



**HAL**  
open science

## Fossés Agricoles et paysage viticole: effets sur une métapopulation d'herbacées

Quentin Guilloit, Fabrice Vinatier, Martin Faucher

### ► To cite this version:

Quentin Guilloit, Fabrice Vinatier, Martin Faucher. Fossés Agricoles et paysage viticole: effets sur une métapopulation d'herbacées. Biodiversité et Ecologie. 2023. hal-04808835

**HAL Id: hal-04808835**

**<https://hal.inrae.fr/hal-04808835v1>**

Submitted on 28 Nov 2024

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial 4.0 International License

## Master 2

### mention Biodiversité, Écologie et Évolution

Parcours Écologie évolutive et fonctionnel : Menue Écologie théorique et Modélisation

Sorbonne Université

Année universitaire 2022 – 2023

Rapport de stage de :  
**Quentin Guilloit**

# Fossés Agricoles et paysage viticole : effets sur une métapopulation d'herbacé



Structure d'accueil :

UMR 1221 : Laboratoire d'Étude des  
Interactions entre Sol-Agrosystème-  
Hydrosystème  
2 place Pierre Viala  
34060 Montpellier

Soutenue le 21 juin 2023

Responsable de stage :

Martin Faucher  
Fabrice Vinatier

# Remerciements

J'aimerais d'abord remercier mes encadrants Fabrice Vinatier et Martin Faucher. J'ai énormément appris de leur connaissance et de leur attitude. J'aimerais particulièrement les remercier pour m'avoir écouté et fait confiance.

Je remercie toute l'équipe du Lisah qui m'a très bien accueilli et plus particulièrement les stagiaires et les doctorants pour toute cette bonne humeur et ces rires.

Je vais finir en remerciant mes camarades de classe et mes professeurs pour ces deux superbes années de master.

# Sommaire

<b>I. Introduction</b>	<b>3</b>
<b>II. Présentation du modèle</b>	<b>6</b>
II.1. Démarche de modélisation	6
II.2. Structure du paysage	6
II.3 Dispersion des graines et espèces	8
II.4 État Initial, durée de simulation	10
II.5 Présentation d'un pas de temps	10
II.6 Indicateur de Biodiversité alpha	11
II.7 Implémentation du modèle	12
II.8 Plan de Simulation	12
<b>III. Résultats</b>	<b>14</b>
III.1. Visualisation de la dispersion	14
III.2. Effet des fossés et de l'intensité agricole sur la métacommunauté	16
III.3. Impact de l'entretien des fossés	19
<b>IV. Discussions</b>	<b>22</b>
<b>V. Conclusion et perspectives</b>	<b>25</b>

# I. Introduction

La Terre est actuellement soumise à des changements globaux causés par les pratiques humaines. Une partie de ces changements est due à un dérèglement climatique produit par le relargage de gaz à effet de serre dans l'atmosphère. Ce dérèglement climatique augmente la température moyenne et les températures extrêmes à l'échelle mondiale (IPCC, 2021). La rapidité du changement ne laisse pas le temps aux écosystèmes de s'adapter, ce qui a des effets délétères sur la biodiversité (Shivanna, 2022). Pour garder des températures adaptées à leur cycle de vie, les espèces doivent migrer rapidement vers le nord (Chen et al., 2011; Malcolm et al., 2002). Le dérèglement climatique impacte aussi le cycle de l'eau, les sécheresses deviennent plus fréquentes et les épisodes pluvieux plus violents (IPCC, 2021).

En plus du réchauffement climatique, une diminution des zones naturelles est observée à l'échelle mondiale pour répondre aux besoins d'une population grandissante (Haddad et al., 2015). Cette perte d'habitat est principalement due à l'agriculture qui est actuellement une des plus grosses menaces pour les espèces en danger de la liste rouge IUCN (Maxwell et al., 2016). Cette potentielle perte d'habitat va aussi fragmenter les espaces naturels (Rybacki et al., 2020). Mais l'effet exact de cette fragmentation des paysages est encore débattu (Fahrig, 2003). Toutes les espèces ne seraient pas également touchées, les plus impactées seraient les espèces spécialistes d'un milieu et les moins mobiles (Tschamntke & Brandl, 2004). Pour limiter les effets négatifs de l'agriculture sur la biodiversité, deux cadres théoriques se confrontent. D'un côté le *land sharing*, qui a pour but d'intégrer la biodiversité dans les espaces de production agricoles, de l'autre le *land sparing* qui a pour but de concentrer les zones de production agricoles afin préserver de l'espace ailleurs pour la biodiversité (Bennett, 2017). Dans les deux cas, la dispersion et la connexion entre les zones habitables est un élément clef. Pour le *land sparing*, la création de grands espaces habitables diminue le taux d'extinction des espèces mais ce taux reste non nul et la recolonisation est nécessaire pour préserver la biodiversité de ces espaces (Halley et al., 2016). Et pour le *land sharing*, les populations sauvages sont dispersées dans le paysage, et leur survie dépend du niveau de connectivité entre populations isolées (Hastings & Botsford, 2006). Certains éléments du paysage comme des rivières, des arbres isolés ou des haies, peuvent servir de corridor aux espèces naturelles et ainsi augmenter la connexion entre les différentes parcelles habitables (Grass et al., 2019). Cette connexion du paysage pourrait aussi être un élément

déterminant lors du réchauffement climatique en permettant aux espèces de migrer vers le nord (Hill et al., 2001).

La région méditerranéenne est particulièrement touchée par ces changements globaux. La majorité des modèles climatiques prédisent une forte augmentation des températures avec un changement de zone climatique, passant d'un climat méditerranéen à un climat désertique chaud d'ici 2076 (Cozannet et al., 2022). Ce changement de zone climatique aura un effet délétère sur la biodiversité comme par exemple une augmentation et une intensification des feux de forêt (Varela et al., 2019), et sur la production agricole de la région (Cozannet et al., 2022). En effet, dans le futur cette région devrait avoir plus de sécheresses et une intensification des événements pluvieux intenses déjà caractéristiques de la région. Dans ce contexte, il faut une adaptation des agrosystèmes en aménageant le paysage pour lutter contre les événements hydroclimatiques extrêmes.

L'aménagement des paysages passe par la création de réseaux de fossés créés pour contenir les excès d'eau de pluies dû au climat méditerranéen (Levavasseur F., 2012), afin de limiter l'érosion hydrique des parcelles agricoles (Roose, 2004) et drainer les sols agricoles de leur surplus d'eau (Carluer & Marsily, 2004). En plus de ces effets, ce sont aussi des milieux non productifs dans lesquels une végétation et une biodiversité peuvent se développer. On y trouve une grande diversité de plantes (Dijk et al., 2014), principalement des herbacées (Clarke, 2015). Ce milieu diversifié permet l'implantation de différents groupes d'invertébrés (Bradbury & Kirby, 2006). La présence d'invertébrés permet à ces fossés d'être un hotspot d'abondance d'oiseaux (Bradbury & Kirby, 2006) et même de doubler leur nombre à l'échelle du paysage (Marja & Herzog, 2012). L'intermittence de ces cours d'eau ne permet pas le développement de population de poissons ce qui permet la présence de batraciens (Herzon & Helenius, 2008). Les fossés sont donc des milieux de vie mais facilitent aussi la dispersion de nombreuses espèces animales (Mazerolle, 2005; Sánchez-Montoya et al., 2023). Les fossés servent donc aussi de corridor écologique permettant une meilleure connectivité. Ils permettent aussi une dispersion orientée par le sens d'écoulement de l'eau. Cette orientation peut créer des patterns spatiaux comme un gradient de richesse spécifique avec son maximum en aval et son minimum en amont (Rinaldo et al., 2018). L'anisotropie des fossés peut aussi fragmenter le paysage en différents bassins versants ce qui augmente la biodiversité bêta (Rodriguez-Iturbe et al., 2009).

La gestion des fossés par les agriculteurs joue un rôle important sur leur fonction de gestion de l'eau et leurs fonctions écologiques (Dollinger et al., 2015). La biomasse végétale qui obstrue les fossés est détruite chaque année, voire plusieurs fois dans l'année par fauche, brûlis, et plus rarement, désherbage chimique, afin de restaurer les propriétés hydrauliques de ces infrastructures (Levavasseur et al., 2014). De manière plus exceptionnelle, tous les 5 à 10 ans, un curage des fossés est pratiqué pour les reconfigurer.

Les fossés et leur végétation jouent donc un rôle important dans le développement de la biodiversité dans les milieux viticoles de méditerranée (Herzon & Helenius, 2008). Cependant il n'existe que peu d'études permettant d'aborder l'importance de ces fossés dans un paysage hétérogène. La plupart des études traitant de l'impact d'une dispersion orientée sur une communauté végétale (Muneepeerakul et al., 2008; Rodriguez-Iturbe et al., 2009) ajoute un réseau de canaux à un modèle neutre mais n'intègre pas directement l'hétérogénéité du paysage causé par la présence de patchs agricoles, plus ou moins intensif, ni les différents modes de dispersion des plantes dans le modèle.

Pour aborder l'effet des fossés sur une communauté végétale dans un paysage agricole, il est important de se demander : Comment la densité de fossés et l'intensité agricole modifient-elle la composition des communautés ? Comment le curage des fossés agricoles impacte-t-il la biodiversité des fossés agricoles ? Ces thématiques nécessitent d'étudier des dynamiques d'une métacommunauté sur un temps long à l'échelle d'un paysage, rendant les approches expérimentales et observationnelles impossibles. C'est pourquoi nous allons créer un modèle de métacommunauté spatialement explicite qui pourra intégrer différents types de milieux (agricole, semi-naturel, fossés) et différents modes de dispersion pour les plantes.

Pour répondre à cette problématique nous allons présenter le modèle et les différentes étapes d'une simulation unitaire. Puis nous allons observer le fonctionnement de cas simples du modèle afin de vérifier l'interaction essentielle entre les communauté végétale et le paysage. Ensuite nous allons étudier l'influence des fossés et de l'habitabilité des patchs agricoles sur la sélection du mode de dispersion et sur la biodiversité alpha moyenne à l'échelle du paysage. Et pour finir nous allons ajouter un curage complet des fossés de manière régulière afin d'observer l'effet de cette pratique agricole sur notre métacommunauté végétale.

## II. Présentation du modèle

### II.1. Démarche de modélisation

Ce modèle a pour but de simuler le comportement d'une métacommunauté végétale dans un milieu agricole où des fossés permettent l'écoulement de l'eau des fortes pluies. Ce modèle se veut être une première approche théorique. Dans le cadre de cette approche théorique, le modèle n'est pas destiné à être paramétré par des observations d'un milieu en particulier mais vise à créer un modèle parcimonieux en minimisant le nombre de paramètres. Pour cela nous avons construit le modèle sur la base d'un modèle neutre de paysage. Les différentes espèces de plantes présentes ont toutes les mêmes propriétés, sauf leur proportion de graines emportées par chacun des modes de dispersion. Les différents types de dispersions sont représentés par des matrices de transitions appliquées les unes après les autres à chaque pas de temps.

Ce cadre théorique est une première étape, l'objectif est de comprendre les patterns de ce modèle simple avant de relâcher petit à petit les hypothèses simplificatrices initiales pour observer un maintien ou non des patterns identifiés

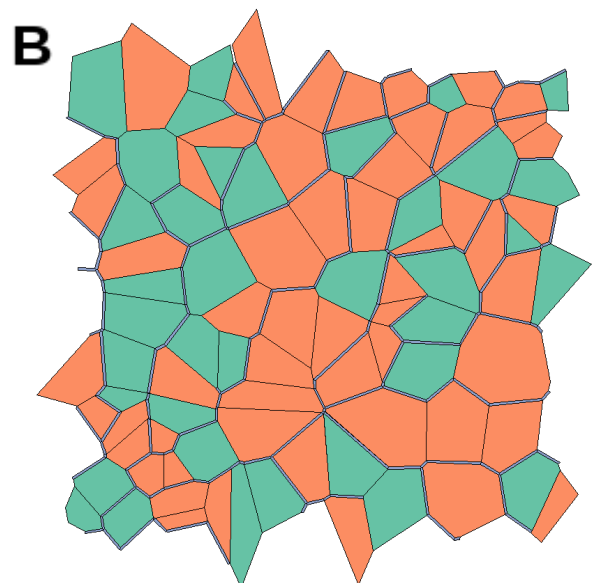
### II.2. Structure du paysage

La construction d'un paysage neutre est la première étape du modèle. Le paysage est un carré de 1200 m de côté accueillant 144 patches. Chaque patch représente soit une culture viticole soit un espace semi-naturel. En accord avec des observations sur le terrain, la proportion de patches viticoles a été fixée à 60% (Levavasseur et al., 2014). Entre les patches on retrouve un réseau de fossés trouvant leur exutoire dans l'angle en bas à gauche du paysage. Chaque patch est de taille variable mais la taille moyenne des patch est de 1 hectare (parcelle souvent plus petite, 0.5 hectare (Levavasseur F., 2012)). Pour créer les patches on tire de manière uniforme 144 coordonnées dans le paysage, à partir de ces points on effectue une tessellation de Voronoï. La tessellation produit des polygones irréguliers, les points équidistants de trois germes formant les sommets des polygones, et les arêtes sont formées par les segments équidistants à deux germes reliant les d'arêtes. Le réseau de fossés est issu de ce réseau de nœuds et d'arêtes formant les patches. La création du réseau de fossés repose par ailleurs sur



l'hypothèse que la pente est dirigée vers l'exutoire et que les hétérogénéités de pente locales sont négligeables. On commence la création du réseau par le tirage d'un certain nombre de nœuds qui seront les points d'initialisation des fossés. Comme la pente est constante, le trajet des fossés est défini comme la suite d'arêtes la plus courte entre le nœud initial et l'exutoire. Notre réseau final est composé de tous les segments non redondants de fossés ayant chacun leurs propriétés propres. On donne ensuite aux fossés une largeur continue sur tout le paysage de 1m (entre 30cm et quelques mètres de large (Levavasseur et al., 2014)). On peut faire varier la densité de fossé dans le paysage en faisant varier le rapport nombre de points d'initialisation de fossés sur nombre de patches. Ce rapport va de 0.1 à 2. Pour un rapport de 0.1 on obtient 56 mètres de fossé par hectare et pour un rapport de 2 on obtient 177 mètres de fossé par hectare. Cet intervalle de densité de fossé est cohérent avec les paysages viticoles méditerranéens du bassin de Roujan où la densité de fossés était de 137 m / ha en 2000.(Lagacherie et al., 2006).

Ce paysage est donc composé de fossés et de patches. Les patches peuvent être de deux types. Il y a les patches semis naturels qui peuvent accueillir la même densité de graine  $D = 1000 \text{ m}^{-2}$  que les fossés, c'est donc leur superficie qui va définir leur capacité de charge. Et il y a les patch viticole dont l'habitabilité  $H$  peut varier entre 0 et 1 fois la densité de graines sur les patches semi-naturels. Cette habitabilité varie en fonction de l'intensité agricole appliquée au niveau du paysage et vaut  $1 - \text{Intensité agricole}$ .



**Figure 1** : Représentation du paysage à l'état initial. **A** : Représentation du réseau de fossés. **B** : Représentation de l'ensemble du paysage avec des fossés élargis d'un facteur cinq.

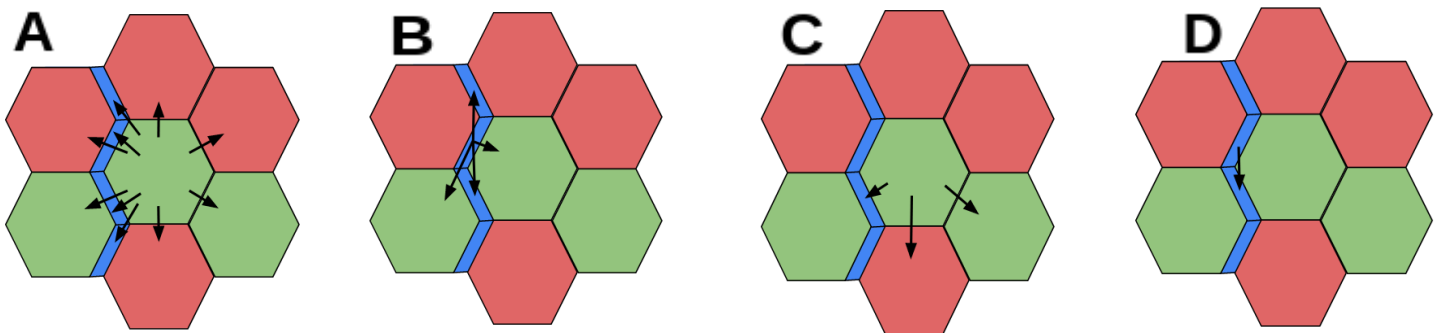
### II.3 Dispersion des graines et espèces

Dans notre modèle, les graines peuvent être dispersées par le vent (anémochorie), l'eau (hydrochorie) et les animaux (zoochorie). Quand les graines sont dispersées par anémochorie, elles peuvent partir dans toutes les directions et atterrir dans n'importe quel terrain (figure 2.A). Par zoochorie les graines sont transportées des fossés vers les patch semi-naturels ou vers d'autres fossés (figure 2.B). Par hydrochorie, les graines présentes dans les fossés sont déplacées vers l'aval au sein du réseau de fossés (Figure 2.D) et les graines présentes dans les patches sont dispersées d'une certaine distance dans le sens de la pente jusqu'à atteindre le réseau de fossé ou un autre patch (Figure 2.C).

Pour tous ces modes de dispersion, la distance parcourue sur l'axe x et y par une graine sera tirée dans une loi exponentielle négative (Muneepeerakul et al., 2008). On pose l'hypothèse que la portée de nos trois modes de dispersion est la même et donc on ne paramétrise pas cette loi exponentielle négative. On pose aussi comme hypothèse que les plantes sont réparties de manière homogène dans chacune des régions de notre paysage. Ces mécanismes de dispersion des graines seront appelés à chaque pas de temps de la simulation. Pour cela, on crée une table de transition par mode de dispersion. Ces tables sont créées à l'initialisation et nous donnent, pour chaque mode de dispersion, quelle proportion de graine impliquée dans ce mode est dispersée depuis chaque polygone du paysage vers chaque autre polygone du paysage. Pour créer chacune de ces quatre tables, dans chacun des polygones du paysage, on place à un certain nombre de coordonnées initiales dans le polygone et on va effectuer, au total, un nombre  $M_c$  de tirages de coordonnées selon notre loi de dispersion en partant de nos coordonnées initiales. On regardera la proportion de coordonnées tirées arrivant dans chacun des polygones afin d'obtenir les proportions de graines dispersées depuis le polygone d'origine vers les autres polygones. Le nombre de coordonnées initiales des tirages pour chaque polygone est de minimum  $I_{\min} = 20 \text{ m}^{-1}$  et varie en fonction de la taille du patch avec un taux de  $I = 0.05 \text{ m}^{-1}$ . Cette méthode permet de moyenner autant d'intégrale de Monte Carlo qu'il y a de coordonnées initiales, pour représenter la dispersion de notre population répartie de manière homogène dans notre polygone.

Pour les patches adjacents à la limite du modèle, la dispersion anémochore des graines entraînera la sortie de graines hors du système. Pour éviter cet effet bordure qui pourrait changer nos équilibres on décide de tamponner cet effet en ne prenant pas en compte les résultats venant des polygones donc le centre est dans une bordure de 100 m avant la limite du système.

Dans notre méta-communauté différentes espèces vont interagir. En partant d'hypothèse de neutralité, les espèces sont similaires en tout point sauf sur leur dispersion. Pour chaque espèce la proportion de graine dispersée à chaque pas de temps est de 100%. Ces pourcentages sont répartis différemment entre les trois modes de dispersions pour chaque espèces.



**Figure 2** : Représentation des différents modes de dispersion. **A** : Dispersion anémochore du patch central. **B** : Dispersion zoochore d'un fossé. **C** : Dispersion hydrochore du patch central. **D** : Dispersion hydrochore d'un fossé.

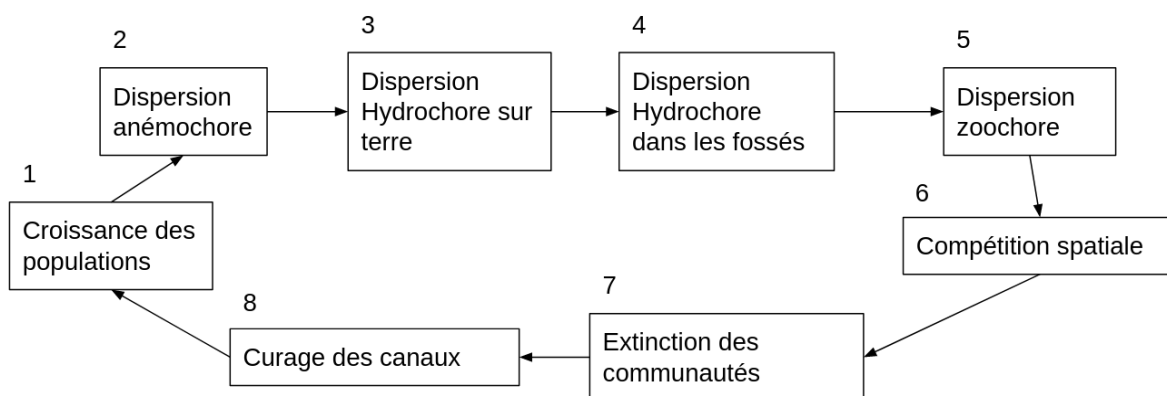
#### II.4 État Initial, durée de simulation

A l'initialisation on crée trente et une espèces différentes présentes sur tous les patches et on sature les patches de ces espèces. Pour chacune de ces espèces les proportions d'individus dispersés par chaque mode de dispersion sont générées aléatoirement, la somme de ces trois proportions doit faire 1. Les propriétés des espèces générées sont les mêmes entre deux simulations si les deux simulations utilisent le même paysage. Les individus créés à l'initialisation sont répartis aléatoirement entre toutes les espèces.

## II.5 Présentation d'un pas de temps

A chaque pas de temps, nos individus des communautés végétal vont commencer sous forme de graines et finir sous forme de graines. C'est donc la quantité de graine dans le paysage que nous allons suivre.

Chaque pas de temps commence par une augmentation du nombre de graines ( $S_{inc} = 2$ ) (schéma 1.1). Ensuite on représente les différents modes de dispersion en commençant par l'anémochorie puis l'hydrochorie dans les patches, dans les fossés et enfin la zoochorie (schéma 1.2,1.3,1.4,1.5). Cela est fait en appliquant successivement les différentes tables de transition correspondant aux modes de dispersion. Suite à l'augmentation du nombre de graines et aux phénomènes de dispersion, certains patch se retrouvent sursaturés en graines ce qui augmente la compétition entre les individus et mène à une surmortalité. Cela est représenté par la suppression aléatoire de graines pour revenir à la capacité de charge pour chaque polygone (schéma 1.6). Ensuite, chaque patch a une probabilité  $P_{ext} = 0.1$  de perdre toutes les graines qu'il possède. Cette extinction aléatoire des patches représente la stochasticité environnementale due aux pratiques agricoles et aux différents phénomènes climatiques (schéma 1.7). On pose l'hypothèse, comme de nombreux modèles de communauté à commencer par Levins (Levins, 1969) que ces phénomènes peuvent être représentés par une sélection aléatoire et indépendante des patches. Pour finir, quand la simulation aura pour but de tester l'effet du curage des fossés, on pourra retirer toutes les



graines des fossés une fois tous les 5 ans (schéma 1.8).

**Schéma 1** : Représentation des processus présents dans chaque pas de temps.

## II.6 Indicateur de Biodiversité alpha

Dans ce rapport nous allons analyser la biodiversité alpha. Pour cela nous allons utiliser l'indice de Simpson. Cet indice varie entre 0 et 1 et représente la probabilité que deux individus tirés au hasard soient d'espèces différentes. Il s'approche de 1 quand un grand nombre d'espèces sont présentées de manière équivalente dans la zone étudiée. Et est à 0 quand il n'existe plus qu'une seule espèce qui domine notre zone (Marcon, 2015).

## II.7 Implémentation du modèle

Le modèle à été créé avec le langage de programmation R, la tessellation à été faite avec le package deldir, l'algorithme de dijkstra avec cppRouting, la gestion des objets spatiaux avec sf et terra, les graphiques avec ggplot2, et la parallélisation avec dpar et foreach. Les simulations ont été faites sur les calculateurs du laboratoire LISAH afin d'accélérer les calculs et de paralléliser les simulations. Cette parallélisation permet de faire tourner plusieurs interactions du même modèle en même temps mais pour des paramètres initiaux différents.

## II.8 Plan de Simulation

Nous allons commencer par simuler une seule espèce par paysage. Cette espèce ne disperse qu'avec un seul type de dispersion et est initialement présente que sur un seul patch. L'objectif de cette première approche est de visualiser explicitement les différents patterns des trois types de dispersion. Pour la simulation avec l'anémochorie et celle avec l'hydrochorie, l'initialisation se fera sur le patch semi-naturel le plus proche du centre. Pour la zoochorie, elle se fera sur le canal le plus proche du centre. Pour l'hydrochorie, la simulation se fera sans fossés afin que la trace de dispersion ne soit pas bloquée. Dans les deux autres simulations on fixe la densité de fossés à une source par patch. Pour l'ensemble de cette partie, les l'intensité agricole mais peuvent quand même accueillir 25 % des graines qu'un patch semi-naturel de la même taille pourrait accueillir. Tous les patches et les fossés sont soumis à une probabilité d'extinction de 10 % et les fossés ne font pas l'objet d'un

traitement particulier. Toujours dans cette idée de commencer à étudier un modèle simplifié pour en comprendre les bases, nous avons initialisé une simulation avec une seule espèce qui disperse autant dans les trois modes de dispersion. Cette espèce est initialement présente dans le patch semi-naturel le plus au centre du paysage et la simulation sera faite dans probabilité d'extinction afin de regarder simplement le temps mis pour coloniser tout le paysage.

Après avoir étudié des simulations simplifiées nous allons simuler notre métacommunauté avec 31 espèces ayant chacune des proportions de mode de dispersion différentes. Nous allons étudier l'évolution de plusieurs caractéristiques de notre métacommunauté pour différentes valeurs d'habitabilité des patches agricoles et différentes densités de fossés, le tout avec une probabilité d'extinction constante de 0.1. Les résultats présentés sont obtenus après 2000 pas de temps. L'objectif n'est pas de chercher l'existence d'un état stationnaire et ces potentielles propriétés mais plus simplement d'observer la présence et le sens des effets de la fragmentation et des fossés sur notre métacommunauté. Ensuite, on regarde différentes variables de sortie par rapport à la distance à l'exutoire. Dans notre modèle l'exutoire et le point vers laquelle toute la pente du modèle et donc tous les fossés se dirigent. Il est situé sur le sommet de patche le plus proche de la coordonnée 0.1 et x et en y.

Le curage est un entretien des fossés permettant de garder leur forme, il est représenté dans notre modèle par la destruction de toutes les graines des fossés tous les 5 pas de temps. Pour comprendre l'impact du curage des fossés sur notre métacommunauté nous allons comparer une simulation avec curage à notre simulation sans curage. Les simulations avec et sans curage possèdent le même paysage, les mêmes espèces initiales, le même état de la communauté à l'origine et l'intensité agricole est fixé à 0.75 pour les deux.

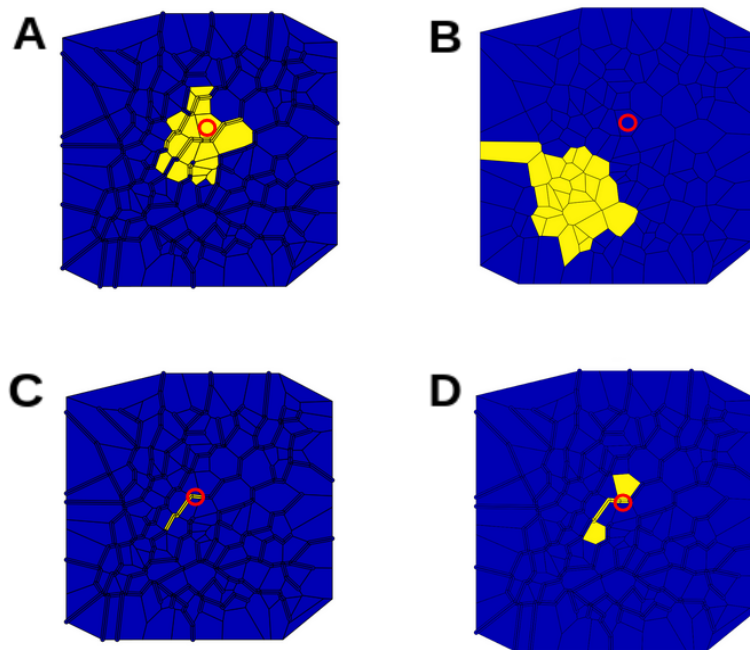
**Tableau 1 : Variables et Paramètres**

<b>Symbole</b>	<b>Signification</b>	<b>Unités</b>	<b>Valeur</b>
<i>Variable</i>			
t	temps	yr	-
N	Nombre de graines, par espèces et par patch	-	-
<i>Paramètres Écologiques</i>			
E	Nombre d'espèces à l'origine	-	31
S <sub>inc</sub>	Taux d'augmentation de la banque de graine entre chaque pas de temps	yr <sup>-1</sup>	2
D	Densité maximum de graines par polygones	m <sup>-2</sup>	1000
A	Intensité agricole des patchs viticoles : proportion de surface laissé aux herbacé dans les patches de vignes	-	[0:1]
P <sub>ext</sub>	Probabilité d'extinction de chaque polygone	yr <sup>-1</sup>	0.1
<i>Paramètres de Paysage</i>			
N <sub>patches</sub>	Nombre de patches	-	144
P <sub>sources</sub>	Proportion de sources par patches	patch <sup>-1</sup>	[0,1 : 2]
W <sub>channel</sub>	Largeur des fossés	m	1
L	Dimension d'un côté du paysage simulé	m	1200
B	Largeur de la bande supprimé des résultat afin de limiter l'effet bordure		100
V	Proportion de patches de vigne dans le paysage	-	0.6
T <sub>cur</sub>	Nombre de pas de temps entre deux curage	yr <sup>-1</sup>	5
<i>Paramètres de Simulation</i>			
T <sub>max</sub>	Pas de temps maximum de la simulation	yr	
M <sub>c</sub>	Nombre de tirage effectué par patch pour déterminer chacune de ces tables de dispersion	-	2*10 <sup>6</sup>
I	Taux de points de départ de l'intégrale	m <sup>2</sup>	0.05
I <sub>min</sub>	Nombre minimum de points de départ de l'intégrale	-	20

# III. Résultats

## III.1. Visualisation de la dispersion

Pour commencer nous allons regarder la dispersion d'une seule espèce dans le paysage. On peut observer sur la graphique 3.A que la dispersion par anémochorie se fait bien dans toutes les directions et que les fossés ne semblent pas orienter la dispersion dans une direction particulière. Pour l'hydrochorie dans les patchs, on observe clairement sur le graphique 3.B que la dispersion est orientée vers l'exutoire, et qu'avec l'extinction des patchs et l'impossibilité de disperser en arrière, la population semble se déplacer vers l'exutoire. Pour l'hydrochorie dans les fossés (figure 3.B), on observe une dispersion allant vers l'exutoire tout en restant dans les fossés. Enfin, sur la figure 3.D, on voit que la zoochorie permet une dispersion centrée autour des fossés et une colonisation des patch semi-naturels aux abords de ces fossés. Il est important de noter que la zoochorie est capable d'emprunter les canaux dans les deux sens.

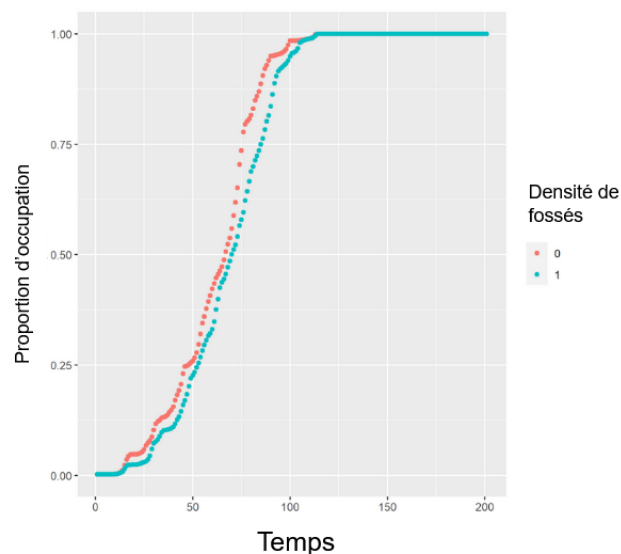


**Figure 3 :** Représentation des zones colonisé (en jaune) après 10 pas de temps, le cercle rouge entoure la zone d'initialisation de la population. **A :** Pour une espèce anémochore initialisée sur un patch semi-naturel central. **B :** Pour une espèce hydrochore initialisée sur un patch semi naturel-centrale et



sans fossés. **C** : Pour une espèce hydrochore initialisée dans un fossé central. **D** : Pour une espèce zoochorie initialisée sans un fossé central.

Maintenant on regarde le développement d'une population pouvant disperser dans les 3 modes. Nous allons comparer sur la figure 4 la proportion d'occupation des patches au cours du temps pour un paysage avec et sans fossés. On observe que la présence de canaux ne change pas la proportion d'occupation maximum des patches et n'accélère pas leur occupation.

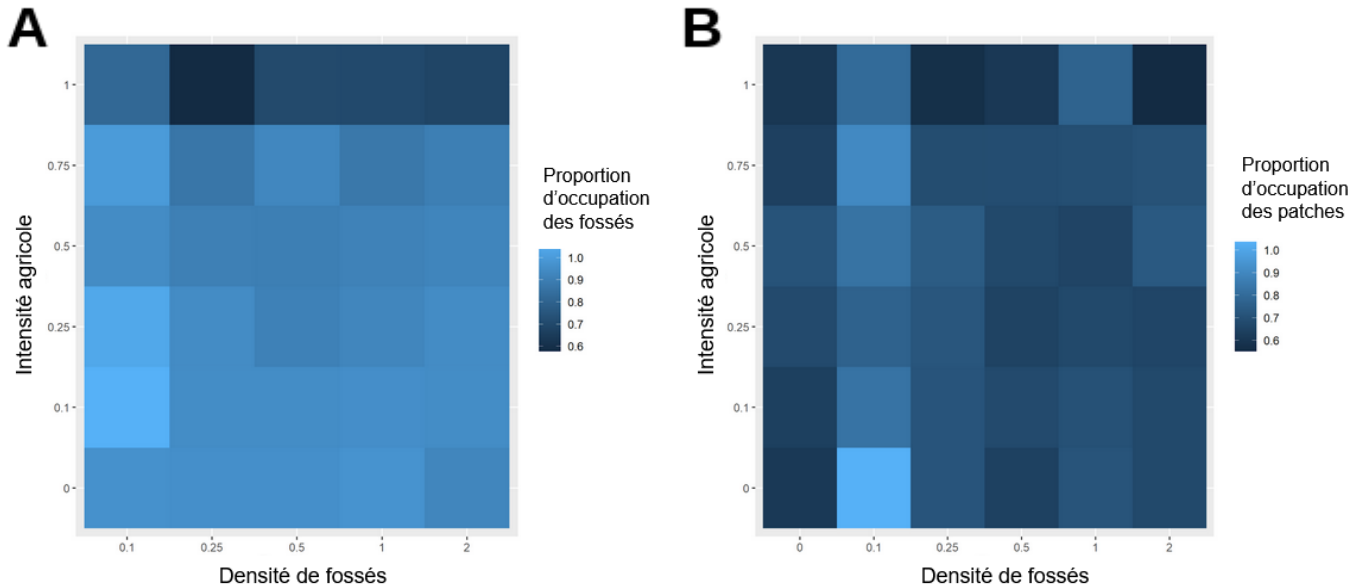


**Figure 4 :** Suivi de la proportion d'occupation du paysage par une espèce au cours du temps avec et sans réseau de fossés. Ce suivi est fait sans probabilité d'extinction, et avec une intensité agricole de 0.75

### III.2. Effet des fossés et de l'intensité agricole sur la métacommunauté

Notre modèle manipule maintenant une métapopulation de 31 espèces. En premier lieu, nous pouvons voir, sur la figure 5 la proportion d'occupation moyenne des fossés et des patches. De par la présence d'un taux d'extinction de 10 %, cette proportion d'occupation ne peut pas être de 100 %. Mais sa variation nous donne des informations sur la vitesse à laquelle les patches et fossés sont recolonisés après une extinction. Une proportion d'occupation moyenne élevée signifie que les patches et fossés retournent rapidement à saturation après une extinction. La figure 2.1.A nous montre cette proportion d'occupation dans les fossés. On voit que la densité

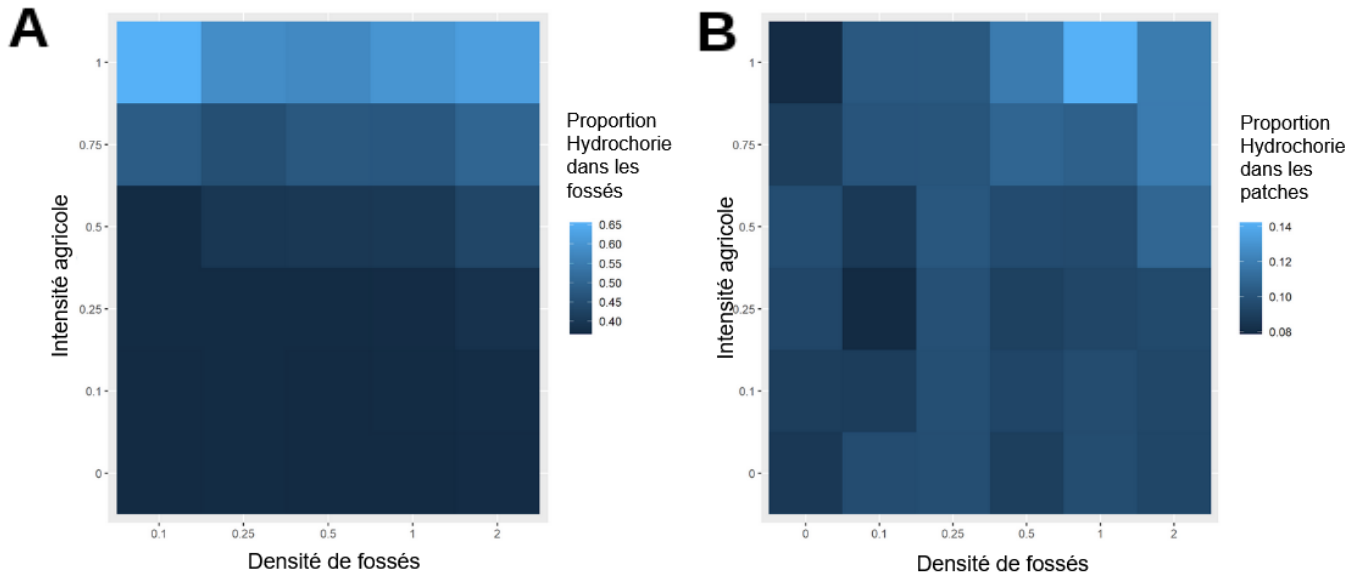
de fossés n'a pas l'air d'influencer la proportion d'occupation alors que l'intensité agricole semble faire diminuer la proportion d'occupation. Pour les patches l'intensité agricole semble légèrement diminuer la proportion d'occupation des patches. On peut donc en conclure que, dans notre simulation, la densité de fossés n'accélère pas la récupération des patch éteints et que seule une forte intensité agricole diminue ce temps de récupération.



**Figure 5:** Variation de la proportion d'occupation des fossés (A) et des patches (B) pour différentes valeurs de l'habitabilité des patches agricoles et de la densité de fossés.

La proportion d'occupation ne nous renseigne pas sur les espèces contenues dans les patches. Nos espèces ayant comme seul attribut distinctif leur proportion de graines dispersées par chaque mode de dispersion. Cette caractéristique peut être un avantage ou un inconvénient en fonction des propriétés du paysage et donc permettre à l'espèce qui la porte d'être plus ou moins favorisée. Pour les fossés (figure 6.A) on observe que l'intensité agricole augmente la proportion moyenne de dispersion hydrochore. Pour des valeurs d'intensité agricole intermédiaires (0.5 et 0.75) la proportion de fossés augmente aussi la proportion d'hydrochorie. La proportion moyenne d'hydrochorie au sein des espèces présentes dans les fossés est généralement non négligeable, allant d'environ 0.4 pour une faible intensité agricole, à plus de 0.65 quand cette intensité est forte (Figure 6.A). Au sein des patches, la proportion moyenne d'hydrochorie est encore inférieure à 0.2. Pour des valeurs d'intensité agricole élevée (entre 0.5 et 1) et pour une densité de fossés forte (1 et 2 sources par patches) on observe une plus grande proportion d'hydrochorie moyenne dans les paysages.

Donc l'intensité agricole et la densité de fossé influence positivement la proportion d'hydrochorie moyenne dans les paysage.

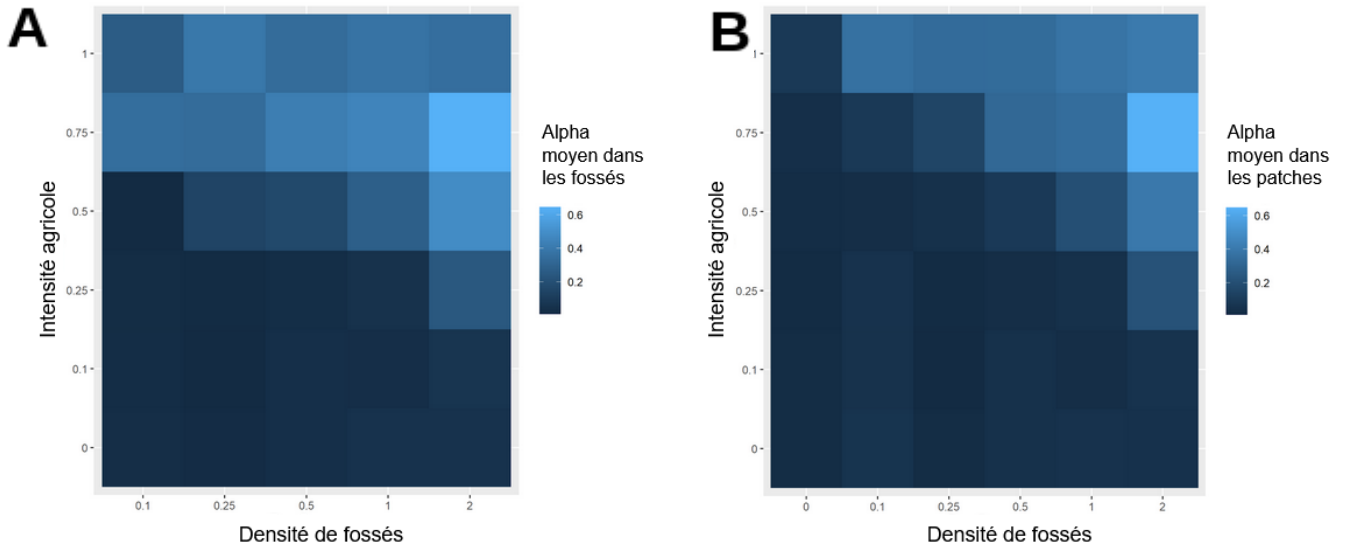


**Figure 6:** Variation de la proportion de l'hydrochorie moyenne des fossés (A) et des patches (B) pour différentes valeurs d'intensité agricole et de la densité de fossés.

Afin de comprendre la structuration des communautés à l'intérieur des patches il est aussi important de savoir si la communauté est dominée par une espèce extrêmement présente ou si au contraire il y cohabite une multitude d'espèces.

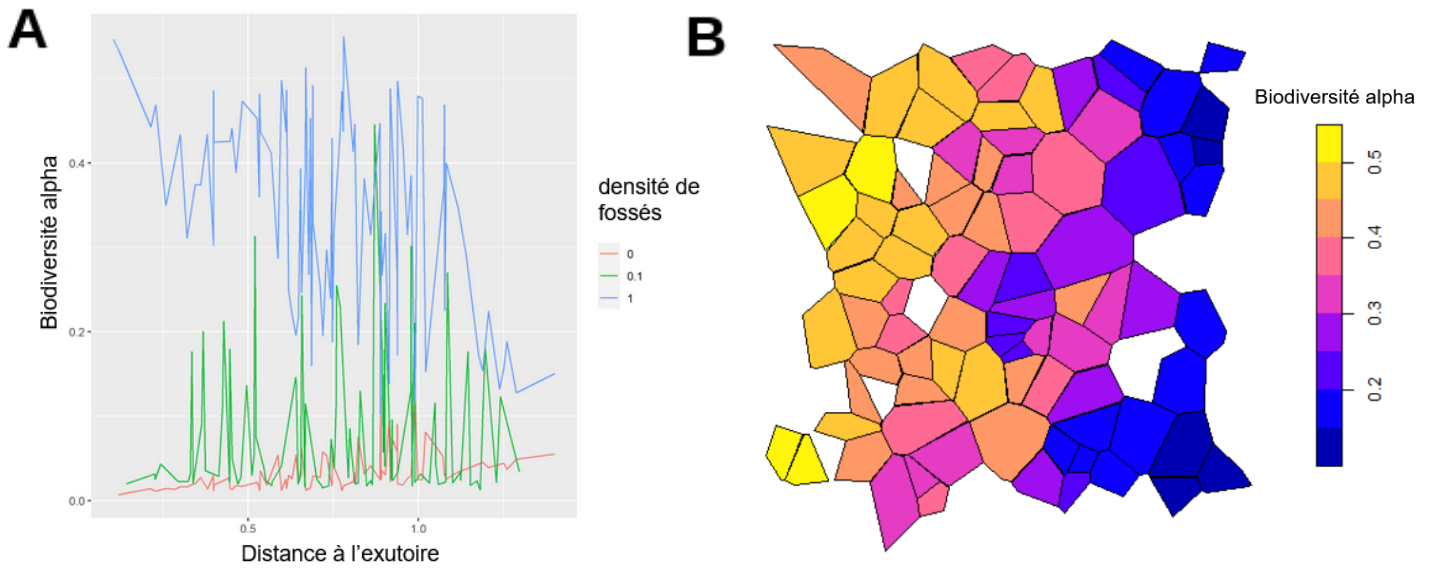
Au sein des fossés (Figure 7.A), la biodiversité alpha est proche de 0 lorsque l'intensité agricole est inférieure au égale à 0.1 (Figure 7.A). La biodiversité alpha augmente pour des valeurs intermédiaires d'intensité agricole (0.25, 0.5, 0.75). Sous ces conditions, l'augmentation de la densité de fossés permet aussi une augmentation de la biodiversité alpha. Pour une intensité agricole maximum on observe une diminution de la biodiversité alpha moyenne quelque soit la densité de fossés.

Pour les patches (Figure 7.B), on retrouve le même pattern mais avec un effet bien plus fort de la densité de canaux. En effet, en l'absence de fossés, la biodiversité alpha est toujours proche de 0. Dans les deux cas, le maximum est obtenu pour une valeur d'intensité agricole forte (0.75) et pour le maximum testé en densité de fossés (1).



**Figure 7:** Variation de la biodiversité alpha moyenne des fossés (A) et des patches (B) pour différentes valeurs d'intensité agricole et de la densité de fossés.

Les figure 7.A et 7.B, nous renseignent sur l'état global de la métacommunauté mais pas sur sa structuration spatiale. Pour explorer davantage comment la biodiversité est répartie dans le paysage nous allons observer la biodiversité alpha par rapport à la distance à l'exutoire (figure 8). Sur la figure 8.A on peut voir que la biodiversité alpha des patches n'est pas répartie de manière homogène sur la distance à l'exutoire pour une densité de fossés de 1. Un gradient est observable, avec une biodiversité maximale proche de l'exutoire. Pour une densité de fossés inférieure, la biodiversité alpha est faible pour toutes les distances à l'exutoire. et minimale au plus loin. Sur la figure 8.B on observe bien un gradient, de biodiversité alpha, mais ce dernier est sur l'axe gauche droite.

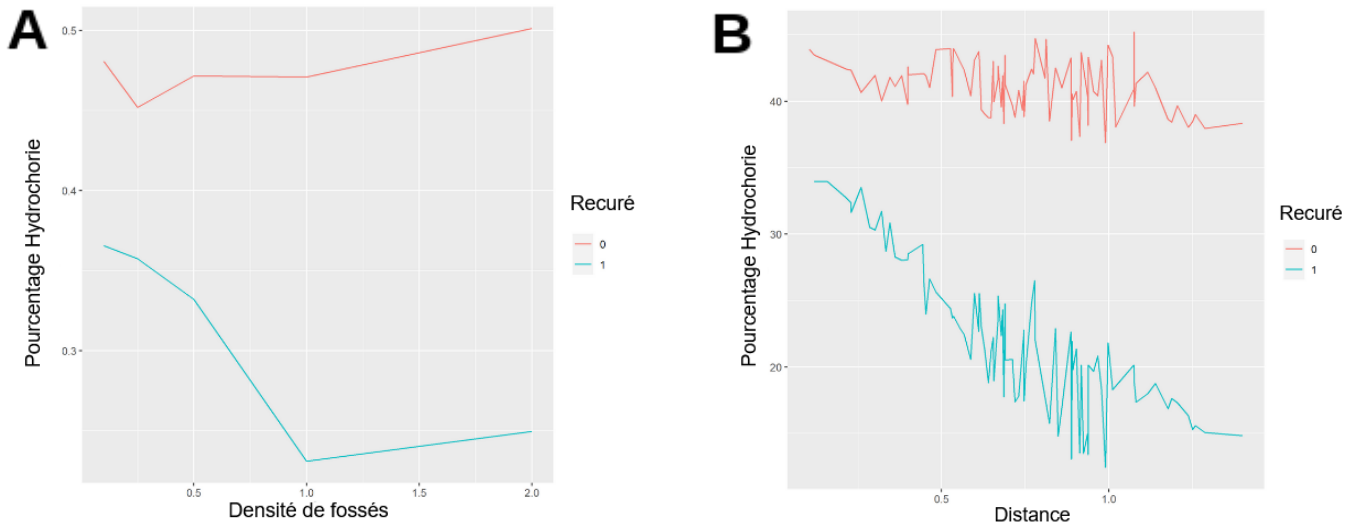


**Figure 8:** Répartition spatiale de la biodiversité alpha. **A :** Suivi de la biodiversité alpha dans les patches par rapport à la distance à l'exutoire pour différentes densité de fossés, avec l'habitabilité des patch agricole fixé à 0.25. **B :** Représentation des patches dans le paysage pour une intensité agricole de 0.75 et une densité de fossés de 1, avec une coloration indexée sur la biodiversité alpha de chaque patch

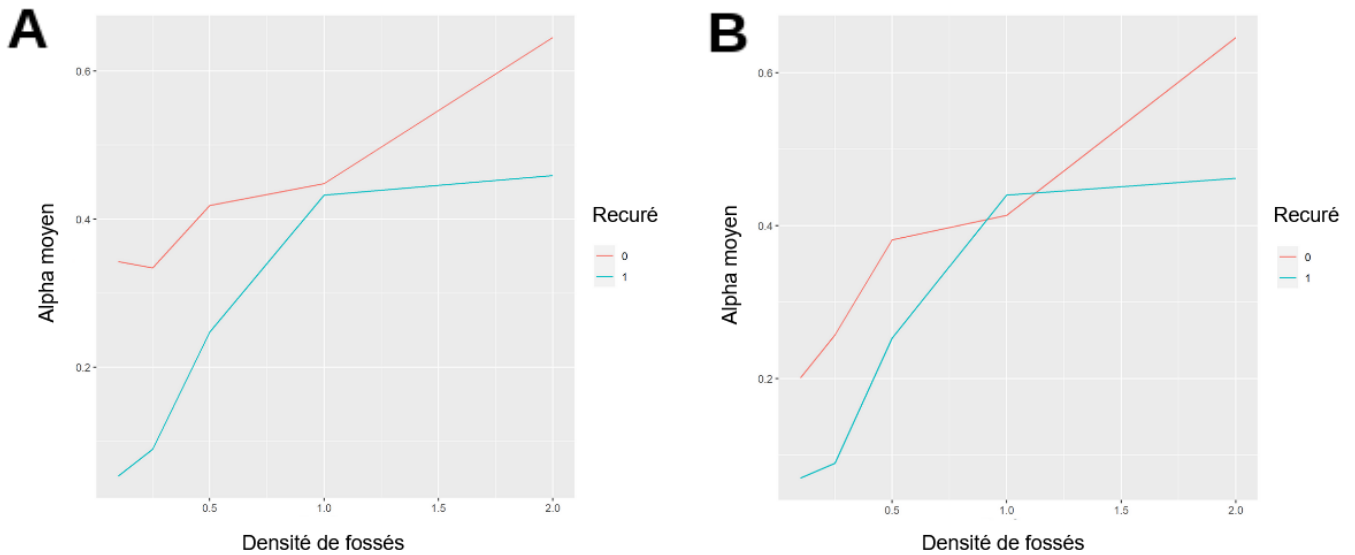
### III.3. Impact de l'entretien des fossés

Nous allons maintenant observer l'effet du curage régulier (tous les 5 pas de temps) sur notre métapopulation. En comparant l'évolution du taux d'hydrochorie avec et sans curage (Figures 9), la présence d'un curage diminue globalement la proportion d'hydrochorie dans les fossés (Figure 9.A). De plus, l'augmentation de la densité de fossés augmente légèrement la présence d'hydrochorie quand il n'y a pas de curage. Mais cet effet est inverse en présence de curage. L'augmentation de la densité de fossés augmente la quantité de graine supprimée à chaque curage. On observe que la distance à l'exutoire a un effet négatif sur la proportion d'hydrochorie avec et sans curage (Figure 9.B). Mais que la présence du curage accentue cet effet en plus de globalement défavoriser l'hydrochorie.

Dans un second temps, on voit que le curage a aussi un effet sur la biodiversité alpha (figure 10). Dans les fossés (figure 10.A) et dans les patches (figure 10.B) On voit que la présence d'un curage diminue la biodiversité alpha moyenne tout gardant le même effet positif de la densité des patches sur la biodiversité alpha.



**Figure 9 :** Comparaison du taux d’hydrochorie avec et sans curage des fossés. **A :** Taux d’hydrochorie moyenne en ordonnée et densité de fossés en abscisse avec et sans curage. **B :** Taux d’hydrochorie par patches en ordonnée et distance à l’exutoire en abscisse avec et sans curage pour une densité de source de 1.



**Figure 10 :** Comparaison de l’évolution de la biodiversité alpha, dans les fossés (A) et dans les patches (B) pour différentes valeurs de densité de fossés avec ou sans curage.

## IV. Discussions

Le modèle construit dans ce stage représente une métapopulation d'herbacées se développant dans un paysage agricole en présence de fossés. Sous nos hypothèses simplificatrices on peut voir que l'intensité agricole et la densité des fossés modifient la structure des communautés en favorisant des espèces dispersant plus par hydrochorie et en augmentant la biodiversité alpha moyenne sur le paysage. Ces deux effets sont spatialisés car ils sont plus importants en aval qu'en amont. Le curage quant à lui, va diminuer la biodiversité alpha que soit la proportion de fossés et va diminuer le taux d'hydrochorie moyen d'autant plus fort que la densité de fossés est forte.

Certain article montre le rôle de corridor que peuvent jouer les fossés agricoles (Dollinger et al., 2015) pour les espèces animales ou végétales. Or, avec notre modèle, la présence de fossés, même à forte densité, ne permet ni d'augmenter le taux d'occupation du paysage ni de coloniser le paysage plus rapidement. On peut donc penser que nos fossés n'augmentent pas la connectivité de nos différents patches entre eux ou que cette augmentation n'a pas d'effet dans notre paysage. Si l'on observe le paysage en introduction (figure 1.B). On voit que la plupart des patches semis naturels sont adjacents à au moins autres patch semis agricoles. Donc que la dispersion anémochore suffit pour recoloniser les patches éteint même quand l'habitabilité des patch agricole est nulle. De plus, dans notre modèle la distance de dispersion de tous les modes de dispersion est tirée selon la même loi. Donc que les graines sont dispersées aussi loin par le vent que par l'eau dans les canaux. Ce qui n'est pas le cas dans un milieu réel où chaque mode de dispersion à des portées différentes (Vittoz & Engler, 2007) et où les graines d'herbacées peuvent être dispersées à plus de 400m par les fossés (Rudi et al., 2018). Cette différence de portée pourrait expliquer le moindre rôle des fossés dans la connexion des différentes parties du paysage.

Notre modèle nous dit que pour n'importe quelle valeur d'intensité agricole ou de densité de fossés le taux moyen d'hydrochorie est bien plus élevé dans les fossés (entre 40 et 60%) que dans les patches semis naturels (entre 8 et 14%). Cela pourrait être dû à la facilité des espèces hydrochore à coloniser les canaux, car toutes les graines qui dispersent de manière hydrochore en traversant un fossé reste dedans. On retrouve donc une accumulation d'espèces fortement hydrochore dans ces fossés. Cette différence de composition spécifique

les fossés et les patches semis naturels permet de créer différents milieux de vie pour des espèces animales ce qui est observé en milieu réel (Dollinger et al., 2015).

La densité de fossés augmente la proportion d'hydrochorie dans les fossés comme dans les patches. Cela pourrait s'expliquer par le fait qu'une grande densité de fossés offrirait plus d'espace facilement colonisable pour les plantes hydrochores. Ayant plus d'espace dans le paysage, elles pourraient disperser plus dans les patches et les fossés adjacents et ainsi faire monter le taux d'hydrochorie. L'intensité agricole du paysage fait aussi augmenter l'hydrochorie. Cette augmentation est sûrement relative par rapport à l'anémochorie. Car pour une intensité agricole très forte les graines dispersant dans des patch agricole sont perdues. Or l'anémochorie disperse plus vers les patch agricole que l'hydrochorie dont les graines entrent dans les fossés si elles en croisent sur leur dispersion. Ce désavantage de l'anémochorie est observable en milieu fragmentés par rapport à des espèces zoochores qui dispersent moins vers les zones non habitables (Montoya et al., 2008).

La densité de fossés augmente également la biodiversité alpha moyenne dans les fossés et les patches . Cette augmentation pourrait être dû à la présence d'espèces plus hydrochore dans les fossés ce qui apporterait plus de diversité dans les fossés mais aussi dans les patches adjacents. Cela serait cohérent les observations d'augmentation de richesse spécifique du paysage par les fossés (Dijk et al., 2014). Cependant malgré l'augmentation globale de la biodiversité, il n'y a pas de plus forte biodiversité dans les fossés que dans les patches, alors que l'on peut observer cette différence sur le terrain (Meier et al., 2017).

Des valeurs intermédiaires d'intensité agricole augmentent elles aussi la biodiversité alpha moyenne pour les patches et les fossés . Mais le maximum d'intensité agricole diminue la biodiversité alpha. Comme dans Mouquet & Loreau, 2002, on pourrait avoir une biodiversité alpha maximum pour une connectivité intermédiaire entre les patches. Ici quand on augmente modérément l'intensité agricole, les patches semis agricoles sont séparés par des patch agricoles supportant peu d'individus donc ne permettant pas de forts flux d'individus. Cette limitation des flux d'individus permettrait de limiter la domination de tout le paysage par un petit nombre d'espèces tout en préservant des échanges d'espèces entre les patches. Mais si l'on augmente trop l'intensité agricole, alors les patches semis agricoles se retrouvent plus isolés, il n'y a plus d'arrivée d'autres espèces dans les patches et la biodiversité alpha diminue.



De forte densité de fossés peuvent engendrer un gradient de biodiversité alpha et de taux d'hydrochorie. Ces deux taux sont plus forts en aval qu'en amont. La présence de fossée crée donc de l'hétérogénéité dans le paysage comme chez Rodriguez-Iturbe et al., (2009). Mais dans notre modèle, il ne semble pas que l'hétérogénéité soit due à la création de différents bassins versant mais plus à un avantage donné aux populations d'espèces fortement hydrochores en aval. Car de part l'aspect directionnel de la dispersion hydrochore, ces populations reçoivent des individus à chaque pas de temps, alors que les populations en amont en perdent. Le gradient de biodiversité alpha observé semble aussi dû à l'aspect directionnel de la dispersion dans les canaux comme observé dans la revue de Rinaldo et al (2018). Mais cela est discutable car dans la représentation de la biodiversité alpha dans le paysage que l'on a, on semble voir un gradient allant de la gauche vers la droite et non de l'amont vers l'aval.

Le curage des fossés diminue la proportion d'hydrochorie de manière globale. Mais on observe en plus un effet combiné négatif du curage des fossés et de la densité de fossés. Cela pourrait s'expliquer par le fait que les individus arrivant dans les fossés sont supprimés tous les 5 ans et que les espèces fortement hydrochores ont une plus grande facilité à coloniser les fossés de par le fait que si leur dispersion croise un fossé, les graines ne peuvent pas le traverser. Sur le terrain on observe l'inverse avec une augmentation de la biodiversité et de la quantité de plantes flottantes et de plantes submergées (Milsom et al., 2004). Dans notre modèle, le curage des fossés diminue aussi la biodiversité alpha moyenne dans les patches et les fossés. Ce résultat contredit aussi les observations sur le terrain qui tendent à montrer que l'entretien des fossés augmente la biodiversité locale en amendant le sol et en diminuant la pression compétitive ce qui permet à des espèces moins compétitrices de se développer (Martín et al., 2018). Les effets du curage permettant sur le terrain l'augmentation de la biodiversité ne sont pas pris en compte par notre modèle. Car dans notre modèle, la fertilité est homogène sur le paysage et la seule chose différenciant nos espèces est leur proportion de graine emporté par chaque type de dispersion et non leur capacité à être compétitrice pour de l'espace ou une ressource. Dans notre modèle, le curage n'apporte qu'un désavantage pour les espèces qui dispersent grandement vers ces canaux. Cette diminution augmente probablement la domination des espèces les plus anémochores et donc diminue la biodiversité alpha moyenne.

## V. Conclusion et perspectives

Pour conclure on peut dire que les fossés et l'intensité agricole jouent des rôles structurant pour la métacommunauté végétale. Ils favorisent les espèces majoritairement hydrochores et augmentent la biodiversité alpha moyenne. De plus, ils modifient la structure spatiale du paysage en introduisant un gradient de biodiversité et de présence de plantes hydrochores. Ces deux effets sont cohérents avec les observations de terrain faites dans la littérature. Le curage des fossés défavorise les espèces fortement hydrochores et diminue la biodiversité alpha moyenne ce qui est l'inverse de ce qui est observé sur le terrain. Cette opposition est due à l'impossibilité pour notre modèle de prendre en compte les effets positifs du curage tel qu'une meilleure circulation de l'eau ou une diminution de la compétition.

Pour aller plus loin dans la compréhension du rôle des fossés, il serait intéressant de relâcher petit à petit les hypothèses simplificatrices de ce modèle. La première hypothèse à relâcher serait la loi unique dans laquelle sont tirées les distances de dispersion. Il existe déjà des descriptions de la dispersion des graines dans le ruissellement de l'eau (Thompson et al., 2014), dans les fossés et rivières (Rudi et al., 2018) et par le vent (Colbach et al., 2001). Mais des études de terrain seront sûrement nécessaires pour la dispersion zoochore. Une meilleure description de ces modes de dispersion permettra de mieux comprendre leur rôle et leur interaction avec les fossés.

Un autre moyen de mieux comprendre le phénomène serait d'aborder la dispersion des graines dans le paysage en mobilisant la théorie des graphes. Les différentes régions du paysage sont représentées par des nœuds et les dispersions entre ces régions sont les liens entre ces nœuds. Cela permettrait d'utiliser d'autres métriques telle que la connectance ou les *k* player (nœuds pour lesquels on perd le plus de liens quand on les supprime) (Urban et al., 2009). Dans ce cadre théorique, il serait intéressant de voir si les fossés sont des régions fortement connectées qui peuvent permettre la survie d'une méta-population à des taux d'extinction élevés (Gilarranz & Bascompte, 2012).

# Bibliographie

- Bennett, E. M. (2017). Changing the agriculture and environment conversation. *Nature Ecology & Evolution*, 1(1), 0018. <https://doi.org/10.1038/s41559-016-0018>
- Bradbury, R., & Kirby, W. (2006). Farmland birds and resource protection in the UK: Cross-cutting solutions for multi-functional farming? *Biological Conservation*, 129, 530-542. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.11.020>
- Carluer, N., & Marsily, G. D. (2004). Assessment and modelling of the influence of man-made networks on the hydrology of a small watershed : Implications for fast flow components, water quality and landscape management. *Journal of Hydrology*, 285(1), 76-95. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.08.008>
- Chen, I.-C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B., & Thomas, C. D. (2011). Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. *Science*, 333(6045), 1024-1026. <https://doi.org/10.1126/science.1206432>
- Clarke, S. J. (2015). Conserving freshwater biodiversity : The value, status and management of high quality ditch systems. *Journal for Nature Conservation*, 24, 93-100. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.10.003>
- IPCC. (2021). *Climate change 2021 The physical science basis*(1ST ED). Cambridge University Press UK.
- Colbach, N., Clermont-Dauphin, C., & Meynard, J. M. (2001). *GeneSys : A model of the influence of cropping system on gene escape from herbicide tolerant rapeseed crops to rape volunteers II. Genetic exchanges among volunteer and cropped populations in a small region.*
- Cozannet, G. L., Lionello, P., El-Magd, I. A., Farahmand, S., Gemenne, F., Safa, A., Vicente-Serrano, S., Spagnuolo, F., Sevilgen, D. S., Somot, S., Thiéblemont, R., Tirado, C., & Trambly, Y. (s. d.). *CSCPPM4 Mediterranean Region.*
- Cozannet, G. L., Lionello, P., El-Magd, I. A., Farahmand, S., Gemenne, F., Safa, A., Vicente-Serrano, S., Spagnuolo, F., Sevilgen, D. S., Somot, S., Thiéblemont, R., Tirado, C., & Trambly, Y. (2022). *CSCPPM4 Mediterranean Region.*

- Dijk, W. F. A. van, Ruijven, J. van, Berendse, F., & Snoo, G. R. de. (2014). The effectiveness of ditch banks as dispersal corridor for plants in agricultural landscapes depends on species' dispersal traits. *Biological Conservation*, *171*, 91-98. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.006>
- Dollinger, J., Dagès, C., Bailly, J.-S., Lagacherie, P., & Voltz, M. (2015). Managing ditches for agroecological engineering of landscape. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, *35*(3), 999-1020. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0301-6>
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *34*(1), 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Gilarranz, L. J., & Bascompte, J. (2012). Spatial network structure and metapopulation persistence. *Journal of Theoretical Biology*, *297*, 11-16. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2011.11.027>
- Grass, I., Loos, J., Baensch, S., Batáry, P., Librán-Embid, F., Ficiciyan, A., Klaus, F., Riechers, M., Rosa, J., Tiede, J., Udy, K., Westphal, C., Wurz, A., & Tschardtke, T. (2019). Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. *People and Nature*, *1*(2), 262-272. <https://doi.org/10.1002/pan3.21>
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., ... Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, *1*(2), e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Halley, J. M., Monokrousos, N., Mazaris, A. D., Newmark, W. D., & Vokou, D. (2016). Dynamics of extinction debt across five taxonomic groups. *Nature Communications*, *7*(1), 12283. <https://doi.org/10.1038/ncomms12283>
- Hastings, A., & Botsford, L. W. (2006). Persistence of spatial populations depends on returning home. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *103*(15), 6067-6072. <https://doi.org/10.1073/pnas.0506651103>
- Herzon, I., & Helenius, J. (2008). Agricultural drainage ditches, their biological importance and

- functioning. *Biological Conservation*, 141(5), 1171-1183.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.03.005>
- Hill, J. K., Collingham, Y. C., Thomas, C. D., Blakeley, D. S., Fox, R., Moss, D., & Huntley, B. (2001). Impacts of landscape structure on butterfly range expansion. *Ecology Letters*, 4(4), 313-321. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00222.x>
- Lagacherie, P., Diot, O., Domange, N., Gouy, V., Floure, C., Kao, C., Moussa, R., Robbez-Masson, J. M., & Szleper, V. (2006). An indicator approach for describing the spatial variability of artificial stream networks with regard to herbicide pollution in cultivated watersheds. *Ecological Indicators*, 6(2), 265-279. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.02.003>
- Levvasseur F. (2012). Structure du paysage et fonctionnement hydrologique : Application aux réseaux de fossés en zone viticole méditerranéenne. *PhD dissertation*.
- Levvasseur, F., Biarnès, A., Bailly, J. S., & Lagacherie, P. (2014). Time-varying impacts of different management regimes on vegetation cover in agricultural ditches. *Agricultural Water Management*, 140, 14-19. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.03.012>
- Levins, R. (1969). Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control. *Bulletin of the Entomological Society of America*, 15(3), 237-240. <https://doi.org/10.1093/besa/15.3.237>
- Malcolm, J. R., Markham, A., Neilson, R. P., & Garaci, M. (2002). Estimated migration rates under scenarios of global climate change. *Journal of Biogeography*, 29(7), 835-849. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2002.00702.x>
- Marcon, E. (2015). *Mesures de la Biodiversité*.
- Marja, R., & Herzon, I. (2012). The importance of drainage ditches for farmland birds in agricultural landscapes in the Baltic countries : Does field type matter? *Ornis Fennica*, 89, 170-181.
- Martín, R. S., Jiménez, M. N., & Navarro, F. B. (2018). Effects of vegetation management on plant diversity in traditional irrigation systems. *Journal of Environmental Management*, 223, 396-402. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.056>
- Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., & Watson, J. E. M. (2016). Biodiversity : The ravages of

- guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536(7615), 143-145. <https://doi.org/10.1038/536143a>
- Mazerolle, M. J. (2005). Drainage Ditches Facilitate Frog Movements in a Hostile Landscape. *Landscape Ecology*, 20(5), 579-590. <https://doi.org/10.1007/s10980-004-3977-6>
- Meier, M., Gerlach, R., Schirmel, J., & Buhk, C. (2017). Plant diversity in a water-meadow landscape : The role of irrigation ditches. *Plant Ecology*, 218(8), 971-981. <https://doi.org/10.1007/s11258-017-0744-8>
- Milsom, T. P., Sherwood, A. J., Rose, S. C., Town, S. J., & Runham, S. R. (2004). Dynamics and management of plant communities in ditches bordering arable fenland in eastern England. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 103(1), 85-99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.10.012>
- Montoya, D., Zavala, M. A., Rodríguez, M. A., & Purves, D. W. (2008). Animal Versus Wind Dispersal and the Robustness of Tree Species to Deforestation. *Science*, 320(5882), 1502-1504. <https://doi.org/10.1126/science.1158404>
- Mouquet, N., & Loreau, M. (2002). Coexistence in Metacommunities : The Regional Similarity Hypothesis. *The American Naturalist*, 159(4), 420-426. <https://doi.org/10.1086/338996>
- Muneepeerakul, R., Bertuzzo, E., Rinaldo, A., & Rodriguez-Iturbe, I. (2008). Patterns of vegetation biodiversity : The roles of dispersal directionality and river network structure. *Journal of Theoretical Biology*, 252(2), 221-229. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2008.02.001>
- Rinaldo, A., Gatto, M., & Rodriguez-Iturbe, I. (2018). River networks as ecological corridors : A coherent ecohydrological perspective. *Advances in Water Resources*, 112, 27-58. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2017.10.005>
- Rodriguez-Iturbe, I., Muneepeerakul, R., Bertuzzo, E., Levin, S. A., & Rinaldo, A. (2009). River networks as ecological corridors : A complex systems perspective for integrating hydrologic, geomorphologic, and ecologic dynamics: RIVER NETWORKS AS ECOLOGICAL CORRIDORS. *Water Resources Research*, 45(1). <https://doi.org/10.1029/2008WR007124>
- Roose, E. S. (2004). Stratégies traditionnelles de conservation de l'eau et des sols dans le bassin méditerranéen : Classification en vue d'un usage renouvelé. *Bulletin Erosion* 33-44.

- Rudi, G., Bailly, J.-S., Belaud, G., & Vinatier, F. (2018). Characterization of the long-distance dispersal of Johnsongrass ( *Sorghum halepense* ) in a vegetated irrigation channel : Hydrochorous dispersal of Johnsongrass in a vegetated channel. *River Research and Applications*, 34(9), 1219-1228. <https://doi.org/10.1002/rra.3356>
- Rybicki, J., Abrego, N., & Ovaskainen, O. (2020). Habitat fragmentation and species diversity in competitive communities. *Ecology Letters*, 23(3), 506-517. <https://doi.org/10.1111/ele.13450>
- Sánchez-Montoya, M. M., Datry, T., Ruhi, A., Carlson, S. M., Corti, R., & Tockner, K. (2023). Intermittent rivers and ephemeral streams are pivotal corridors for aquatic and terrestrial animals. *BioScience*, 73(4), 291-301. <https://doi.org/10.1093/biosci/biad004>
- Shivanna, K. R. (2022). Climate change and its impact on biodiversity and human welfare. *Proceedings of the Indian National Science Academy*, 88(2), 160-171. <https://doi.org/10.1007/s43538-022-00073-6>
- Thompson, S. E., Assouline, S., Chen, L., Trahktenbrot, A., Svoray, T., & Katul, G. G. (2014). Secondary dispersal driven by overland flow in drylands : Review and mechanistic model development. *Movement Ecology*, 2(1), 7. <https://doi.org/10.1186/2051-3933-2-7>
- Tscharntke, T., & Brandl, R. (2004). Plant -Insect interactions in fragmented landscape. *Annual Review of Entomology*, 49(1), 405-430. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.49.061802.123339>
- Urban, D. L., Minor, E. S., Treml, E. A., & Schick, R. S. (2009). Graph models of habitat mosaics. *Ecology Letters*, 12(3), 260-273. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01271.x>
- Varela, V., Vlachogiannis, D., Sfetsos, T., Karozis, S., Politi, N., & Giroud, F. (2019). Projection of Forest Fire Danger due to Climate Change in the French Mediterranean Region. *Sustainability*, 11, 4284. <https://doi.org/10.3390/su11164284>
- Vittoz, P., & Engler, R. (2007). Seed dispersal distances : A typology based on dispersal modes and plant traits. *Botanica Helvetica*, 117(2), 109-124. <https://doi.org/10.1007/s00035-007-0797-8>

## Résumés

Les fossés sont initialement créés, en région méditerranéenne, pour transférer les surplus d'eau hors des région viticole lors des pluies intenses caractérisant ce climat. Ils sont régulièrement entretenus par les agriculteurs pour préserver leurs capacités hydrauliques. Mais ces fossés accueillent aussi une grande biodiversité végétale et animale et jouent un rôle de corridor écologique en favorisant la dispersion de nombreuses espèces. Dans ce rapport nous cherchons à comprendre le rôle de ces fossés (en densité dans le paysage et en niveau d'entretien) et de l'intensité agricole dans la structuration d'une métacommunauté végétale. Pour cela nous avons créé un modèle de métacommunauté végétale spatialement explicite dans lequel chaque espèce est différenciée par son mode de dispersion (hydrochorie, zoochorie ou anémochorie). Notre modèle nous indique que l'intensité agricole et la densité de fossés favorisent l'hydrochorie et ont tous les deux un effet positif sur la biodiversité alpha moyenne. L'entretien des fossés va quant à lui défavoriser les espèces les plus hydrochores et va avoir un effet négatif sur la biodiversité alpha moyenne. Les résultats de l'entretien des fossés sont inattendus car à l'opposé de ce qui est observé sur le terrain.

Ditches in Mediterranean agricultural landscapes are quite common as they transfer the surplus water of typical intense rainy events out of cultivated parcels. They are regularly maintained by farmers to preserve their hydraulic capacity. But these ditches also host a large vegetal and animal biodiversity and act as an ecological corridor enabling the spread of many species. In this report, we investigate the role of ditches (in terms of density in the landscape and level of maintenance) and agricultural intensity in the structuration of a vegetal metacommunity. That for, we developed a spatially explicit vegetal-metacommunity model in which each species is differentiated by its mode of dispersal (hydrochory, zoochory or anemochory). Our model shows that agricultural intensity and ditch density both promote hydrochory and have a positive effect on average alpha biodiversity. On the contrary, the maintenance of ditches negatively impacts the most hydrochorous species and the mean alpha-biodiversity. The results of ditch maintenance are unexpected, as they run counter to what is observed in the field.