cycle des pluies. Celle-ci n'agit pas directement sur la physiologie de la reproduction (voir Sicard & Fuminier 1996), mais elle conditionne l'importance de la production de biomasse végétale et donc des ressources alimentaires (Hubert 1982, Duplantier 1998, Granjon & Duplantier 2009). Dans ce contexte, la période de février/mars à juin/juillet, correspondant à la fin de la saison sèche, est généralement une période de repos reproductif chez les rongeurs sahéliens, dont l'abondance des populations est intimement dépendante du niveau de population qu'ils ont atteint plus tôt dans l'année. Ce dernier est étroitement lié à l'intensité et à la répartition des précipitations de l'année précédente : lorsque les pluies de mi-juillet à septembre/octobre sont abondantes et régulièrement réparties, les animaux survivent mieux, grandissent plus vite et se reproduisent mieux et plus longtemps grâce à des ressources alimentaires abondantes.

Des précipitations bien réparties dans le temps et dans l'espace pourraient également réduire les mouvements de transhumance du bétail, qui pâturent dans et autour des rizières avant et après la culture. L'abondance de la végétation dans les zones agro-sylvo-pastorales sableuses des hautes terres (« Diery ») à proximité des zones cultivées argileuses de bas-fonds (« Walo ») amènerait également le bétail à rester plus longtemps dans les pâturages sableux, ce qui conduirait ainsi à une réduction de la compétition entre les rongeurs et le bétail en termes de ressources alimentaires dans les périmètres irrigués de bas-fonds. Nous nous attendons donc à un effet statistique d'interaction entre la pluviométrie et l'intensité du pâturage du bétail sur l'abondance des rongeurs. Il est cependant difficile d'aller plus loin dans cette hypothèse en raison du manque d'informations sur le nombre de têtes de bétail par troupeau ou sur leurs déplacements quotidiens dans nos localités d'échantillonnage, ce qui empêche toute estimation précise de la pression d'herbivorie exercée par ces troupeaux dans et autour des rizières (voir par exemple Vial et al. (2011) et Young et al. (2017) pour des études en Afrique subsaharienne).

Quant aux aménagements hydro-agricoles, ils ont très probablement entraîné une augmentation des surfaces cultivées (donc des ressources pour les rongeurs), une disponibilité permanente de l'eau et un couvert végétal plus élevé. Duplantier (1998) a déjà montré que le développement continu de l'agriculture irriguée le long du fleuve Sénégal a provoqué une extension significative de la distribution de *M. huberti* vers l'est. Plus généralement, Delattre et al. (1998) ont suggéré que la création ou l'extension d'habitats favorables à une espèce sont des modifications environnementales qui provoquent des pullulations. Dans les terres agricoles, le niveau de densité des rongeurs est plus élevé que dans les zones non cultivées, probablement parce que la nourriture est disponible la majeure partie de l'année, et cette densité de rongeurs diminue rapidement lorsque la nourriture n'est plus disponible (Poulet 1980). Dans les cultures, la saison de reproduction peut être prolongée en raison d'une plus grande disponibilité des ressources alimentaires. Les réseaux d'irrigation, les digues, les amas de branches d'épineux entourant les parcelles, la végétation (cultivée et spontanée) fournissent un couvert végétal assez dense qui sert à la fois d'abri aux rongeurs et

de nourriture. Par exemple, Rabiu & Rose (2004) ont observé une plus grande ampleur des dégâts causés par les rongeurs au fur et à mesure que la culture du riz mûrit et que la valeur de ses grains et de son couvert végétal augmente. Dans les systèmes de riziculture irriguée en Tanzanie, la reproduction de *M. natalensis* a lieu tout au long de l'année lorsque la disponibilité de nourriture et d'eau n'est pas limitée, ce qui entraîne une augmentation des abondances des rongeurs pendant la saison sèche (Mulungu et al. 2013, 2016). Ainsi, la reproduction prolongée pendant la période sèche serait responsable des fortes abondances de rongeurs dans les cultures. Nos résultats sont en accord avec ceux précédemment publiés : avant 2015, les abondances de rongeurs étaient significativement plus élevées dans les parcelles anciennement réhabilitées que dans les parcelles non réhabilitées. Cependant, après la fin du projet d'irrigation et de gestion des ressources en eau en 2015, cette différence statistique n'existait plus. Ce résultat suggère que l'intensification agricole due au projet d'aménagement du MCA-Sénégal a joué un rôle d'amplification majeur sur les abondances de rongeurs. Ceci est plausible car la succession de cultures maraîchères pendant la contre-saison froide et sèche, puis de cultures de riz pendant la contre-saison chaude et sèche et pendant la saison des pluies entraîne une disponibilité des ressources tout au long de l'année. Il a été démontré en Tanzanie que *Mastomys natalensis* a des préférences alimentaires plus élevées pour la biomasse végétative des plantes et les graines (Mlyashimbi et al. 2018, Mulungu et al. 2014). La proportion de biomasse végétative disponible peut également être positivement corrélée à l'activité reproductive. En particulier, il a été signalé que des composés végétaux tels que la 6-méthoxy-2-benzoxazolinone (6-MBOA) déclenchent l'activité reproductive chez les rongeurs (Neal 1981, Leirs et al. 1994, Sicard et al. 1999, Rose et al. 2008, Mulungu et al. 2014, Dai et al. 2016, Mlyashimbi et al. 2018). *Arvicanthis niloticus* et *M. huberti* étant principalement herbivores et granivores, respectivement, la végétation spontanée et les cultures peuvent biosynthétiser du 6-MBOA avec un effet potentiel sur la reproduction des deux espèces comme cela a été rapporté pour *M. natalensis* sur lequel la plupart des études mentionnées ci-dessus se sont concentrées. Ceci participerait à corroborer l'hypothèse de communautés de rongeurs de la vallée du fleuve Sénégal devenant actives tout au long de l'année, conduisant à une augmentation chronique de l'abondance ou même à des pullulations, avec des conséquences potentielles critiques en termes de santé humaine et de dégâts aux cultures.

Structure d'âge et activité de reproduction des adultes

Nos résultats n'ont pas montré d'effet statistique du cumul des précipitations de l'année précédente sur la structure d'âge des deux espèces de rongeurs, contrairement à nos attentes initiales, bien que l'usage des terres se soit révélée être un facteur déterminant pour ce paramètre. La proportion d'individus juvéniles ou subadultes des deux espèces était significativement plus élevée dans les parcelles rizicoles que dans les champs de maraîchage

et les parcelles non cultivées. Chez *A. niloticus,* la proportion de rongeurs actifs sur le plan reproductif parmi les individus adultes était significativement plus faible dans les parcelles rizicoles que dans les parcelles maraîchères et non cultivées. En revanche, nous n'avons pas détecté d'effet statistique de l'usage des terres sur l'état reproductif des adultes de *M. huberti*. Le pattern d'état reproductif des adultes observé chez *A. niloticus* pourrait s'expliquer par le fait que les parcelles du delta forment une mosaïque complexe, ce qui signifie que les champs cultivés (riz, maraîchage) et les parcelles non cultivées sont relativement proches les uns des autres, ce qui pourrait donc favoriser la dispersion des rongeurs entre parcelles et habitats. Ceci conforte l'hypothèse selon laquelle les rongeurs s'abritent dans les digues entourant les rizières mais aussi dans les parcelles non cultivées et les jardins maraîchers situés à proximité immédiate, qui servent de refuges et de lieux de reproduction. Dans le même temps, les rizières seraient principalement des lieux d'alimentation. Mulungu et al. (2015) ont rapporté que les rongeurs ont une distribution agrégée dans les rizières. *Arvicanthis niloticus* étant diurne, grégaire et vivant en colonies (Granjon & Duplantier 2009), nous pensons que ce comportement et une distribution agrégée dans les rizières rendraient cette espèce apparemment plus abondante mais surtout plus facile à détecter et à capturer que *M. huberti*. Avec une distance de déplacement proposée allant jusqu'à quelques dizaines de mètres (et probablement moins de quelques centaines de mètres) dans les champs irrigués (Poulet 1982, Granjon & Duplantier 2009), *A. niloticus* pourrait donc se déplacer entre les rizières pour s'alimenter, et les parcelles non cultivées et les champs de maraîchage voisins (dont certains sont des parcelles permanentes) pour s'abriter et se reproduire. Cela expliquerait le schéma d'une plus grande proportion d'individus adultes actifs sur le plan reproductif dans les habitats non cultivés et les champs de maraichage où ils pourraient passer la plupart de leur temps. Cependant, les données sur les mouvements individuels et la dispersion d'*A. niloticus* dans les paysages anthropisés du Nord Sénégal font cruellement défaut et le test de cette hypothèse est donc un domaine de recherche future.

L'activité de reproduction des adultes d'*A. niloticus* et de *M. huberti* semblent différents en ce qui concerne le programme d'aménagement en termes d'irrigation et de gestion des ressources en eau du MCA-Sénégal. En effet, avant la réhabilitation des infrastructures, la probabilité de capturer un adulte reproducteur actif de *M. huberti* par rapport à un adulte non actif pendant la saison sèche chaude était significativement plus élevée dans les parcelles non réhabilitées que dans les parcelles réhabilitées, alors qu'il n'y avait pas de différence significative pour *A. niloticus*. Cependant, après 2015 et la réhabilitation, la différence observée précédemment pour *M. huberti* a été annulée et la probabilité de capturer un *A. niloticus* adulte actif sur le plan reproductif par rapport à un individu adulte non actif a augmenté. Les réhabilitations fournissent plus de zones à cultiver et réduisent en même temps les zones non cultivées telles que les jachères, les friches, etc. Il a été proposé ci-dessus que les rongeurs se reproduisent de préférence dans les habitats non cultivés et les champs de maraîchage. Ainsi, la réduction des friches et des jachères due aux aménagements

contribuerait à la réduction de la probabilité de capturer des individus adultes actifs de *M. huberti* dans les zones nouvellement aménagées. Cette observation encourage davantage, en termes de stratégie de gestion des rongeurs, l'évitement ou la réduction des jachères à proximité des champs cultivés, qui peuvent constituer un point de départ pour l'infestation des cultures rizicoles. Quant à *A. niloticus*, l'augmentation des ressources, l'intensification de l'agriculture ou une combinaison de facteurs sous-jacents expliqueraient ce changement de schéma. Des études complémentaires sont nécessaires à cet égard afin de disposer de tous les éléments permettant de mettre en place des stratégies adaptées pour une meilleure gestion de ces deux espèces de ravageurs des cultures.

CONCLUSION

Notre étude a montré que les changements environnementaux liés à l'usage des terres et aux programmes d'aménagement hydroagricole dans le delta du fleuve Sénégal ont un impact sur la dynamique des populations de rongeurs ravageurs des cultures. De plus en plus de périodes de fortes densités de rongeurs risquent donc de se produire alors que les surfaces cultivées, la production de riz et la disponibilité en eau augmentent. Nous avons également constaté que l'abondance des rongeurs était liée aux précipitations des années précédentes et à l'usage des terres, mais aussi au couvert végétal. Les facteurs testés ont également montré que la structure d'âge, pour *A. niloticus* et *M. huberti*, et l'activité de reproduction, pour *A. niloticus*, étaient également modifiés. Les zones non cultivées et les cultures maraîchères ont été identifiés comme des refuges potentiels pour les adultes et des habitats probables de reproduction prolongée pendant la saison sèche, faisant de ces habitats des points de départ potentiels pour de nouvelles infestations dans les parcelles de riz qui sont plus perturbées par les activités humaines, notamment le labour et la mise en eau des parcelles. Nos résultats suggèrent que les risques de pullulations récurrentes de rongeurs et les éventuelles émergences de zoonoses associées sont d'une importance capitale dans le delta du fleuve Sénégal. Ainsi, nous recommandons d'urgence la mise en place d'une surveillance régulière des rongeurs ainsi que des stratégies de contrôle efficaces et durables au niveau national et communautaire afin de maintenir les populations de ravageurs dans des limites tolérables.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier les membres de l'Observatoire ouest-africain des petits Mammifères Indicateurs des Changements Environnementaux (ObsMiCE, https://vimeo.com/280952095), des laboratoires Biologie des Populations Animales Sahelo-Soudaniennes (BIOPASS) et CBGP, y compris l'équipe de la « Collection Petits Mammifères » (https://doi.org/10.15454/WWNUPO), pour leur collaboration durant la collecte des données. Le programme qui a conduit à cette publication a reçu un financement de l'Institut de

Recherche pour le Développement (IRD), et de l'Initiative d'Excellence d'Aix-Marseille Université - A*MIDEX, un programme français d'Investissements d'Avenir, à travers le LabEx OT-Med (projet « Rice, Rodents & Parasites - R2P ») et l'OSU Institut Pythéas. Cheikh Tidiane Niang a bénéficié d'une bourse de doctorat de l'IRD. Nous remercions Jean-Marc Duplantier et Laurent Granjon (IRD-CBGP) pour leur soutien et leurs commentaires sur le manuscrit, deux referees pour leurs commentaires critiques et constructifs sur le manuscrit, et Raymond Seck Ndour (BIOPASS IRD-UCAD) pour les données de caryotypage de *Taterillus*. Nous remercions également le laboratoire CBGP pour l'accès aux plateformes de biologie moléculaire de Dakar et de Montferrier-sur-Lez, et le LPED pour l'accueil lors de nos séjours à Marseille. *Contribution des auteurs* -- Conception de l'étude : C. Noûs, K. Bâ, A. Dalecky ; échantillonnage : C. T. Niang, M. Kane, Y. Niang, C. Tatard, E. Artige, J.-F. Mauffrey, K. Bâ, A. Dalecky ; traitement et analyse des données : C. T. Niang, N. Sarr, E. Artige, L. March, C. Diagne, V. Moron, A. Dalecky ; biologie moléculaire : C. T. Niang, C. Tatard ; rédaction de l'article : C. T. Niang, I. Laffont-Schwob, A. B. Bal, A. Dalecky ; tous les auteurs ont lu, révisé et approuvé le manuscrit final. Nous sommes particulièrement redevables à tous les agriculteurs qui nous ont accueillis dans leurs champs pour piéger les « *janax* » et « *doombi* » au Sénégal. *Conflits d'intérêts :* les auteurs ne déclarent aucun conflit d'intérêts.

Déclaration de disponibilité des données

Les données qui soutiennent les résultats de cette étude sont disponibles dans le dépôt FigShare sous le nom “Niang et al. 2022 J. Vertebr. Biol. 2022, 71: 22015_Datasets_Tables S1 & S2”: DOI: 10.6084/m9.figshare.19747666.

RÉFÉRENCES

Bâ K. 2002: Systématique, écologie et dynamique de populations de petits rongeurs potentiellement réservoirs ou hôtes de virus au Sénégal. *Mémoire, Ecole Pratique des Hautes Etudes, Montpellier, France, 132 pp.*

Bernard J. 1976: Les dégâts des rongeurs dans le bassin du fleuve Sénégal et dans d’autres régions du Sénégal. *OMVS/PNUD/FAO report, Rome, 26 pp.*

Bodian A., Diop L., Panthou G., Dacosta H., Deme A., Dezetter A., Ndiaye P.-M., Diouf I. & Vischel T. 2020: Recent Trend in Hydroclimatic Conditions in the Senegal River Basin. *Water 12 (2): 436.* https://doi.org/10.3390/w12020436.

Bori A. & Dalecky A. 2021: Rapport d’évaluation de l’impact et des besoins en situation d’urgence à la suite de l’infestation des rongeurs au Sénégal et en Mauritanie. *Technical report. Food and Agriculture Organization of the United Nations, 95 pp.* http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.13813.70887.

Brouat C., Kane M., Diouf M., Bâ K., Sall-Dramé R. & Duplantier J.-M. 2007: Host Ecology and Variation in Helminth Community Structure in *Mastomys* Rodents from Senegal. *Parasitology 134 (03): 437.* https://doi.org/10.1017/S003118200600151X.

Bryja J., Colangelo P., Lavrenchenko L.A., Meheretu Y., Šumbera R., Bryjová A., Verheyen E., Leirs H. & Castiglia R. 2019: Diversity and Evolution of African Grass Rats (Muridae: *Arvicanthis*)—From Radiation in East Africa to Repeated Colonization of Northwestern and Southeastern Savannas. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research 57 (4): 970-88.* https://doi.org/10.1111/jzs.12290.

Catalano S., Bâ K., Diouf N.D., Léger E., Verocai G.G. & Webster J.P. 2019: Rodents of Senegal and their role as intermediate hosts of *Hydatigera* spp. (Cestoda: Taeniidae). *Parasitology 146 (3): 299-304.*

Catalano S., Sène M., Diouf N.D., Fall C. B., Borlase A., Léger E., Bâ K. & Webster J.P. 2018: Rodents as natural hosts of zoonotic *Schistosoma* species and hybrids: an epidemiological and evolutionary perspective from West Africa. *The Journal of infectious diseases 218 (3): 429-33.*

Colwell R.K. 2013: EstimateS 9.1. 0. Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version, 9.1. Storrs, *USA: University of Connecticut*.

Colwell R.K., Chao A., Gotelli N.J., Lin S.-Y., Mao C.X., Chazdon R.L. & Longino J.T. 2012: Models and Estimators Linking Individual-Based and Sample-Based Rarefaction, Extrapolation and Comparison of Assemblages. *Journal of Plant Ecology 5 (1): 3-21.* https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044.

Dai X., Jiang L.Y., Han M., Ye M.H., Wang A.Q., Wei W.H. & Yang S.M. 2016: Reproductive Responses of Male Brandt's Voles (*Lasiopodomys brandtii*) to 6-Methoxybenzoxazolinone (6-MBOA) under Short Photoperiod. *The Science of Nature 103 (3): 29.* https://doi.org/10.1007/s00114-016-1347-2.

Daubenmire R.F. 1959: Canopy coverage method of vegetation analysis. *Northwest Sci 33: 39-64.*

Delattre P., Duplantier J.-M., Fichet-Calvet E. & Giraudoux P. 1998: Pullulation de rongeurs, agriculture et santé publique. *Cahiers Agricultures 7 (4): 285-98.*

Diagne C., Ribas A., Charbonnel N., Dalecky A., Tatard C., Gauthier P., Haukisalmi V., Fossati-Gaschignard O., Bâ K., Kane M., Niang Y., Diallo M., Sow A., Piry S., Sembène M. & Brouat C. 2016: Parasites and invasions: changes in gastrointestinal helminth assemblages in invasive and native rodents in Senegal. *International journal for parasitology 46 (13-14): 857-69.*

Diagne C., Galan M., Tamisier L., d'Ambrosio J., Dalecky A., Bâ K., Kane M., Niang Y., Diallo M., Sow A., Gauthier P., Tatard C., Loiseau A., Piry S., Sembène M., Cosson J.-F., Charbonnel

N. & Brouat C. 2017: Ecological and sanitary impacts of bacterial communities associated to biological invasions in African commensal rodent communities. *Scientific Report 7, 14995.* https://doi.org/10.1038/s41598-017-14880-1

Diagne, M. M. 2012: Possibilités d'hybridation / introgression entre deux espèces jumelles du genre *Mastomys* (Rodentia, Muridae). *Master Report, UCAD, Sénégal.* 46 pp.Diop L., Bodian A. & Diallo D. 2016: Spatiotemporal Trend Analysis of the Mean Annual Rainfall in Senegal. *European Scientific Journal, ESJ 12 (12): 231.* https://doi.org/10.19044/esj.2016.v12n12p231.

Dobigny G., Tatard C., Gauthier P., Bâ K., Duplantier J.-M., Granjon L. & Kergoat G.J. 2013: Mitochondrial and Nuclear Genes-Based Phylogeography of *Arvicanthis niloticus* (Murinae) and sub-Saharan Open Habitats Pleistocene History. *PLoS ONE 8 (11): e77815.*

Duplantier J.-M. 1987: Rapport sur la mission au Sénégal effectuée du 30 mai au 6 juin 1987. *Report,* Orstom, Montpellier*, 5 pp.*

Duplantier J.-M. 1990: Les rongeurs de la vallée du fleuve Sénégal: état des connaissances en matière de santé et d'agriculture. *Report, Orstom, Dakar ES/DK n°28/90, 19 pp.*

Duplantier J.-M. 1997: Evolution de la diversité et de l'abondance des rongeurs dans les cultures de la vallée du Sénégal, depuis la mise en service de barrages. *ANPP- 4ème conférence internationale sur les ravageurs en agriculture, Montpellier., vol III, pages 937-944.*

Duplantier J.-M. 1998: Les petits rongeurs indicateurs des modifications du climat, des milieux et des pratiques agricoles dans la vallée du fleuve Sénégal, In Hervé J.P., Brengues J. (eds) : *Aménagements hydro-agricoles et santé, Paris, Éditions de l'Orstom: 53-65.*

Duplantier J.-M. & Granjon L. 1988: Occupation et utilisation de l'espace par des populations du genre *Mastomys* au Sénégal: étude à trois niveaux de perception. *Sci. Tech. Anim. Lab 13: 129-33.*

Duplantier J.-M., Britton-Davidian J. & Granjon L. 1990: Chromosomal characterization of three species of the genus *Mastomys* in Senegal. *Zeitschrift für Zoologische Systematik und Evolutionsforschung 28: 289-298.*

Duplantier J.-M. & Sène M. 2000: Rodents as Reservoir Hosts in the Transmission of *Schistosoma mansoni* in Richard-Toll, Senegal, West Africa. *Journal of Helminthology 74 (2): 129-35.* https://doi.org/10.1017/S0022149X00000172.

Evans E.P., Breckon G. & Ford C.E. 1964: An Air-Drying Method for Meiotic Preparations from Mammalian Testes. *Cytogenetic and Genome Research 3 (5): 289-94.* https://doi.org/10.1159/000129818.

FAO. 2021: Mauritanie et Sénégal | Évaluation des besoins en situation d'urgence à la suite de l'infestation de rongeurs (juillet 2021). *Report, FAO, CB5716FR/1/07.21, 4 pp.* http://www.fao.org/3/cb5716fr/cb5716fr.pdf.

Funk C., Peterson P., Landsfeld M., Pedreros D., Verdin J., Shukla S., Husak G., Rowland J., Harrison L. & Hoell A. 2015: The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. *Scientific data 2 (1): 1-21.*

Garambois N., El Ouaamari S., Fert M., Radzik L. & Labetouille T. 2019: Sécheresse, grande hydraulique et modèles de développement: delta du fleuve Senégal. *Systèmes agraires et changement climatique au Sud: Les chemins de l'adaptation, Quæ, Versailles, France. http://books.openedition.org/quae/21197*

Gotelli N.J. 2000: Null Model Analysis of Species Co-Occurrence Patterns. *Ecology 81 (9): 2606-21.* https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2606:NMAOSC]2.0.CO;2.

Gotelli N.J. & Chao A. 2013: Measuring and Estimating Species Richness, Species Diversity, and Biotic Similarity from Sampling Data. *In Encyclopedia of Biodiversity, 195-211.* Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00424-X.

Gotelli N.J. & Colwell R.K. 2001: Quantifying Biodiversity: Procedures and Pitfalls in the Measurement and Comparison of Species Richness. *Ecology Letters 4 (4): 379-91.* https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x.

Gotelli N.J. 2011: Estimating Species Richness. In *Frontiers in Measuring Biodiversity. Oxford University Press, New York, 39-54.*

Gotelli N.J. & Ulrich W. 2010: The Empirical Bayes Approach as a Tool to Identify Non-Random Species Associations. *Oecologia 162 (2): 463-77.* https://doi.org/10.1007/s00442-009-1474-y.

Granjon L., Cosson J.-F., Quesseveur E. & Sicard B. 2005: Population Dynamics of the Multimammate Rat *Mastomys huberti* in an Annually Flooded Agricultural Region of Central Mali. *Journal of Mammalogy 86 (5): 997-1008.* https://doi.org/10.1644/1545-1542(2005)86[997:PDOTMR]2.0.CO;2.

Granjon L. & Duplantier J.-M. 2009: Les rongeurs de l'Afrique sahélo-soudanienne, *IRD Editions/Publications scientifiques du Muséum, Marseille, France: 215 pp.* https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/ed-09-10/010048662.pdf

Han B.A., Schmidt J.P., Bowden S.E. & Drake J.M. 2015: Rodent Reservoirs of Future Zoonotic Diseases. *Proceedings of the National Academy of Sciences 112 (22): 7039-44.* https://doi.org/10.1073/pnas.1501598112.

Hill M.O. 1973: Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology 54 (2): 427-32.* https://doi.org/10.2307/1934352.

Hubert B. 1982: Dynamique des populations de deux espèces de rongeurs du Sénégal, *Mastomys erythroleucus* et *Taterillus gracilis* (Rodentia, Muridae et Gerbillidae) : I. Etude démographique. *Mammalia 46 (2): 137-66.* https://doi.org/10.1515/mamm.1982.46.2.137.

Hubert B. & Adam F. 1985: Outbreaks of *Mastomys erythroleucus* and *Taterillus gracilis* in the Sahelo-Sudanian zone in Senegal. *Acta Zoologica Fennica 173: 113-17.*

Jost L. 2006: Entropy and Diversity. *Oikos 113 (2): 363-75.* https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x.

Jost L. 2007: Partitioning Diversity into Independent Alpha and Beta Components. *Ecology 88 (10): 2427-39.* https://doi.org/10.1890/06-1736.1.

Lecompte E., Granjon L., Peterhans J.K. & Denys C. 2002: Cytochrome b-based phylogeny of the *Praomys* group (Rodentia, Murinae): a new African radiation? *Comptes Rendus Biologies, 325: 827-840.* https://doi.org/10.1016/S1631-0691(02)01488-9

Lecompte E., Brouat C., Duplantier J.-M., Galan M., Granjon L., Loiseau A., Mouline K. & Cosson J.-F. 2005: Molecular identification of four cryptic species of *Mastomys* (Rodentia, Murinae). *Biochemical Systematics and Ecology, 33: 681-689*. https://doi.org/10.1016/j.bse.2004.12.015

Lee M.R. & Elder F.F.B. 1980: Yeast Stimulation of Bone Marrow Mitosis for Cytogenetic Investigations. *Cytogenetic and Genome Research 26 (1): 36-40.* https://doi.org/10.1159/000131419.

Leirs H., Sluydts V. & Makundi R.H. 2010: Rodent outbreaks in sub-Saharan Africa. In , In: Singleton, G. R. (ed.), Rodent Outbreaks: Ecology And Impacts. *International Rice Research Institute, Los Banos, pp: 269-80.*

Leirs H., Stuyck J., Verhagen R. & Verheyen W. 1990: Seasonal Variation in Growth of *Mastomys natalensis* (Rodentia: Muridae) in Morogoro, Tanzania. *African Journal of Ecology 28 (4): 298-306.* https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.1990.tb01164.x.

Leirs H., Verhagen R. & Verheyen W. 1994: The Basis of Reproductive Seasonality in *Mastomys* Rats (Rodentia: Muridae) in Tanzania. *Journal of Tropical Ecology 10 (1): 55-66.*

Leirs H., Verhagen R., Verheyen W., Mwanjabe P. & Mbise T. 1996: Forecasting Rodent Outbreaks in Africa: An Ecological Basis for *Mastomys* Control in Tanzania. *The Journal of Applied Ecology 33 (5): 937.* https://doi.org/10.2307/2404675.

Leirs H., Verheyen W., Michiels M., Verhagen R. & Stuyck J. 1989: The Relation between Rainfall and the Breeding Season of *Mastomys natalensis* (Smith, 1834) in Morogoro, Tanzania. *Annales de La Société de Zoologie de Belgique 119: 59-64.*

MacKenzie D.I., Nichols J.D., Royle J.A., Pollock K.H., Bailey L.L. & Hines J.E. 2006: *Occupancy Estimation and Modeling. Inferring patterns and dynamics of species occurrence.* Academic Press, USA, 324 pp.

Makundi R.H., Mbise T J. & Kilonzo B.S. 1991: Observations on the role of rodents in crop losses in Tanzania and control strategies. *Beiträge zur tropischen Landwirtschaft und Vertirinärmedizin 29 (4): 465-74.*

Massawe A.W., Mulungu L.S., Makundi R.H., Dlamini N., Eiseb S.J., Kirsten F., Mahlaba T., Malebane P., Von Maltitz E. & Monadjem A. 2011: Spatial and temporal population dynamics of rodents in three geographically different regions in Africa: implication for ecologically-based rodent management. *African Zoology 46 (2): 393-405.*

Mayamba A., Byamungu R.M., Vanden Broecke B., Leirs H., Hieronimo P., Nakiyemba A., Isabirye M., Kifumba D., Kimaro D.N., Mdangi M.E. & Mulungu L.S. 2020: Factors influencing the distribution and abundance of small rodent pest species in agricultural landscapes in Eastern Uganda. *Journal of Vertebrate Biology 69(2): 20002.* https://doi.org/10.25225/jvb.20002

Mayamba A., Byamungu R.M., Leirs H., Moses I., Makundi R.H., Kimaro D.N., Massawe A.W., Kifumba D., Nakiyemba A., Mdangi M.E, Isabirye B.E. & Mulungu L.S. 2021: Population and Breeding Patterns of the Pest Rodent: *Mastomys natalensis* in a Maize Dominated Agroecosystem in Lake Victoria Crescent Zone, Eastern Uganda. *African Zoology 56 (1): 76-84.* https://doi.org/10.1080/15627020.2021.1879675.

MCC. 2019: Improving irrigation systems and land tenure security in Senegal. Rice production increased, but at the expense of farming other crops. *Evaluation Brief. Millenium Challenge Corporation, 4 pp.* https://assets.mcc.gov/content/uploads/evalbrief-20190022270-sen-iwrm-int.pdf.

Mendoza H., Rubio A.V., García-Peña G.E., Suzán G. & Simonetti J. A. 2019: Does Land-Use Change Increase the Abundance of Zoonotic Reservoirs? Rodents Say Yes. *European Journal of Wildlife Research 66 (1): 6.* https://doi.org/10.1007/s10344-019-1344-9.

Mills J.N., Childs J.E., Ksiazek T.G., Peters C.J. & Velleca W.M. 1995: Methods for trapping and sampling small mammals for virologic testing, *U.S. Department of Health & Human Services, CDC, Atlanta, Georgia, USA, 54 pp.*

Mlyashimbi E.C.M., Mariën J., Kimaro D.N., Tarimo A.J.P., Isabirye M., Makundi R.H., Massawe A.W., Mdangi ME., Kifumba D., Nakiyemba A., Leirs H., Belmain S.R. & Mulungu L.S. 2018: Relationships between Seasonal Changes in Diet of Multimammate Rat (*Mastomys natalensis*) and Its Breeding Patterns in Semi-Arid Areas in Tanzania. F. Yildiz Ed. *Cogent Food & Agriculture 4 (1): 1507509.* https://doi.org/10.1080/23311932.2018.1507509.

Mouline K., Granjon L., Galan M., Tatard C., Abdoullaye D., Ag Atteyine S., Duplantier J.-M. & Cosson J.-F. 2008: Phylogeography of a Sahelian Rodent Species *Mastomys huberti*: A Plio-Pleistocene Story of Emergence and Colonization of Humid Habitats. *Molecular Ecology 17 (4): 1036-53.* https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03610.x.

Mulungu L.S., Ngowo V., Mdangi M., Katakweba A.S., Tesha P., Mrosso F.P., Mchomvu M., Sheyo P.M. & Kilonzo B.S. 2013: Population Dynamics and Breeding Patterns of Multimammate Mouse, *Mastomys natalensis* (Smith 1834), in Irrigated Rice Fields in Eastern Tanzania. *Pest Management Science 69 (3): 371-77.* https://doi.org/10.1002/ps.3346.

Mulungu L.S., Sixbert V., Ngowo V., Mdangi M., Katakweba A.S., Tesha P., Mrosso F.P., Mchomvu M., Kilonzo B.S. & Belmain S.R. 2015: Spatio-temporal patterns in the distribution of the multi-mammate mouse, *Mastomys natalensis*, in rice crop and fallow land habitats in Tanzania. *Mammalia 79 (2): 177-84.*

Mulungu, L.S., E.C.M. Mlyashimbi, V. Ngowo, M. Mdangi, A.S. Katakweba, P. Tesha, F.P. Mrosso, M. Mchomvu, B.S. Kilonzo & Belmain S.R. 2014: Food Preferences of the Multi-Mammate Mouse, *Mastomys natalensis*, in Irrigated Rice Habitats in Tanzania. *International Journal of Pest Management 60 (1): 1-8.* https://doi.org/10.1080/09670874.2013.871759.

Mulungu L.S., Lopa H. & Mdangi M. 2016: Comparative Study of Population Dynamics and Breeding Patterns of *Mastomys natalensis* in System Rice Intensification (SRI) and Conventional Rice Production in Irrigated Rice Ecosystems in Tanzania. *Rice Research: Open Access 4 (1): 2375-4338.* https://doi.org/10.4172/2375-4338.1000161.

Mulyana W., Setiono I., Kracker Selzer A., Zhang S., Dodman D. & Schensul D. 2013: Impact evaluation of Millennium Challenge Corporation's Irrigation and Water Resource Management Project in Senegal: Evaluation design report. *United Nations Population Fund, New York, NY, 54 pp.* https://impaqint.com/work/project-reports/impact-evaluation-millennium-challenge-corporations-irrigation-and-water

Mwanjabe P.S., Sirima F.B. & Lusingu J. 2002: Crop Losses Due to Outbreaks of *Mastomys natalensis* (Smith, 1834) Muridae, Rodentia, in the Lindi Region of Tanzania. *International Biodeterioration & Biodegradation 49 (2-3): 133-37.* https://doi.org/10.1016/S0964-8305(01)00113-5.

Ndour R.S. 2011: Essai de mise au point d'un test moléculaire diagnostique des espèces jumelles de rongeurs du genre *Taterillus. MSc. Thesis, UCAD, Sénégal. 45 pp.*

Neal B.R. 1981: Reproductive Biology of the Unstriped Grass Rat, *Arvicanthis*, in East Africa. *Z. Säugetierkunde 46: 174-89.*

Poulet A.R. 1980: The 1975-76 Rodent Outbreak in a Northern Senegal Irrigated Farmland. *Biotrop Special Publication 12: 123-38.*

Poulet A.R. 1982: Pullulation de rongeurs dans le Sahel : mécanismes et déterminisme du cycle d'abondance de *Taterillus pygargus* et d'*Arvicanthis niloticus* (Rongeurs, Gerbillidés et Muridés) dans le Sahel du Sénégal, de 1975 à 1977. *PhD. Thesis. Paris, Editions Orstom, 367 pp. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers08-01/01879.pdf*

Poulet A.R. 1985: The ecological basis of forecasting rodent outbreaks in a Sahelian agrosystem. *Acta Zoologica Fennica 173: 107-11.*

Poulet A.R. & Poupon H. 1978: L'invasion d'*Arvicanthis niloticus* dans le Sahel sénégalais en 1975-1976 et ses conséquences pour la strate ligneuse. *La Terre et la Vie 32: 161-93.*

Rabiu S. 2017: Relationship of Rice Crop Depredation to Rodent Density Estimates in Eastern Kano, Nigeria. *Journal of Dryland Agriculture 3 (1): 107-17.*

Rabiu S. & Rose R.K. 2004: Crop Damage and Yield Loss Caused by Two Species of Rodents in Irrigated Fields in Northern Nigeria. *International Journal of Pest Management 50 (4): 323-26.* https://doi.org/10.1080/09670870400000374.

Rose R.K., Everton R.K. & Glass G.E. 2008: Induction of Winter Breeding in Small Mammals by 6-MBOA. *Virginia Journal of Science 59 (3): 2.*

SEDAGRI. 1969: *Etude hydro-agricole du bassin du fleuve Sénégal. Carte pédologique et géomorphologique de la vallée et du delta du Sénégal au 1/50 000*. Organisation des États Riverains du Fleuve Sénégal (OERS), Programme des Nations Unies pour le Développement (UNDP), Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO), Eds. 252 pp. & 35 cartes. Paris.

Sicard B., Diarra W. & Cooper H.M. 1999: Ecophysiology and chronobiology applied to rodent pest management in semi-arid agricultural areas in Sub-Saharan West Africa. *Ecologically-based management of rodent pests. ACIAR Monograph No. 59, 409-440.*

Sicard B. & Fuminier F. 1996: Environmental cues and seasonal breeding patterns in Sahelian rodents. *Mammalia 60 (4): 667-75.* https://doi.org/10.1515/mamm.1996.60.4.667

Sikes R.S. & the Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists. 2016: 2016 Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research and education. *Journal of Mammalogy 97 (3): 663-88.*

Singleton G. 2003: Impacts of Rodents on Rice Production in Asia. *International Rice Research Institute (IRRI), 30 pp.* http://books.irri.org/971220183X_content.pdf

Stenseth N.C., Leirs H., Skonhoft A., Davis S.A., Pech R.P., Andreassen H.P., Singleton G.R., Lima M., Machang'u R.S., Makundi R.H., Zhang Z., Brown P.R., Shi D. & Wan X. 2003: Mice,

Rats, and People: The Bio-Economics of Agricultural Rodent Pests. *Frontiers in Ecology and the Environment 1 (7): 367-75.* https://doi.org/10.2307/3868189.

Stone L. & Roberts A. 1990: The Checkerboard Score and Species Distributions. *Oecologia 85 (1): 74-79.*

Taylor K.D. 1968: An Outbreak of Rats in Agricultural Areas of Kenya in 1962. *East African Agricultural and Forestry Journal 34 (1): 66-77.* https://doi.org/10.1080/00128325.1968.11662284.

Taylor K.D. & Green M.G. 1976: The Influence of Rainfall on Diet and Reproduction in Four African Rodent Species. *J. Zool., Lond 180 (3): 367-89.* https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1976.tb04683.x.

Ulrich W. 2008: Pairs—a FORTRAN program for studying pair-wise species associations in ecological matrices. *URL www. keib. umk. pl/pairs.*

Vial F., Macdonald D.W. & Haydon D.T. 2011: Response of endemic afroalpine rodents to the removal of livestock grazing pressure. *Current Zoology, 57: 741-750.* https://doi.org/10.1093/czoolo/57.6.741

Welegerima K., Meheretu Y., Haileselassie T.H., Gebre B., Kidane D., Massawe A.W, Mbije N.E. & Makundi R.H. 2020: Abundance and microhabitat use of rodent species in crop fields and bushland in Ethiopia. *Journal of Vertebrate Biology Vol. 69(2): 20054.* https://doi.org/10.25225/jvb.20054

Yoccoz N.G., Nichols J.D. & Boulinier T. 2001: Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends Ecol Evol, 16: 446-453.*

Young H.S., McCauley D.J., Dirzo R., Nunn C.L., Campana M.G., Agwanda B., Otarola-Castillo E. R., Castillo E.R., Pringle R.M., Veblen K.E., Salkeld D.J., Stewardson K., Fleischer R., Lambin E.F., Palmer T.M. & Helgen K.M. 2017: Interacting effects of land use and climate on rodent-borne pathogens in central Kenya. *Phil. Trans. R. Soc. B 372: 20160116.* http://doi.org/10.1098/rstb.2016.0116

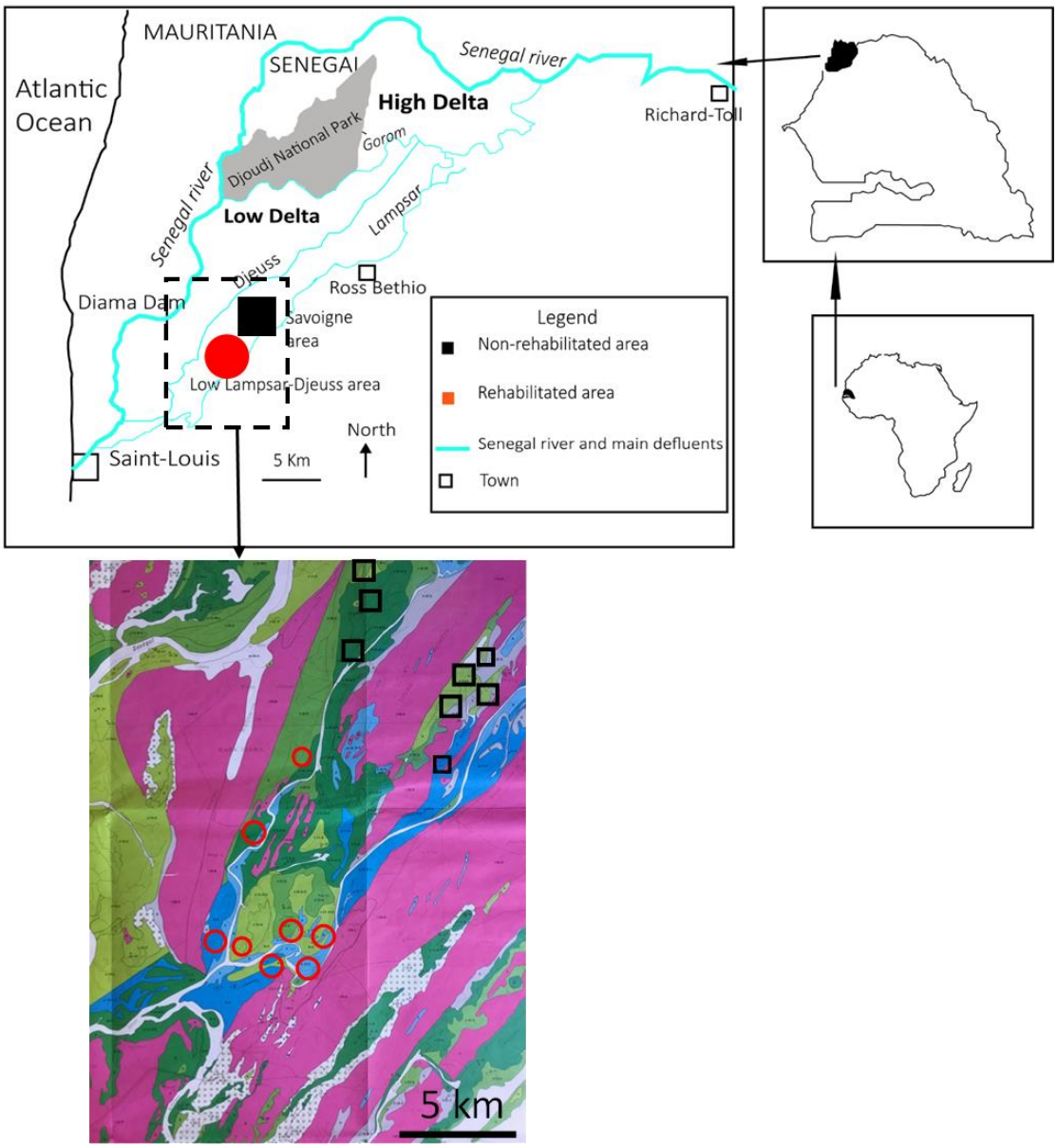

Figure 1. Carte montrant les différentes localités échantillonnées : la zone du bas Lampsar-Djeuss (carrés rouges) a été réhabilitée par le programme MCA-Sénégal en 2015 et est traitée comme un site expérimental pour étudier l'impact de ce projet d'irrigation et de gestion des ressources en eau ; la zone de Savoigne (carrés noirs), étant caractérisée par une infrastructure d'irrigation bien établie datant d'avant 2008, n'a pas été affectée par le programme MCA-Sénégal et est traitée comme un site témoin positif. La partie supérieure de la figure est adaptée de Garambois et al. (2019). La partie inférieure de la figure montre les différentes localités échantillonnées sur une carte des sols (SEDAGRI 1969), et illustre la mosaïque composée de (i) bas-fonds (« Walo ») dominés par des cuvettes de décantation sur un substrat formé d'alluvions fluvio-deltaïques, constitués de sols argileux halomorphes acidifiés (en vert clair à vert foncé) et de pseudogleys à gleys (en bleu clair à bleu foncé) ; et (ii) des parties surélevées vestiges de dunes fixées anciennes (« Diery ») constituées de sols sub-arides isohumiques sableux, bruns-rouges (en rose). Les différences dans la taille des symboles des localités d'échantillonnage illustrent les variations dans l'intensité de l'échantillonnage.

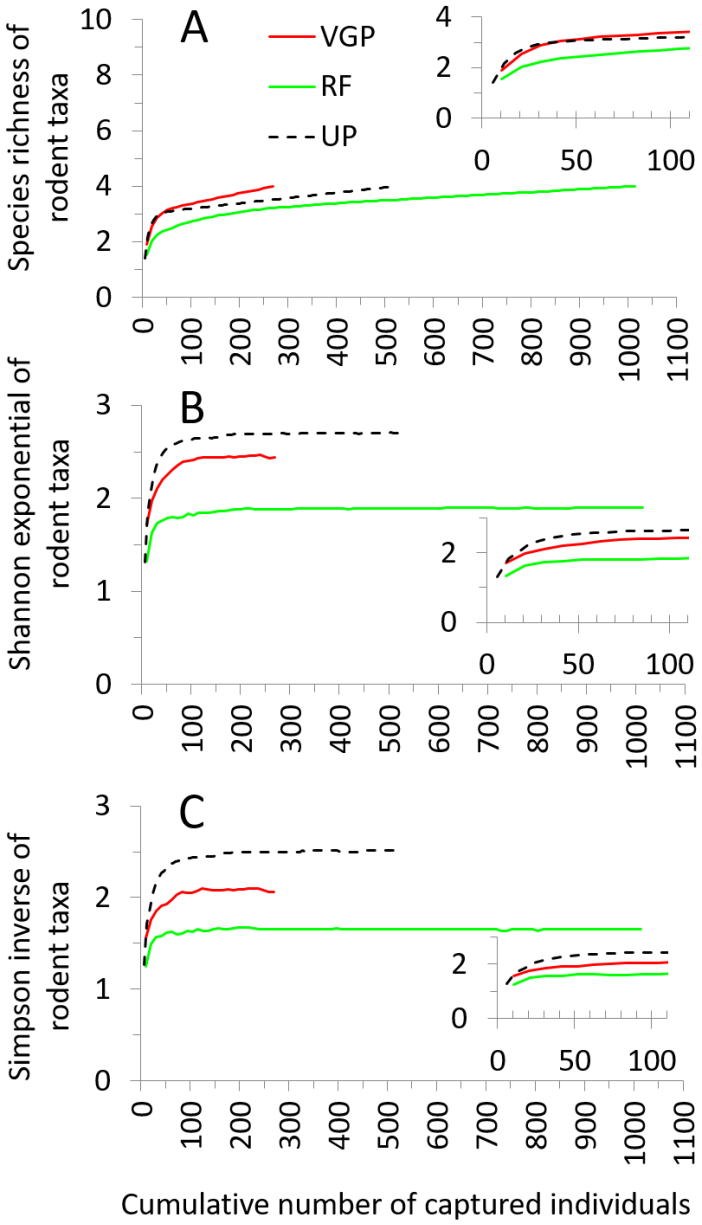

Figure 2. Courbes de raréfaction basées sur les échantillons, rééchelonnées par individus, représentant trois indicateurs de biodiversité pour la faune des rongeurs dans les agroécosystèmes de bas-fond du delta inférieur du fleuve Sénégal, 2008-2019 : A. Richesse en espèces ; B. Exponentielle de Shannon ; C. Inverse de Simpson ; c'est à dire exprimée en nombres de Hill d'ordres 0, 1, 2 qui quantifient la diversité en unités de nombres équivalents d'espèces également abondantes ; pour un nombre donné d'individus capturés sur l'ensemble des lignes de piégeage des trois types d'habitats : parcelles maraîchères (VGP), rizières (RF) et parcelles non cultivées (UP). Les petites figures en médaillon donnent un aperçu de la relation jusqu'à des sous-échantillons raréfiés d'une centaine d'individus, comme indiqué dans le texte.

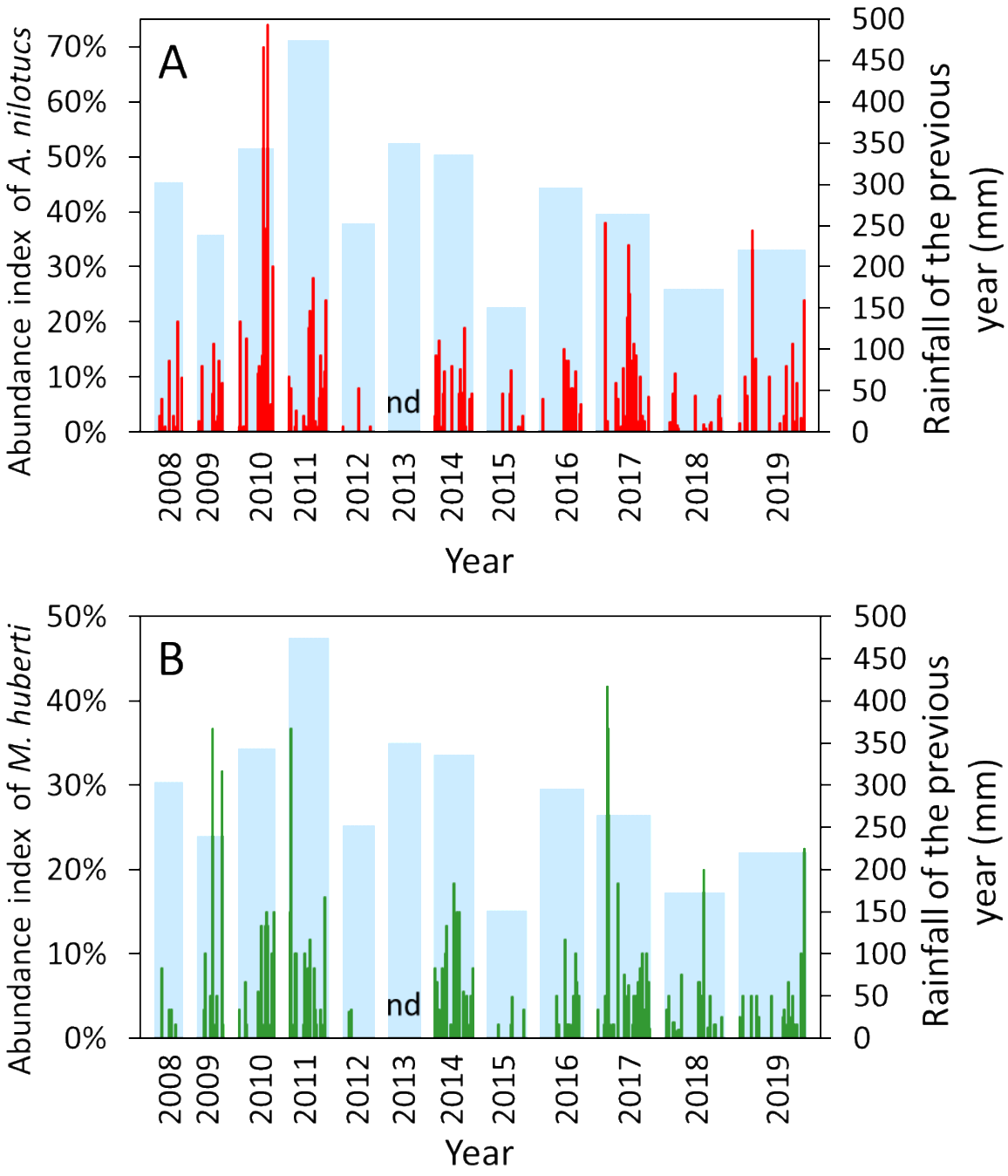

Figure 3. Indices d'abondance des rongeurs *A. niloticus* (A) et *M. huberti* (B) pendant la saison chaude-sèche et précipitations totales de l'année précédente (en bleu) dans les agroécosystèmes de bas-fonds du delta inférieur du fleuve Sénégal, 2008-2019.
L'abondance a été illustrée par des barres verticales pour chaque ligne de piège (n = 324) et exprimée sous forme d'indices de succès des pièges : nombre de captures / (nombre de jours.pièges + nombre de nuits.pièges) pour *A. niloticus* et nombre de captures / (nombre de nuits.pièges) pour *M. huberti*. « nd » indique l'absence de données de piégeage en 2013. La largeur pour chaque année varie en fonction du nombre d'échantillons (c'est-à-dire de lignes de pièges).

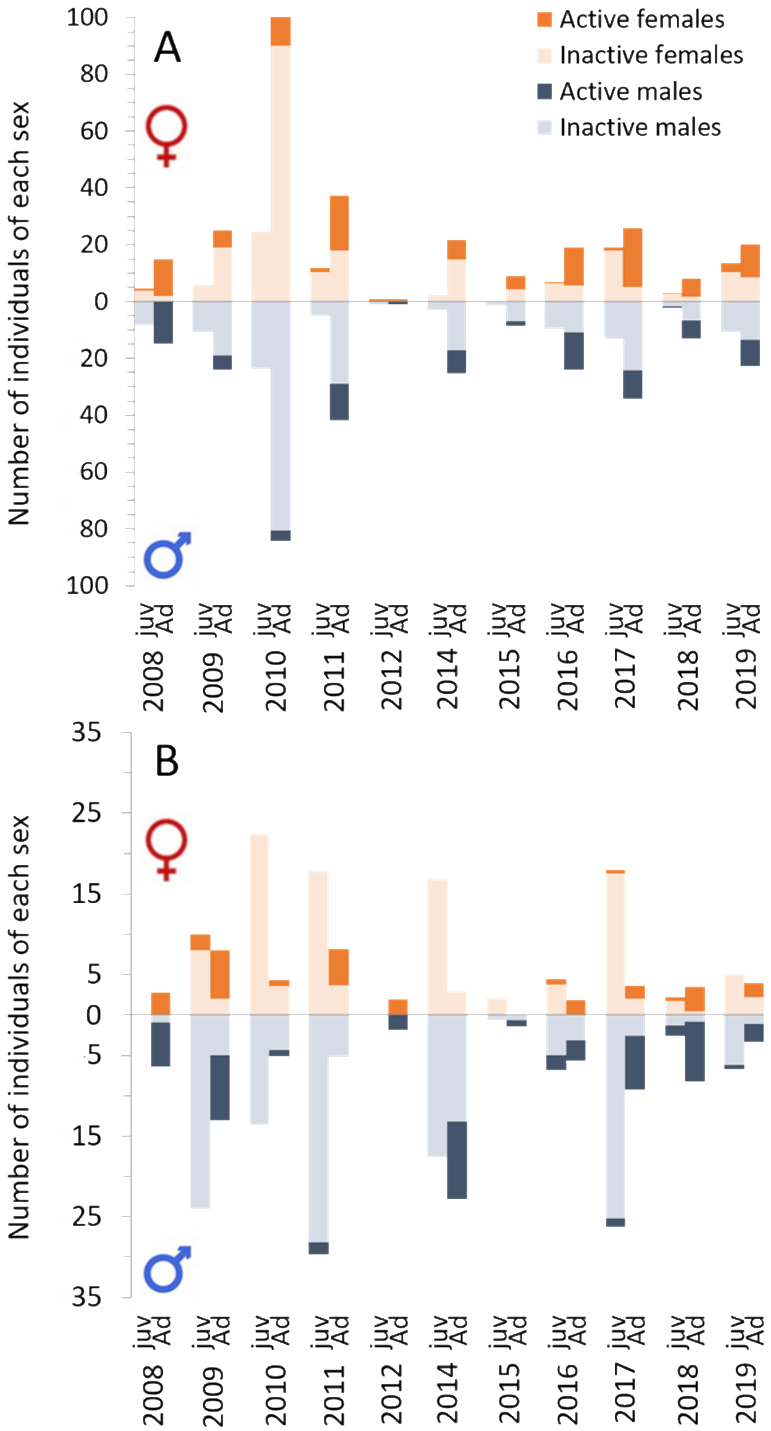

Figure 4. Nombre d'individus piégés, illustrant la structure d'âge et l'activité de reproduction de deux espèces de rongeurs dans les agroécosystèmes de bas-fonds du delta inférieur du fleuve Sénégal, de 2008 à 2019. A : pour *A. niloticus*, corrigé pour un effort de piégeage minimal de 1800 (nuits.pièges + jours.pièges) ; B : pour *M. huberti*, corrigé pour un effort de piégeage minimal de 1080 nuits.pièges.
"Ad" : individus adultes, "juv" : individus juvéniles et sub-adultes. La limite de poids entre ces deux classes d'âge a été établie pour chaque espèce par Granjon & Duplantier (2009) et correspond au poids à partir duquel 50% des individus montrent des signes de maturité sexuelle, ceci explique qu'une petite proportion des individus dits " juv " puisse être active en termes de reproduction.

Tableau 1. Résumé des données de piégeage par année dans les agroécosystèmes de bas-fonds du delta inférieur du fleuve Sénégal, 2008-2019.

Année	Nombre de lignes de pièges	Nombre de nuits.pièges	Nombre de jours.pièges	Nombre total de rongeurs (min.-max. / ligne)	Nombre de captures d'*A. niloticus*	Nombre de captures de *M. huberti*	Nombre de captures de *Taterillus* sp.	Nombre de captures de *X. erythropus*
2008	20	1229	824	80 (0-20)	62	10	8	0
2009	19	1140	760	135 (0-29)	66	57	12	0
2010	25	1497	997	400 (0-82)	329	63	8	0
2011	28	1516	1000	245 (0-36)	145	84	16	0
2012	22	1205	800	12 (0-4)	6	4	2	0
2014	27	1470	928	207 (0-20)	108	83	14	2
2015	27	1532	1020	37 (0-10)	27	6	4	0
2016	30	1728	1119	138 (0-22)	96	30	12	0
2017	37	2183	1429	353 (0-64)	204	114	35	0
2018	42	2496	1538	107 (0-14)	55	39	13	0
2019	47	1960	1075	153 (0-22)	112	36	3	2
Total	324	17956	11490	1867 (0-82)	1210	526	127	4

Tableau 2. Nombre (et %) d'individus piégés des différentes espèces de rongeurs dans trois types d'habitats des agroécosystèmes de bas-fonds du delta inférieur du fleuve Sénégal, 2008-2019.

Espèce	Champs de culture maraîchère	Parcelles non cultivées	Rizières	TOTAL
A. niloticus	235 (67,2%)	241 (46,7%)	734 (73,3%)	1210 (64,8%)
M. huberti	68 (19,4%)	207 (40,1%)	251(25,1%)	526 (28,2%)
Taterillus sp.	46 (13,1%)	67 (13,0%)	14 (1,4%)	127 (6,8%)
X. erythropus	1 (0,3%)	1 (0,2%)	2 (0,2%)	4 (0,2%)
TOTAL	350 (100%)	516 (100%)	1001 (100%)	1867 (100%)
Nombres de nuits.pièges ; de jours.pièges	1645 ; 989	9323 ; 6087	6988 ; 4414	17956 ; 11490

Tableau 3. Diversité des espèces de rongeurs estimée pour un échantillon d'environ 105 individus piégés en fonction de l'usage des terres dans les agroécosystèmes de bas-fonds du delta inférieur du fleuve Sénégal, 2008-2019.

Moyenne ± erreur standard (SE), intervalle de confiance à 95 % (IC 95 %) et intervalle de confiance à 84 % (IC 84 %) de la richesse en espèces ${}^{0}D$, de l'entropie exponentielle de Shannon ${}^{1}D$, et de la forme inverse de l'indice de Simpson ${}^{2}D$, c'est-à-dire exprimées en nombres de Hill d'ordres 0, 1 et 2, respectivement, qui quantifient la diversité en unités de nombres équivalents d'espèces également abondantes.

	Parcelles non cultivées	Rizières	Champs de culture maraîchère
${}^{0}D$ ± SE	**3,20 ± 0,69**	**2,72 ± 0,73**	**3,30 ± 0,60**
IC À 95	1,85 - 4,56	1,29 - 4,16	2,12 - 4,48
84% CI	2,23 - 4,17	1,69 - 3,75	2,45 - 4,15
${}^{1}D$ ± SE	**2,65 ± 0,18**	**1,85 ± 0,23**	**2,25 ± 0,25**
IC À 95	2,30 – 3,00	1,40 - 2,30	1,76 - 2,74
84% CI	2,40 - 2,90	1,53 - 2,17	1,90 - 2,60
${}^{2}D$ ± SE	**2,45 ± 0,21**	**1,65 ± 0,25**	**1,91 ± 0,27**
IC À 95	2,04 – 2,86	1,16 - 2,14	1,38 - 2,44
84% CI	2,15 - 2,75	1,30 - 2,00	1,53 - 2,29

Tableau 4. Modèles de cooccurrence des espèces de rongeurs dans les agroécosystèmes de bas-fonds du delta inférieur du fleuve Sénégal, 2008-2019.

Le score C normalisé (SCS) a mesuré le degré de cooccurrence des espèces par paires ; un SCS négatif et positif indique respectivement l'agrégation et la ségrégation, tandis qu'un SCS qui ne s'écarte pas significativement de la distribution nulle suggère des associations aléatoires. Les résultats sont présentés pour un modèle nul avec des randomisations ligne fixe - colonne fixe. Les SCS et les valeurs de *p* significatifs, en utilisant le critère de limite de confiance de 95 %, sont en gras. *N* = 216 lignes de piégeage avec au moins un individu capturé.

Espèce 1	**Nombre d'occurrences**	**Espèce 2**	**Nombre d'occurrences**	**Nombre d'occurrences conjointes**	**Résultat du modèle**	
					SCS	***p***
M. huberti	138	*A. niloticus*	136	80	-3,18	**0,001**
M. huberti	138	*Taterillus* sp	55	22	2,62	**0,009**
A. niloticus	136	*Taterillus* sp	55	26	0,87	0,39

Tableau 5. Analyses multivariées du modèle linéaire généralisé mixte (GLMM) pour prédire les indices d'abondance (succès des pièges) de deux espèces de rongeurs, *A. niloticus* et *M. huberti*, dans les agroécosystèmes de bas-fonds du delta inférieur du fleuve Sénégal, 2008-2019.

GLMM avec une distribution binomiale négative, l'effort d'échantillonnage transformé en logarithme comme variable de décalage dans la fonction prédicteur linéaire, et l'année comme effet aléatoire. Pour les comparaisons par paires, la variable catégorielle de référence est indiquée après « *versus* ». b_{yi}, coefficient de régression partielle ; SE, erreur standard de b_{yi}; AIRR, taux d'incidence ajusté ; IC 95 %, intervalle de confiance à 95 % de l'AIRR. Les valeurs significatives ($p < 0,05$) sont indiquées en gras.

Modèles	*Arvicanthis niloticus*					*Mastomys huberti*				
	b_{yi}	*SE*	*AIRR*	*IC 95%*	*p*	b_{yi}	*SE*	*AIRR*	*IC 95%*	*p*
Modèle 1 : précipitations + couverture végétale + eau libre + usage des terres										
Intercepte	-6,16	0,82	0,00	0,00 ; 0,01	$< 10^{-3}$	-7,84	0,89	0,00	0,00 ; 0,00	$< 10^{-3}$
Pluie	0,06	0,02	1,06	1,01;1,11	**0,017**	0,07	0,03	1,07	1,02 ; 1,13	**0,008**
Couverture végétale	0,02	0,00	1,02	1,01;1,03	**<0,001**	0,02	0,00	1,02	1,01 ; 1,02	**<0,001**
Eau libre	-0,19	0,29	0,83	0,47 ; 1,47	0,52	1,44	0,24	4,21	2,63 ; 6,75	**$< 10^{-3}$**
Usage des terres										
Champs de maraîchage *versus* champs de riz	0,76	0,48	2,14	0,84 ; 5,45	0,11	0,24	0,40	1,28	0,59 ; 2,76	0,54
Parcelles non cultivées *versus* Rizières	-1,46	0,28	0,23	0,13 ; 0,40	**$< 10^{-3}$**	-0,26	0,23	0,77	0,49 ; 1,22	0,28
Champs de maraîchage *versus* parcelles non cultivées	2,22	0,46	9,21	3,76 ; 22,57	**$< 10^{-3}$**	0,51	0,38	1,66	0,79 ; 3,47	0,18
Modèle 2 : précipitations + couverture végétale + eau libre + programme de gestion de l'irrigation										
Intercepte	-6,01	0,90	0,00	0,00 ; 0,01	$< 10^{-3}$	-8,58	1,01	0,00	0,00 ; 0,00	$< 10^{-3}$
Pluie	0,07	0,02	1,07	1,02 ; 1,12	**0,008**	0,09	0,03	1,09	1,03 ; 1,15	**0,003**
Couverture végétale	0,01	0,01	1,01	1,00 ; 1,02	**0,027**	0,02	0,00	1,02	1,00 ; 1,02	**0,001**
Eau libre	0,18	0,31	1,20	0,66 ; 2,20	0,55	1,54	0,25	4,65	2,89 ; 7,49	**$< 10^{-3}$**
Programme de gestion de l'irrigation										
Contrôle positif post-2015 *versus* Contrôle positif pré-2015	0,12	0,57	1,13	0,37 ; 3,43	0,83	0,85	0,59	2,34	0,74 ; 7,45	0,15
Expérimental post-2015 *versus* Contrôle positif pré-2015	-0,67	0,53	0,51	0,18 ; 1,45	0,21	0,58	0,58	1,78	0,57 ; 5,62	0,32
Expérimental post-2015 *versus* Contrôle positif post-2015	-0,80	0,45	0,45	0,18 ; 1,10	0,080	-0,27	0,37	0,76	0,36 ; 1,59	0,47
Expérimental post-2015 *versus* Expérimental pré-2015	0,58	0,54	1,78	0,62 ; 5,10	0,28	0,55	0,58	1,72	0,55 ; 5,38	0,35
Contrôle positif post-2015 *versus* Expérimental pré-2015	1,37	0,56	3,95	1,30 ; 11,93	**0,015**	0,82	0,59	2,26	0,71 ; 7,19	0,17
Contrôle positif avant 2015 *versus* Expérimental avant 2015	1,25	0,34	3,49	1,79 ; 6,78	**$< 10^{-3}$**	-0,03	0,28	0,97	0,55 ; 1,68	0,90

Tableau 6. Analyses multivariées du modèle de régression logistique pour prédire la structure d'âge, exprimée par la probabilité qu'un individu capturé soit juvénile ou subadulte, de deux espèces de rongeurs, *A. niloticus* et *M. huberti*, dans les agroécosystèmes de bas-fonds du delta inférieur du fleuve Sénégal, 2008-2019.

Régressions logistiques avec une distribution binomiale, l'effort d'échantillonnage transformé en logarithme comme variable de décalage dans la fonction prédicteur linéaire, et l'année comme effet aléatoire. Pour les comparaisons par paires, la variable catégorielle de référence est indiquée après « *versus* ». AOR, odds ratio ajusté ; SE, erreur standard ; 95% CI, intervalle de confiance à 95%. Les valeurs significatives ($p < 0,05$) sont indiquées en gras.

	Arvicanthis niloticus				*Mastomys huberti*			
Modèles	*AOR*	*SE*	*IC 95%*	*p*	*AOR*	*SE*	*IC 95%*	*p*
Modèle 1 : précipitations + couverture végétale + eau libre + usage des terres								
Intercepte	0,61	0,42	0,15 ; 2,38	0,48	5,96	8,60	0,35 ; 100,86	0,22
Pluie	1,00	0,02	0,96 ; 1,03	0,81	1,04	0,05	0,95 ; 1,14	0,36
Couverture végétale	1,00	0,01	0,99 ; 1,01	0,63	0,98	0,01	0,97 ; 0,99	**0,006**
Eau libre	0,73	0,13	0,50 ; 1,04	0,084	0,30	0,10	0,16 ; 0,56	**< 10^{-3}**
Usage des terres								
Champs de maraîchage *versus* champs de riz	0,46	0,11	0,28 ; 0,76	**0,002**	0,43	0,16	0,21 ; 0,91	**0,027**
Parcelles non cultivées *versus* Rizières	0,50	0,10	0,33 ; 0,75	**0,001**	0,53	0,14	0,30 ; 0,90	**0,021**
Champs de maraîchage *contre* parcelles non cultivées	0,92	0,27	0,51 ; 1,63	0,77	1,90	0,53	1,10 ; 3,28	**0,021**
Modèle 2 : précipitations + couverture végétale + eau libre + programme de gestion de l'irrigation								
Intercepte	0,31	0,22	0,07 ; 1,32	0,11	4,29	6,58	0,21 ; 86,4	0,34
Pluie	1,00	0,02	0,96 ; 1,04	0,96	1,06	0,04	0,97 ; 1,15	0,21
Couverture végétale	0,99	0,00	0,98 ; 1,00	0,34	0,98	0,01	0,96 ; 0,99	**0,001**
Eau libre	0,90	0,18	0,61 ; 1,33	0,61	0,27	0,10	0,14 ; 0,54	**< 10^{-3}**
Programme de gestion de l'irrigation								
Contrôle positif post-2015 *versus* Contrôle positif pré-2015	2,14	0,80	1,03 ; 4,44	**0,041**	1,25	1,08	0,23 ; 6,82	0,80
Expérimental post-2015 *versus* Contrôle positif pré-2015	1,26	0,51	0,57 ; 2,80	0,56	1,48	1,28	0,27 ; 8,07	0,65
Expérimental post-2015 *versus* Contrôle positif post-2015	0,59	0,17	0,33 ; 1,04	0,070	1,18	0,58	0,45 ; 3,08	0,73
Expérimental post-2015 *versus* Expérimental pré-2015	0,73	0,31	0,31 ; 1,69	0,46	1,95	1,70	0,35 ; 10,74	0,44
Contrôle positif post-2015 *versus* Expérimental pré-2015	1,23	0,48	0,57 ; 2,65	0,59	1,65	1,42	0,30 ; 8,97	0,56
Contrôle positif avant 2015 *versus* Expérimental avant 2015	0,57	0,13	0,37 ; 0,89	**0,014**	1,32	0,43	0,69 ; 2,50	0,40

Tableau 7. Analyses multivariées du modèle de régression logistique pour prédire le mode de reproduction chez les individus adultes, exprimée par la probabilité qu'un individu adulte capturé soit sexuellement inactif, de deux espèces de rongeurs, *A. niloticus* et *M. huberti*, dans les agroécosystèmes de bas-fonds du delta inférieur du fleuve Sénégal, 2008-2019.

Régressions logistiques avec une distribution binomiale, l'effort d'échantillonnage transformé en logarithme comme variable de décalage dans la fonction prédicteur linéaire, et l'année comme effet aléatoire. Pour les comparaisons par paires, la variable catégorielle de référence est indiquée après « *versus* ». AOR, odds ratio ajusté ; SE, erreur standard ; 95% CI, intervalle de confiance à 95%. Les valeurs significatives ($p < 0,05$) sont indiquées en gras.

	Arvicanthis niloticus				*Mastomys huberti*			
Modèles	*AOR*	*SE*	*IC 95%*	*p*	*AOR*	*SE*	*IC 95%*	*p*
Modèle 1 : précipitations + couverture végétale + eau libre + usage des terres								
Intercepte	5,91	8,80	0,32 ; 109,22	0,23	0,00	0,00	0,00 ; 0,06	**< 10^{-3}**
Pluie	1,01	0,05	0,92 ; 1,10	0,91	1,08	0,03	1,02 ; 1,14	**0,005**
Couverture végétale	0,99	0,01	0,98 ; 1,01	0,26	1,04	0,02	1,00 ; 1,07	**0,022**
Eau libre	0,39	0,09	0,24 ; 0,61	**< 10^{-3}**	0,95	0,57	0,29 ; 3,08	0,93
Usage des terres								
Champs de maraîchage *versus* champs de riz	0,25	0,07	0,15 ; 0,42	**< 10^{-3}**	1,74	0,98	0,57 ; 5,27	0,33
Parcelles non cultivées *versus* Rizières	0,34	0,08	0,22 ; 0,54	**< 10^{-3}**	1,03	0,45	0,44 ; 2,43	0,94
Champs de maraîchage *versus* parcelles non cultivées	0,75	0,21	0,43 ; 1,29	0,30	1,69	0,82	0,64 ; 4,41	0,29
Modèle 2 : précipitations + couverture végétale + eau libre + programme de gestion de l'irrigation								
Intercepte	10,07	17,38	0,34 ; 296,70	0,18	0,00	0,01	0,00 ; 0,26	**0,009**
Pluie	0,99	0,05	0,90 ; 1,09	0,92	1,09	0,04	1,02 ; 1,16	**0,011**
Couverture végétale	0,98	0,01	0,97 ; 0,99	**0,012**	1,03	0,02	1,00 ; 1,07	**0,042**
Eau libre	0,48	0,12	0,29 ; 0,77	**0,002**	0,76	0,51	0,20 ; 2,84	0,68
Programme de gestion de l'irrigation								
Contrôle positif post-2015 *versus* Contrôle positif pré-2015	0,76	0,76	0,10 ; 5,44	0,78	0,77	0,53	0,20 ; 2,99	0,71
Expérimental post-2015 *versus* Contrôle positif pré-2015	0,27	0,27	0,04 ; 1,98	0,20	0,60	0,45	0,14 ; 2,57	0,49
Expérimental post-2015 *versus* Contrôle positif post-2015	0,36	0,13	0,17 ; 0,73	**0,005**	0,78	0,60	0,17 ; 3,48	0,74
Expérimental post-2015 *versus* Expérimental pré-2015	0,39	0,40	0,05 ; 2,93	0,36	1,90	1,44	0,42 ; 8,45	0,40
Contrôle positif post-2015 *versus* Expérimental pré-2015	1,08	1,11	0,14 ; 8,04	0,94	2,44	1,73	0,61 ; 9,80	0,21
Contrôle positif avant 2015 *versus* Expérimental avant 2015	1,43	0,389	0,83 ; 2,43	0,19	0,32	0,15	0,12 ; 0,81	**0,017**

Tableau S1 : Jeu de données au niveau des lignes de pièges dans les agroécosystèmes des bas-fonds du delta inférieur du fleuve Sénégal, 2008-2019.

Tableau S2 : Jeu de données au niveau individuel des rongeurs dans les agroécosystèmes de bas-fonds du delta inférieur du fleuve Sénégal, 2008-2019.