



HAL
open science

Vertébrés terrestres et écotoxicologie du paysage

Clémentine Fritsch, Michael Coeurdassier, Patrick Giraudoux, Francis Raoul,
Renaud Scheifler

► **To cite this version:**

Clémentine Fritsch, Michael Coeurdassier, Patrick Giraudoux, Francis Raoul, Renaud Scheifler. Vertébrés terrestres et écotoxicologie du paysage. Cécile Bernard; Christian Mougin; Alexandre Péry. Ecotoxicologie, des communautés au fonctionnement des écosystèmes, 2, ISTE Editions, 2017. hal-01659270

HAL Id: hal-01659270

<https://hal.science/hal-01659270v1>

Submitted on 18 Feb 2022

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.

Vertébrés terrestres et écotoxicologie du paysage

AUTEURS : C. FRITSCH, M. COEURDASSIER, P. GIRAUDOUX, F. RAOUL ET R. SCHEIFLER.

AFFILIATION : UMR 6249 CHRONO-ENVIRONNEMENT CNRS / UFC, USC INRAE, BESANÇON, FRANCE

1. Introduction

Quels sont les impacts des substances toxiques sur la biodiversité ? Quels sont les facteurs qui modulent ces effets ? À travers quels processus agissent-ils ? Comment utiliser ces connaissances pour évaluer, gérer et atténuer les risques pour l'environnement et les écosystèmes ?

Répondre à ces questions constitue un enjeu majeur de l'écotoxicologie actuelle pour des raisons cognitives, mais aussi appliquées à la gestion sanitaire et environnementale. Pour étudier le transfert et les effets des polluants au sein de communautés de vertébrés terrestres, les approches proposées dans le champ de l'écotoxicologie du paysage apportent un cadre conceptuel et méthodologique prometteur et probablement déterminant. Les approches « traditionnelles » cherchant à mesurer l'exposition individuelle et ses conséquences sur les organismes (réponses biochimiques, physiologiques, traits d'histoire de vie) et les populations (effectifs, *sex-ratio*, structure génétique...) apportent des éléments de compréhension-clé pour appréhender ces questions. Cependant, elles sont intrinsèquement limitées, car elles n'intègrent pas, aux échelles spatiales et temporelles pertinentes et dans un contexte spatialement explicite, l'ensemble des propriétés émergentes et des processus qui interviennent à des niveaux d'organisation supérieurs (communauté, paysage [LID 08]) et qui contribuent à déterminer le transfert des contaminants et les réponses des systèmes biologiques. D'une part, les polluants émis peuvent être disséminés sur des étendues de plusieurs km² voire centaines de km². Les facteurs qui conditionnent alors la distribution spatiale des contaminants dans l'environnement sont des facteurs locaux (caractéristiques des sols par exemple), mais aussi à l'échelle du paysage (occupation des sols, rugosité des habitats) et des facteurs plus globaux (courants atmosphériques, topographie et climatologie...). D'autre part, au-delà des habitats contaminés, les caractéristiques paysagères déterminent le fonctionnement des communautés et des méta-communautés, jouant ainsi un rôle essentiel sur les mécanismes de stabilité et de résilience. Étant donné les traits biologiques et écologiques des vertébrés terrestres (comportement spatial, comportement de nourrissage, rythmes biologiques, durée de vie), et puisque leur principale voie d'exposition aux contaminants est la voie trophique [SMI 07], il semble crucial d'aborder ces questions à des échelles spatiales et temporelles relativement larges (à l'échelle du paysage, sur plusieurs km², et sur des durées de plusieurs mois voire années), et en intégrant des processus écologiques à l'échelle des communautés et des paysages (relations proies-prédateurs, connectivité des habitats...).

Qu'est-ce que l'écotoxicologie du paysage et quelles opportunités offre ce champ thématique pour mieux comprendre les transferts et les effets des polluants au sein des communautés de vertébrés terrestres ? Ce chapitre débute par une introduction exposant le cadre contextuel et conceptuel de l'écotoxicologie du paysage, et se poursuit par trois études de cas menées sur un site pollué par des éléments traces métalliques, l'ancienne fonderie de Metaleurop Nord, sur les petits mammifères et les oiseaux.

2. Vers une écotoxicologie du paysage

2.1. L'exposition aux contaminants est hétérogène dans l'espace

Il est reconnu que l'exposition des organismes mobiles aux contaminants varie dans l'espace, notamment du fait de l'hétérogénéité spatiale de la contamination des sols, de la disponibilité environnementale des polluants et des caractéristiques de l'habitat et du paysage [CLI 95, MAR 96, SMI 07]. Le besoin de développer une estimation spatialement et temporellement explicite de l'exposition aux polluants a été souligné durant la dernière décennie, et l'on peut noter une augmentation des études s'intéressant à ces questions [HOP 06]. Certains auteurs ont mis en évidence, par modélisation, l'influence de la contamination du sol, de l'hétérogénéité de l'occupation du sol et de la taille du domaine vital sur l'exposition des organismes étudiés [HOP 01, LOO 10, MAR 96, PUR 07, SCH 08]. Dans la grande majorité des cas, ces études utilisent des modèles individus-centrés pour calculer une exposition cumulée. Un effort a également été fait pour introduire des données spatialement explicites (taille du domaine vital, hétérogénéité de la contamination ou comportement de nourrissage) dans l'évaluation du risque liés à différents polluants [GAI 05, KOO 05, LOO 10, SAL 10, TOP 05]. Les travaux mesurant la variabilité spatio-temporelle de l'exposition dans les situations de terrain restent en revanche très rares. Par ailleurs, l'influence de l'hétérogénéité spatiale de l'occupation du sol a été regardée à l'échelle de l'habitat, mais pas à l'échelle de la mosaïque d'habitats, c'est-à-dire du paysage.

2.2. Le paysage est une mosaïque de taches d'occupation du sol, mais aussi un niveau d'organisation écologique

Le paysage est défini comme une mosaïque caractérisée par la composition, la structure et la fonction des taches d'occupation du sol dont elle est constituée [BUR 03, URB 87]. Récemment, des précisions ont été apportées sur la définition du paysage, le conceptualisant comme un élément environnemental avec ses caractéristiques physiques et biologiques, mais également comme un niveau d'organisation biologique caractérisé par des propriétés émergentes [LID 08]. Le paysage est alors considéré comme un quatrième niveau d'organisation écologique (hiérarchie emboîtée : organisme, population, communauté et « méta-communautés à l'échelle du paysage » ou *ecoscape* comme le propose Lidicker [LID 08]), qui concerne les communautés et plus particulièrement les interactions spatialement structurées entre communautés et habitats. Cette perception du paysage n'induit pas de caractéristique intrinsèque d'étendue spatiale ou temporelle, mais implique de considérer, selon les cas concernés, des étendues pertinentes par rapport aux processus mis en jeu (par exemple, un paysage bactérien et un paysage avien différeront en termes d'échelles spatiales et temporelles). Le paysage, sous cette acception, possède des propriétés émergentes qui ont trait aux types de communautés présentes et à leur diversité, à la configuration spatiale des taches et aux caractéristiques des écotones, à la connectivité, aux flux entre taches (énergie, nutriments, organismes, information), à la stabilité (résilience, prédictibilité...) et aux tendances à long terme (successions, invasions, extinctions...), ou encore aux propriétés énergétiques (productivité, par exemple).

2.3. Le paysage peut avoir un rôle sur les transferts et les effets des contaminants

Dans les paysages hétérogènes, la durée, la fréquence et l'intensité de l'exposition aux polluants peuvent varier spatialement. Les niveaux de polluants dans les médias peuvent varier dans la mosaïque paysagère à cause des capacités d'interception et de rétention variables des différents habitats constituant les paysages [DER 04, ETT 05]. Le temps passé par les animaux dans les différentes taches change avec l'occupation du sol et la qualité des différentes taches d'habitats. La qualité de l'habitat est une caractéristique multi-factorielle, conditionnée par des variables abiotiques et biotiques (climat, altitude, géologie, structure de la végétation, disponibilité des ressources, compétition, prédation...), qui déterminent la présence des organismes en permettant ou non le maintien des populations locales selon les caractéristiques de l'espèce concernée [RIC 00]. Elle peut s'échelonner d'un habitat inadapté (où les populations ne pourront pas se maintenir) à un habitat optimal (où la population peut se maintenir, voire s'accroître). Selon l'espèce considérée, certains habitats représentent un milieu de vie plus favorable par sa structure ou la disponibilité et la quantité en ressources alimentaires présentes. Selon les ressources nécessaires (alimentation, protection, reproduction) pour l'organisme, le caractère favorable varie à court (en journées, par exemple) ou long terme (en années, par exemple). Par conséquent, le paysage exerce un rôle dans l'hétérogénéité spatiale de l'exposition des organismes en conditionnant leur répartition spatiale. La localisation des taches favorables/défavorables détermine la présence/absence des individus, la fréquence de visite et le temps passé dans les taches. L'agencement spatial des différentes taches peut affecter les déplacements des individus et la manière dont ils exploitent leur environnement (migration, colonisation...), ce qui peut faire varier le contact entre l'organisme et le polluant [LOO 10, PUR 07, SCH 08].

Le paysage, par son influence sur la structure et le fonctionnement des populations et des communautés [BUR 03, LID 08], peut représenter un facteur majeur gouvernant l'exposition des organismes en affectant la structure des réseaux trophiques. Il pourrait influencer le transfert trophique (présence/absence et abondance de certaines espèces, interactions trophiques et non trophiques entre organismes) et les effets des polluants (interactions avec d'autres stress écologiques) [ARE 03]. Le paysage ayant une implication dans les flux de matière et d'énergie au sein des écosystèmes [LID 08], il modifie probablement le transfert des polluants au même titre que celui d'autres éléments.

La pollution de l'environnement peut contribuer à déterminer la qualité de l'habitat et modifier les caractéristiques des taches de la mosaïque paysagère, participant ainsi à la répartition spatiale des taches favorables/défavorables dans la matrice [AKC 01, ARE 03, CAR 04]. Une contamination peut par exemple modifier la disponibilité des ressources alimentaires ou limiter les capacités de survie et/ou de reproduction des organismes par effet toxique. Par ce biais, cela peut affecter les populations vivant dans le paysage concerné. Dans des cas extrêmes, si la pollution provoque une dégradation intense de la qualité de l'habitat mettant en péril la survie et la reproduction des organismes, ce type d'interaction entre paysage et pollution peut être considéré comme une forme de fragmentation [ARE 03, CAR 04]. La fragmentation de l'habitat peut être vue comme la perte de vastes zones d'habitat favorable au sein d'un paysage, laissant de petites taches d'habitat intact isolées au sein d'une matrice hostile. Or, la fragmentation a une importance majeure sur les populations et les communautés, conduisant fréquemment à la disparition des espèces inféodées à l'habitat impacté. Le paysage, puisqu'il participe à l'isolement des populations, peut influencer les possibilités de résilience des populations ou communautés impactées par une pollution en limitant ou en favorisant les possibilités de recolonisation de l'habitat concerné [ARE 03, BAR 08, BUN 14, CAQ 07, CAR 04]. Dans le cas de métapopulations, la modification des caractéristiques favorables d'une ou de plusieurs taches par une pollution peut affecter les flux d'individus entre populations sources et puits et donc la dynamique de population globale [CAR 04, MCL 00]. D'autres cas de figure liés à l'influence du paysage sur les dynamiques de populations et de communautés peuvent être envisagés. L'addition d'un stresser perturbant les ressources et/ou la survie des adultes et la production de jeunes (comme les polluants) peut impacter différemment les populations selon le fonctionnement initial déterminé par le paysage [AKC 01, ARE 03, CAR 04, MCL 00]. Si la nécessité d'étudier les facteurs affectant le transfert des

polluants à l'échelle du paysage, c'est-à-dire l'échelle à laquelle des effets directs et indirects des polluants peuvent intervenir sur les organismes, a été soulignée par différents auteurs, ce champ d'investigation reste peu développé.

2.4. Émergence de l'écotoxicologie du paysage

Dans le début des années 1990, certains auteurs, en référence aux concepts et méthodes développés en écologie du paysage, ont proposé de développer un nouveau champ thématique en écotoxicologie, l'« écotoxicologie du paysage » [CAI 93, CAI 96]. Ils ont ainsi mis avant le développement de nouveaux concepts en écotoxicologie qui prendraient en compte le paysage, les mécanismes écologiques qui y sont liés, des niveaux d'organisation biologique pertinents par rapport à cette échelle, et des critères d'effets utilisés en écologie des communautés et du paysage pour l'évaluation des impacts des polluants [CAI 93, CAI 96]. Développer une écotoxicologie du paysage n'implique pas seulement d'étudier des variables paysagères dans le contexte général de recherches sur le transfert et les effets des polluants, mais surtout de travailler à des échelles spatiales et temporelles et à des niveaux d'organisation biologiques correspondants au niveau hiérarchique du paysage et à ses propriétés émergentes. En outre, cette approche fait intervenir de manière intrinsèque la prise en compte de la dimension spatiale de l'exposition aux polluants et de leurs effets, et intègre par conséquent les concepts et les outils de l'écologie et de l'écotoxicologie spatiale permettant d'aller vers une évaluation du risque spatialement explicite. Pourtant, l'écotoxicologie du paysage reste une discipline très peu développée [BAR 08, FOC 14, JOH 02, KAP 08], peu d'études ont été menées dans ce cadre au cours des 15 années qui ont suivi les publications de John Cairns Jr introduisant le concept. Ce champ de recherche est actuellement en réel développement et reçoit une attention croissante [FOC 14, FRI 10b, FRI 11, FRI 12, TET 13].

Dans ce chapitre, nous présentons une synthèse des résultats de nos recherches en écotoxicologie du paysage et des communautés sur le site de Metaleurop Nord. Les questions abordées sont les suivantes.

– La composition et la diversité du paysage influencent-elles l'exposition des micromammifères (campagnols, musaraignes) et du merle noir (*Turdus merula*) aux éléments traces métalliques (ETMs) ?

– Chez les micromammifères, le paysage peut-il jouer sur l'intensité et l'échelle spatiale des relations entre niveau d'exposition et niveau de contamination environnementale ? Les mécanismes sous-jacents peuvent-ils être en lien avec les comportements spatiaux et de nourrissage des animaux ?

– Chez le merle noir, l'influence du paysage est-elle due aux interactions trophiques ?

– Quel est le poids relatif de l'influence du paysage sur les transferts d'ETMs par rapport à d'autres facteurs connus pour influencer la biodisponibilité et le transfert des polluants (propriétés des sols notamment) ?

– Les communautés de micromammifères sont-elles perturbées par les ETMs, et si oui, cet impact de la contamination est-il modulé par le paysage ?

3. Le site de Metaleurop Nord

Le site d'étude se situe autour de l'ancienne fonderie de plomb (Pb) et de zinc (Zn) de Metaleurop Nord, localisée Noyelles-Godault (Nord-Pas-de-Calais, 50°25'42 N 3°00'55 E). Différents types d'occupation du sol sont présents sur le site : les surfaces les plus importantes sont occupées par des milieux urbanisés (32 %), des milieux agricoles (principalement champs labourés, 43 %) et des milieux forestiers (plantations ou forêt naturelle, 12 %) [FRI 10c]. La Deûle (rivière partiellement canalisée) traverse la zone d'étude du nord-ouest au sud-est et longe l'ancien site métallurgique.

L'usine de Metaleurop Nord a été, durant son activité de 1894 à 2003, l'une des plus grosses fonderies de Pb et de Zn en Europe. Le procédé pyrométallurgique employé (procédé thermique de première fusion) a généré des quantités considérables de poussières contaminées en ETMs entre autres. Ces rejets atmosphériques ont été drastiquement réduits dans les années 1970 (de 350 tonnes de Pb canalisées en 1970 à 15 tonnes environ en 2002) suite à la mise en place de la réglementation sur les installations classées pour l'environnement et à l'intervention des organismes de régulation. Cependant, en 2002, les émissions annuelles étaient encore de 1 tonne de cadmium (Cd), 17 tonnes de Pb et 31 tonnes de Zn [DRI 03]. Les « stériles » liés aux activités de l'usine étaient stockés à ciel ouvert sous forme d'un terril et étaient sujets à dispersion par le vent, entraînant des émissions de poussières contaminées supplémentaires. Une autre usine (Umicore, fonderie de Zn localisée à Aubry, à moins de 4 km de Metaleurop Nord) a également participé à la contamination des sols de la zone, bien que les procédés de production pyrométallurgiques aient été remplacés en 1975 par un procédé électrolytique, diminuant drastiquement les émissions en ETMs [DRI 03].

Différentes mesures concrètes avaient été imposées à Metaleurop Nord une trentaine d'années avant sa fermeture et concernaient notamment la maîtrise des rejets en ETMs, des campagnes de suivi sanitaire de la population (dépistage de plombémie), la surveillance des produits agricoles et le retrait des produits non conformes, une opération « Ceinture verte »

(acquisition des terrains agricoles dans les zones polluées au-delà de 250 mg/kg de Pb), un projet d'intérêt général visant à limiter l'usage des sols, des actions de recherche en matière de réhabilitation des sols [DRI 03], etc.

Les sols de la zone présentent une contamination considérable en ETMs, notamment en Cd, Pb et Zn, à la fois pour les niveaux atteints et les surfaces concernées : près de 120 km² où vivent 55 000 personnes sont considérés comme impactés par les retombées de l'usine. D'après BASOL, les sols de surface agricoles montrent une contamination atteignant des valeurs supérieures à 20 mg/kg de Cd sur 0,85 km² et 500 mg/kg sur 5 km² en Pb [BAS 10]. L'utilisation de la signature isotopique du Pb a permis de mettre en évidence le panache de déposition des poussières contaminées émises par Metaleurop Nord, montrant l'implication majeure de l'usine dans la contamination des sols du secteur [FRA 04] bien que n'étant probablement pas la seule source de rejets d'ETMs dans l'environnement (autres usines, transports, agriculture...). La contamination des sols arables, urbains et forestiers aux alentours de Metaleurop Nord a été bien documentée au cours des dernières années [DOU 07, DOU 08, DOU 09, FRA 07, FRI 10b, STE 00, STE 02].

Les études épidémiologiques conduites sur la zone dans les années 2000 ont montré qu'une proportion non négligeable de la population (30 % et 12 % des hommes et femmes adultes, respectivement) vivant dans le voisinage de Metaleurop Nord (jusqu'à 1 km environ) montraient des concentrations sanguines supérieures à 100 µg/l de Pb (limite admise comme indiquant une surexposition) [LER 01B]. Concernant tant les adultes que les enfants, les niveaux de plombémie sanguine diminuaient avec l'augmentation de la distance entre la fonderie et leur logement [DEB 06, LER 00, LER 01A, LER 01B]. La diminution de l'exposition aux poussières contaminées depuis la fermeture de la fonderie semble avoir conduit à une diminution des teneurs sanguines en ETMs au sein de la population [DEC 04]. Cependant, la population et la faune sauvage restent exposées aux contaminations en métaux des sols *via* les chaînes alimentaires (notamment les légumes cultivés dans les jardins des particuliers), l'ingestion accidentelle de sol (qui est une voie d'exposition majeure chez les enfants) et l'inhalation de poussières contaminées dues à la dispersion éolienne [BID 09, DEB 06, DER 06, DOU 07, ROU 08]. Ainsi, l'accumulation des ETMs dans les végétaux cultivés et naturels du secteur a été mise en évidence par plusieurs études [DER 06, DOU 08, DOU 08B, PRU 06].

4. Pollution et paysage en interaction modifient les communautés de petits mammifères

S'il est largement connu que les perturbations naturelles peuvent entraîner des changements dans les communautés de vertébrés, les connaissances sur l'influence des perturbations anthropiques sur les communautés restent limitées. Cette question devient cependant cruciale dans le contexte actuel de l'anthropocène, où les activités anthropiques deviennent le principal déterminant du fonctionnement des écosystèmes. De nombreux facteurs intrinsèques et extrinsèques déterminent la structure et la composition locale des communautés. En particulier pour les petits mammifères, les études sur leur écologie à travers le monde ont identifié comme facteurs déterminants la composition et la structure du paysage, la diversité et la structure des habitats, les variations de quantité et de qualité des ressources, les prédateurs, ou encore les densités de population [AMO 11, GOM 11, LET 11, OJE 11, RIO 11, URB 11]. On sait que ces facteurs agissent à des échelles spatiales emboîtées, du paysage au micro-habitat, et sont fortement déterminés par l'influence des activités anthropiques dans diverses situations et contextes biogéographiques (agriculture, pratiques agropastorales et sylvicoles, changements globaux...) [BOL 01, GOM 11, URB 11].

Les effets des contaminations chimiques sur les vertébrés terrestres ayant principalement été étudiés au niveau sub-individuel ou individuel, plus rarement à l'échelle des populations ou des communautés [ALB 00], la pollution environnementale est l'une des perturbations anthropiques qui a le moins reçu d'attention vis-à-vis de ses effets sur les communautés de petits mammifères. L'étude de la littérature disponible met en évidence une absence de consensus concernant les effets des pollutions métalliques. Par exemple, les résultats divergent sur les différences de richesse entre les sites de référence et pollués : quatre études rapportent une diminution [DMO 98, KAT 94, MUK 10, WIL 04] et trois ne détectent pas de variations [DMO 95, FLI 90, LOC 00]. Ces différentes réponses des communautés peuvent être en partie dues aux différents types et intensités de pollution étudiés, mais pourraient aussi résulter des disparités des caractéristiques environnementales, telles que le paysage, qui diffèrent au sein et entre les études. Les différences entre les communautés des sites de référence et pollués peuvent difficilement être directement attribuées à la pollution, mais peuvent également résulter du rôle indirect de certains facteurs écologiques en lien avec la qualité d'habitat [PHE 09, STO 93, WIL 04]. Il paraît essentiel de caractériser les interactions entre les contraintes écologiques auxquelles sont soumis les assemblages de petits mammifères à des échelles appropriées, du paysage à l'habitat, pour évaluer le rôle de stressors concomitants comme la pollution des sols. De plus, dans le contexte actuel, il est réaliste de considérer que la plupart des communautés de vertébrés sont soumises simultanément à plusieurs stressors, tels que des changements rapides d'occupation de sols et des pollutions environnementales.

Nous nous sommes intéressés à ces questions en explorant l'influence du paysage, de l'habitat et de la pollution du sol sur la structure et la composition des communautés de micromammifères. Ce travail a été mené aux alentours de l'ancienne fonderie de Metaleurop Nord, sur une zone présentant des paysages variés sous influence anthropique (agricole, urbain, friche industrielle). Des études ont montré que les concentrations en Cd et Pb dans les sols atteignent localement des niveaux pouvant mettre en danger les petits mammifères, et ont mis en évidence un fort transfert de Cd et Pb aux rongeurs et musaraignes sauvages de ce secteur [FRI 10a, FRI 10b, FRI 11, TET 13]. Les petits mammifères ont été capturés en automne 2006 dans des habitats boisés (haies, bosquets, buissons, plantation de feuillus avec sous-bois, plantation de feuillus sans sous-bois, bois) où les teneurs en ETMs

dans les sols ont été mesurées, sur une trentaine de zones (carrés de 500 mètres de côté, 10 lignes de 10 pièges/zone) constituant un gradient de pollution pour différentes dominantes paysagères (plusieurs réplicats pour différents niveaux de contamination du sol en paysage agricole, urbain, forestier et enrichi).

Différents paramètres de structure des communautés ont été considérés : l'abondance totale (nombre total d'individus), la richesse (nombre d'espèces), et la « régularité » ou « équitabilité » (ici indice de régularité basé sur l'indice de diversité de Shannon : $J' = H'/H'\max$), ce à l'échelle de la ligne de piège. Comme les communautés sur ce site sont largement dominées par une espèce, le mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus*, les variations d'abondance sans cette espèce ont également été étudiées. La composition des communautés a été considérée sur la base des densités relatives des espèces, en estimant les probabilités de capture (ou « probabilités d'occurrence ») pour chaque espèce à l'échelle de la ligne de piège. Pour chaque ligne de piège, les concentrations en Cd et Pb dans le sol sont connues, et l'habitat et le type de paysage sont caractérisés.

Les assemblages de micromammifères sur ce site de 40 km² réunissent 11 espèces au total pour 1 338 individus capturés. Les succès de capture sont très variables, avec les abondances les plus élevées observées pour le mulot sylvestre puis le campagnol roussâtre et la musaraigne musette, espèces qui par ailleurs ont été capturées dans tous les types de paysages et d'habitats et tout le long du gradient de pollution (tableau 1). Les musaraignes du genre *Sorex* sont principalement présentes en paysage forestier et celles du genre *Crocidura* en paysage agricole et urbain. Les campagnols du genre *Microtus* ont principalement été capturés dans les paysages agricoles et enrichis. Le rat des moissons a été capturé en paysage agricole uniquement et la souris grise a typiquement été présente en paysage urbain.

L'abondance totale, l'abondance sans le mulot et la richesse varient selon le type de paysage. Le type d'habitat (bosquet, forêt, haie, etc., indépendamment du type de paysage) influence l'abondance avec et sans mulot, mais pas la richesse. Les abondances avec et sans mulot varient très fortement d'un site à l'autre indépendamment du paysage ou du type d'habitat. Tous les paramètres de structure des assemblages varient significativement avec la pollution du sol en Cd et Pb. D'une manière générale, l'abondance et la richesse tendent à diminuer au-delà de 1 000 ppm de Pb (ou 30 ppm de Cd), mais les densités relatives des espèces et les variations sont spécifiques à chaque type paysager. Les abondances présentent des tendances non linéaires de type « dos d'âne » avec des valeurs maximales entre 300 à 1 000 ppm de Pb, ou 10 à 30 ppm de Cd, dans le sol, en paysages agricole, urbain et forestier (figure 1). En paysage enrichi, qui n'est présent que sur des terrains très contaminés (plus de 10 ppm de Cd ou 300 ppm de Pb), l'abondance totale et surtout l'abondance sans le mulot diminuent avec la pollution des sols. Parallèlement, la richesse en paysage urbain augmente jusqu'à environ 1 000 ppm de Pb dans le sol (10-30 ppm de Cd) et diminue ensuite, tandis qu'elle est relativement stable en paysages agricole et forestier. La richesse en paysage enrichi montre une forte diminution avec la pollution du sol sur ces zones très contaminées. L'équitabilité ne varie qu'avec les teneurs en métaux dans les sols, avec une diminution le long du gradient de pollution, ce quel que soit le paysage.

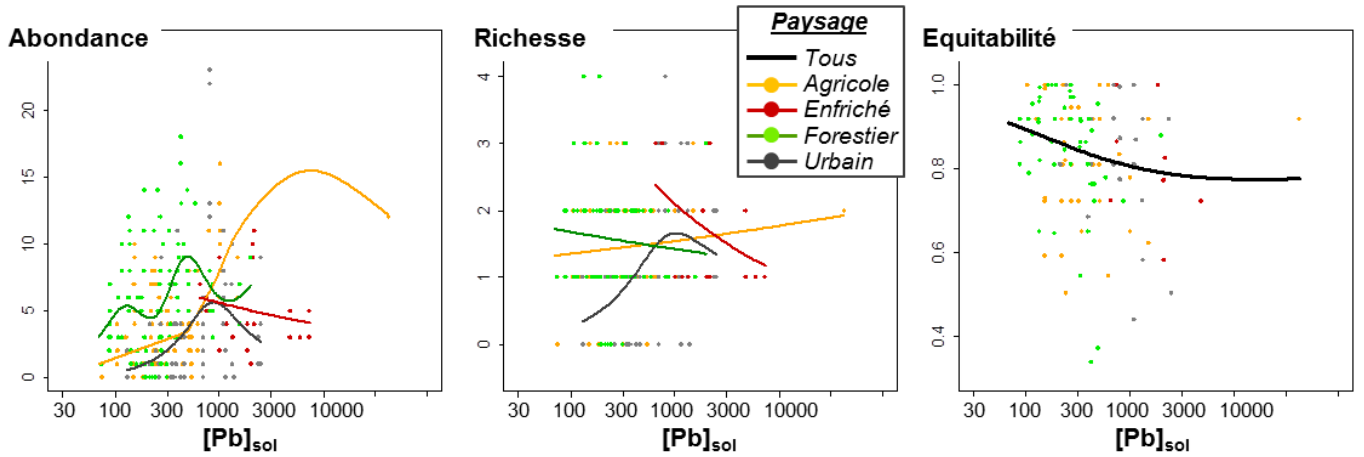
Si l'on considère la composition des communautés, l'occurrence (probabilité de capture) des différentes espèces varie avec le type de paysage et le type d'habitat. Les plus faibles probabilités d'occurrence sont observées dans les plantations sans sous-bois et les buissons en paysage agricole ainsi que dans les haies et bosquets en paysage urbain. Les plus fortes probabilités d'occurrence sont observées dans les bosquets et bois en paysage agricole et dans tous les habitats en paysage forestier. La composition des communautés varie avec le niveau de pollution des sols selon des patrons de réponse spécifiques à chaque type de paysage. Les modèles expliquant le plus de variabilité des assemblages de petits mammifères dans chacun des paysages sont ceux avec la pollution du sol et l'habitat (ou l'assemblage, lorsque celui-ci réunit les mêmes caractéristiques pour plusieurs habitats qui peuvent alors être rassemblés) comme facteurs explicatifs, avec des variabilités expliquées de l'ordre de 5 à 8 %. L'influence de la pollution des sols sur les communautés de micromammifères est plus prononcée dans certains types paysagers. Si en paysages forestier et enrichi, la variabilité des assemblages est plus liée à la pollution du sol en Cd ou Pb qu'à l'habitat, l'inverse est observé en paysages urbain et agricole.

D'une manière générale, les densités relatives des espèces généralistes opportunistes telles que la crocidure musette et surtout le mulot sylvestre augmentent avec la pollution du sol en Cd ou Pb (figure 2). En paysages forestier ou enrichi, les densités relatives des espèces plus spécialistes comme les musaraignes du genre *Sorex* et le campagnol roussâtre diminuent lorsque le niveau de contamination des sols en ETMs augmente. On assiste à une homogénéisation des communautés lorsque le niveau de pollution des sols augmente. Globalement, l'occurrence des différentes espèces, le mulot sylvestre mis à part, diminue dans les zones les plus contaminées dans les différents paysages, et les communautés sont donc de plus en plus dominées par le mulot. La diminution de l'équitabilité au sein des communautés avec l'augmentation de la pollution est en lien avec cet accroissement de la dominance du mulot sylvestre dans les assemblages.

Tableau 1. Micromammifères capturés à l'automne 2006 sur 30 sites constituant des gradients de pollution des sols en ETMs dans quatre types de paysages (agricole, enfriché, forestier et urbain) sur le site de Metaleurop Nord

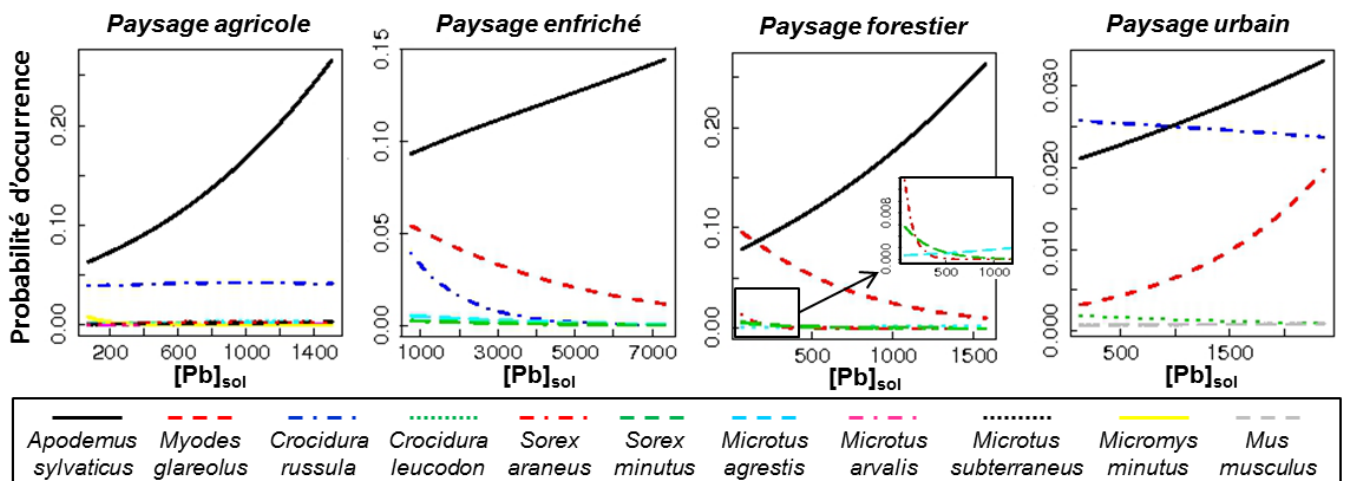
Espèces capturées		Taux de capture	Effectifs	
RONGEURS	<i>Apodemus sylvaticus</i>	Mulot sylvestre	9,9	859
	<i>Micromys minutus</i>	Rat des moissons	0,1	5
	<i>Mus musculus</i>	Souris grise	0,1	5
	<i>Myodes glareolus</i>	Campagnol roussâtre	2,9	254
	<i>Microtus agrestis</i>	Campagnol agreste	0,1	9
	<i>Microtus arvalis</i>	Campagnol des champs	0,1	9
	<i>Microtus subterraneus</i>	Campagnol souterrain	0,1	2
MUSARAIGNES	<i>Crocidura leucodon</i>	Musaraigne bicolore	0,1	12
	<i>Crocidura russula</i>	Musaraigne musette	1,9	164
	<i>Sorex araneus</i>	Musaraigne carrelet	0,1	11
	<i>Sorex minutus</i>	Musaraigne pygmée	0,1	8
Toutes espèces		15,5	1 338	
Nombre d'espèces		11		

Figure 1. Abondance (nombre total d'individus), richesse (nombre d'espèces) et équitabilité (indice de régularité de Shannon) par ligne de piège en fonction de la concentration en Pb dans le sol ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ masse sèche) pour chaque type de paysage. L'équitabilité ne variant



significativement qu'avec la pollution du sol, et non avec la variable « paysage », la tendance pour l'ensemble des paysages est représentée sur le graphique.

Figure 2. Probabilités d'occurrence des différentes espèces au sein des assemblages les plus représentés en paysages agricole, enfriché, forestier et urbain le long du gradient de pollution du sol en Pb (concentration en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ masse sèche)



Les effets de la pollution du sol sont plus prononcés dans certains paysages, notamment le paysage forestier et le paysage enrichi. Les changements d'occurrence des espèces le long du gradient de pollution aboutissent à des assemblages totalement différents. Par exemple, à forte contamination en paysage forestier dans les haies, bosquets et bois, on assiste à une diminution importante des densités des espèces spécialistes : le campagnol roussâtre n'est plus l'espèce dominante et les occurrences des musaraignes du genre *Sorex* s'effondrent. À l'inverse, dans les paysages agricoles et urbain, bien que les densités relatives et les assemblages varient également avec la pollution, les communautés des zones faiblement et fortement polluées présentent des caractéristiques similaires, étant largement dominées par le mulot sylvestre et la musaraigne musette, deux espèces plutôt tolérantes aux perturbations anthropiques [BOL 01, LUG 03, ROB 02]. Les variations de l'abondance et de la richesse avec des pics à des niveaux de pollution intermédiaires traduisent des variations complexes et variées des occurrences des différences espèces dans les différents habitats le long du gradient de pollution. Ce patron évoque l'hypothèse de l'*Intermediate Disturbance Hypothesis* selon laquelle la diversité locale des espèces est maximisée lorsque les perturbations écologiques ne sont ni trop rares/faibles, ni trop fréquentes/fortes.

La plupart des études menées jusqu'à présent sont basées sur la comparaison de sites de référence et pollués, ce qui rend difficile la confrontation avec nos données qui ont été acquises de manière continue le long d'un gradient. Globalement, nos résultats sont similaires à ceux observés sur les communautés de petits mammifères en forêt de bouleaux aux alentours d'une fonderie de cuivre en Russie. Ceux-ci montraient une évolution en « dos d'âne » de l'abondance avec des maxima de densités atteints aux niveaux intermédiaires de contamination, et une diminution de la richesse avec l'augmentation du niveau de pollution des sites [MUK 10]. Parmi les autres études publiées, les conclusions montrent des divergences qui pourraient être liées au paysage ou à d'autres caractéristiques ou perturbations locales. Si les résultats sur la structure des communautés diffèrent, certains patrons généraux sur la composition des assemblages peuvent être mis en évidence si l'on tient compte du paysage considéré. La plupart des études menées dans des paysages ouverts, comme ici dans les paysages agricole et urbain, ont observé une dominance des espèces opportunistes généralistes (comme l'est dans notre cas le mulot sylvestre) connues pour dominer généralement les communautés d'habitats perturbés (par exemple *Peromyscus leucopus* sur le continent américain), et l'apparition d'espèces de milieux perturbés (notamment *M. musculus*) [FLI 90, LOC 00, PHE 09, WIL 04]. De même, des études menées en paysage forestier en Russie et en Pologne ont mis en évidence une diminution de l'abondance des musaraignes du genre *Sorex* avec la pollution métallique [DMO 95, KAT 05, MUK 10]. Le campagnol roussâtre y était l'espèce dominante en zone faiblement ou non polluée, tandis que d'autres espèces comme le mulot sylvestre étaient principalement capturées dans les zones polluées [DMO 95, DMO 98, MUK 10].

En résumé, nos résultats soulignent que les interactions entre le paysage et la pollution des sols modifient les assemblages de petits mammifères. Les changements induits au sein des communautés conduisent à une diminution des densités et de la richesse et à une perte de biodiversité puisque l'on assiste à une homogénéisation de la composition en espèces des assemblages, et une diminution de l'équitabilité.

5. Influence du paysage sur l'exposition des micromammifères aux métaux

Les petits mammifères ont largement été étudiés en écotoxicologie de la faune sauvage comme bioindicateurs des pollutions environnementales [SHO 01, TAL 91]. Leurs caractéristiques écologiques et leurs capacités de bioaccumulation en font des modèles privilégiés pour évaluer le transfert des polluants dans les réseaux trophiques (différentes espèces à différents niveaux trophiques, densités de population relativement importantes, proies de nombreux oiseaux et mammifères) de milieux terrestres variés (urbain, industriel, agricole par exemple). Des travaux ont mis en évidence que les niveaux de métaux ou de radionucléides dans leurs tissus reflétaient le niveau de contamination des sites de capture.

Si la majorité des études ont été menées en comparant des sites pollués à des sites de référence, certains travaux ont également permis d'étudier plus finement les relations entre les concentrations en polluants, notamment en métaux, dans les sols et dans les animaux provenant d'un même lieu. Certains auteurs ont alors mis en évidence des corrélations faibles entre les concentrations environnementales et celles des tissus [WIJ 07], suggérant que la dispersion (mobilité inter-saisonnière notamment) des animaux et des variations de comportement de nourrissage pouvaient influencer leur exposition aux contaminants. D'autres études ont montré une forte dépendance entre les concentrations en métaux dans les tissus et les teneurs dans les sols [FRI 10a], ou encore des variations entre sites des ratios concentrations sol/reins qui pouvaient être attribuées aux caractéristiques des sols qui déterminent en partie la biodisponibilité pour les plantes et les invertébrés (matière organique, pH) [VAN 10]. De telles disparités mettent en lumière un fort rôle potentiel de caractéristiques sites-spécifiques, telles que le paysage ou des particularités environnementales comme des barrières écologiques (rivière, habitat inhospitalier), sur les patrons de transfert des métaux dans les réseaux trophiques. Si l'étude des effets de l'habitat sur le transfert d'ETMs aux micromammifères a déjà été abordée, par modélisation et plus rarement par des études de terrain [LOO 10, SCH 08, VAN 11], les effets de la mosaïque d'habitats n'ont pas encore été considérés.

Dans ce contexte, nous avons cherché à déterminer si le paysage influençait l'exposition des petits mammifères aux ETMs présents dans les sols. Nos recherches menées sur le site atelier de Metaleurop Nord permettent d'aborder cette

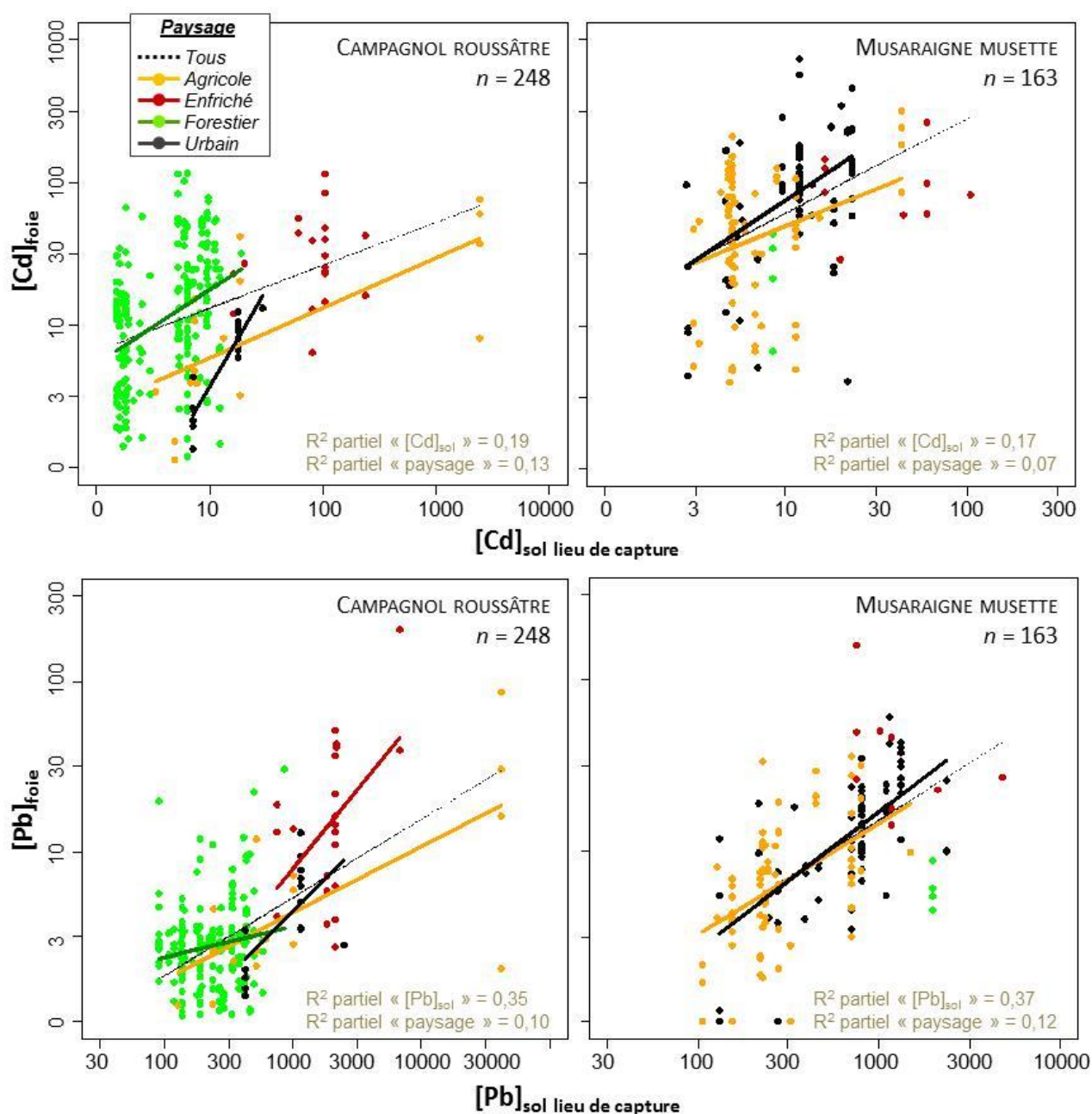
problématique grâce aux données acquises à large échelle sur les concentrations en Cd et en Pb dans les sols et dans plusieurs espèces de petits mammifères (le campagnol roussâtre *Myodes glareolus*, rongeur omnivore/granivore, et la musaraigne musette *Crocidura russula*, musaraigne insectivore) d'habitats boisés (haies, bosquets, bois, etc.). L'échantillonnage a été réalisé dans une trentaine de zones (carrés de 500 mètres de côté) réparties dans les environs de l'ancienne usine de Metaleurop Nord, selon un double gradient de contamination et de type paysagers (plusieurs réplicats pour différents niveaux de contamination du sol en paysage agricole, urbain, forestier et enfriché) [FRI 11].

L'exposition des petits mammifères aux polluants est déterminée par des facteurs individuels et des caractéristiques écologiques des animaux et de l'environnement, par le niveau de pollution environnementale, mais aussi par la biodisponibilité des polluants dans la matrice environnementale contaminée. Avant d'étudier l'influence des caractéristiques paysagères sur le transfert des métaux, il était donc nécessaire de tenir compte de l'influence potentielle de la biodisponibilité. La biodisponibilité peut éventuellement être corrélée avec le paysage dans la mesure où les caractéristiques des sols qui modulent la disponibilité des métaux (comme le pH, la capacité d'échange cationique ou le taux de matière organique) peuvent varier avec le type d'occupation du sol. La disponibilité environnementale des ETMs, et par extension, la biodisponibilité, sont souvent estimées sur la base d'extractions chimiques. Parmi les extractants communément utilisés, le chlorure de calcium (CaCl_2) est considéré comme un bon estimateur de la fraction de Cd et Pb disponible pour de nombreuses plantes et invertébrés [BAK 03, HAR 07, PEI 03]. Puisque les plantes et les invertébrés du sol constituent l'alimentation d'un grand nombre d'invertébrés et de vertébrés, les extraits au CaCl_2 devraient refléter le potentiel des métaux à être transférés dans les réseaux trophiques, et tout particulièrement la part biodisponible pour les micromammifères herbivores, omnivores ou insectivores. Les teneurs bioaccumulées pouvant augmenter avec l'âge [FRI 10a], les relations entre les teneurs en métaux dans le foie (l'un des organes majeurs d'accumulation de Cd et Pb) et dans les sols et l'influence du paysage ont été analysées en tenant compte de l'âge des individus.

Pour le campagnol roussâtre comme pour la musaraigne musette, les concentrations en Cd et Pb dans le foie augmentent avec les teneurs en Cd et Pb dans les sols, avec 17 à 37 % de variance expliquée (figure 3), et sont toujours mieux corrélées avec les concentrations totales plutôt qu'avec les concentrations extraites au CaCl_2 [FRI 11]. Nos résultats montrent également que les concentrations en métaux dans le foie, ainsi que leur évolution le long du gradient de pollution, varient entre les types de paysage (figure 3). En tenant compte de l'âge des individus capturés et à contamination du sol égale par ailleurs, les teneurs en Cd chez le campagnol sont plus fortes en paysages forestier et enfriché qu'en paysages agricole et urbain et celles en Pb sont les plus fortes en paysage à dominante enfrichée. L'augmentation des concentrations hépatiques en Cd et Pb le long du gradient de pollution est plus forte en paysages urbain et enfriché en comparaison avec les paysages forestier et agricole. Une influence du paysage est également mise en évidence chez les musaraignes, mais les patrons de relation sont différents, avec des concentrations en Cd plus élevées en paysage urbain qu'agricole tandis que l'augmentation des teneurs bioaccumulées le long du gradient de pollution ne diffère pas. Aucune influence du paysage n'a été détectée pour le Pb chez cette espèce (figure 3). Ces résultats montrent donc une influence espèce-spécifique et métal-spécifique de la composition du paysage sur l'exposition des micromammifères.

Afin d'explorer plus finement l'exposition et l'influence du paysage sur l'exposition des petits mammifères aux ETMs, l'étendue spatiale des corrélations entre teneurs en métaux dans les tissus et teneurs dans les sols a été étudiée au sein des différents types de paysage. Les médianes des concentrations totales en Cd et Pb dans les sols dans des zones tampons (*buffers*) circulaires de taille croissante (rayons de 50, 75, 100, 175, 250, 350, 500, 750 et 1 000 mètres) autour du lieu de capture des animaux ont été calculées. L'évolution des coefficients de détermination (R^2) en fonction de la taille de la zone tampon a permis de définir à quelle échelle spatiale la corrélation entre concentrations dans les tissus et dans les sols était la plus forte [FRI 11]. Deux principaux patrons de relation ont alors été mis en évidence. Le premier montre de plus fortes corrélations entre les teneurs dans les animaux et dans les sols au point de prélèvement ou dans des zones de petite taille (moins de 100 mètres de rayon) par rapport aux zones de plus grande taille. Ce schéma est observé dans les paysages urbains à la fois pour les campagnols et les musaraignes, ainsi que pour le campagnol dans les paysages agricoles. Le second patron montre des corrélations faibles avec les teneurs en métaux au point d'échantillonnage ou à 50 mètres, puis des coefficients de détermination stables quelle que soit la taille de la zone tampon. C'est le cas pour le campagnol en paysage forestier et les musaraignes des paysages agricoles.

Figure 3. Relations entre teneurs en métaux dans le foie de campagnols roussâtres et de musaraignes musettes et teneurs en métaux dans les sols au lieu de capture et par type de paysage. Les concentrations sont exprimées en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ masse sèche. Les coefficients de détermination pour chacune des variables (R^2 partiel) ont été calculés sur la base de la partition de variance en utilisant des modèles linéaires généraux incluant le facteur « âge » qui n'est pas représenté ici. (Adapté de [FRI^o11])



En résumé, l'exposition des petits mammifères dépend des teneurs en métaux dans les sols et du paysage, de façon spatialement explicite : l'hétérogénéité spatiale de l'exposition est due aux variations spatiales des concentrations totales en métaux dans les sols et à la composition du paysage autour des habitats où les animaux ont été échantillonnés. L'influence du paysage sur l'exposition est spécifique à chacune des espèces de micromammifères, se traduisant par des patrons d'accumulation différents entre campagnols et musaraignes.

La modulation de l'exposition des petits mammifères aux ETMs par le paysage pourrait être en lien avec leur comportement de nourrissage et/ou leur comportement spatial. Le comportement de nourrissage pourrait changer en fonction du type de paysage puisque la composition et l'arrangement spatial de la mosaïque d'habitats jouent un rôle déterminant sur la répartition spatiale et les dynamiques des communautés, et par conséquent sur la densité, la disponibilité et la diversité des ressources alimentaires [BUR 03, LID 08]. Les modifications de composition du régime alimentaire des petits mammifères impliqueraient une variation de la quantité et de la biodisponibilité des métaux transférés dans les réseaux trophiques, amenant à des patrons d'exposition différents selon le paysage. Des auteurs ont mis en évidence des variations habitat-spécifiques, indépendamment des caractéristiques pédologiques, de l'accumulation des métaux tels que le Cd ou le Pb chez des invertébrés du sol (vers de terre, cloporte) et des petits mammifères omnivores/granivores (mulot sylvestre *A. sylvaticus* et campagnol roussâtre) sur des gradients de pollution [VAN 11, VER 09]. [VAN 11] montrent une accumulation du Cd habitat-spécifique chez le mulot sylvestre, un rongeur omnivore/granivore, avec une exposition plus

élevée dans les prairies en comparaison avec la forêt et les zones arables. Des résultats similaires semblent se dessiner pour le campagnol roussâtre, mais les effectifs capturés en prairie et en culture sont très faibles (3 individus maximum). Cette étude montre également des variations de régime alimentaire (évalué grâce aux signatures isotopiques en carbone et azote) entre ces différents habitats, et des relations significatives entre les signatures isotopiques des animaux et l'accumulation du Cd. Ces données suggèrent fortement une influence importante du régime alimentaire sur ces patrons d'accumulation de Cd et leur variabilité entre habitats, la consommation de vers de terre pouvant notamment expliquer une exposition plus forte [VAN 11]. À l'échelle du paysage, la mosaïque d'habitats et leur configuration spatiale peuvent donc conditionner les communautés de proies présentes et leur accessibilité, mais aussi les niveaux de contamination des proies disponibles.

Les travaux de [VAN 11] montrent également une influence du comportement spatial des rongeurs sur leur exposition au Cd. Chez le mulot sylvestre, une espèce mobile et omnivore, l'accumulation du Cd n'est pas liée aux concentrations locales en Cd dans les sols ou aux propriétés des sols, mais plutôt aux préférences alimentaires. Pour le campagnol des champs *Microtus arvalis*, une espèce peu mobile au régime alimentaire moins diversifié (herbivore), l'accumulation du Cd est en lien avec les caractéristiques locales des sols (concentrations en Cd locales ou propriétés pédologiques). Enfin, chez le campagnol roussâtre, une espèce moins mobile et ubiquiste que le mulot, mais avec un régime alimentaire plus varié que celui du campagnol des champs, les caractéristiques locales des sols et la composition du régime alimentaire affectent l'accumulation du Cd. Les déplacements des petits mammifères dépendent du paysage à cause de l'hétérogénéité spatiale des habitats favorables, de leur connectivité et des barrières écologiques [KOZ 00, VUI 07]. La présence ainsi que la survie des animaux dans des paysages hétérogènes est liée à des caractéristiques qui définissent la qualité de l'habitat à des échelles locales voire micro-locales ainsi qu'à des facteurs agissant à l'échelle de la mosaïque d'habitats et de la métapopulation [BUR 04]. Les caractéristiques du paysage, les préférences d'habitat et les besoins en ressources requises déterminent la répartition spatiale des tâches favorables au sein de l'espace. Ceci peut aboutir à des patrons d'exposition différents entre paysages pour une espèce donnée, et des différences entre espèces dans un paysage donné [ARE 03, BAR 08].

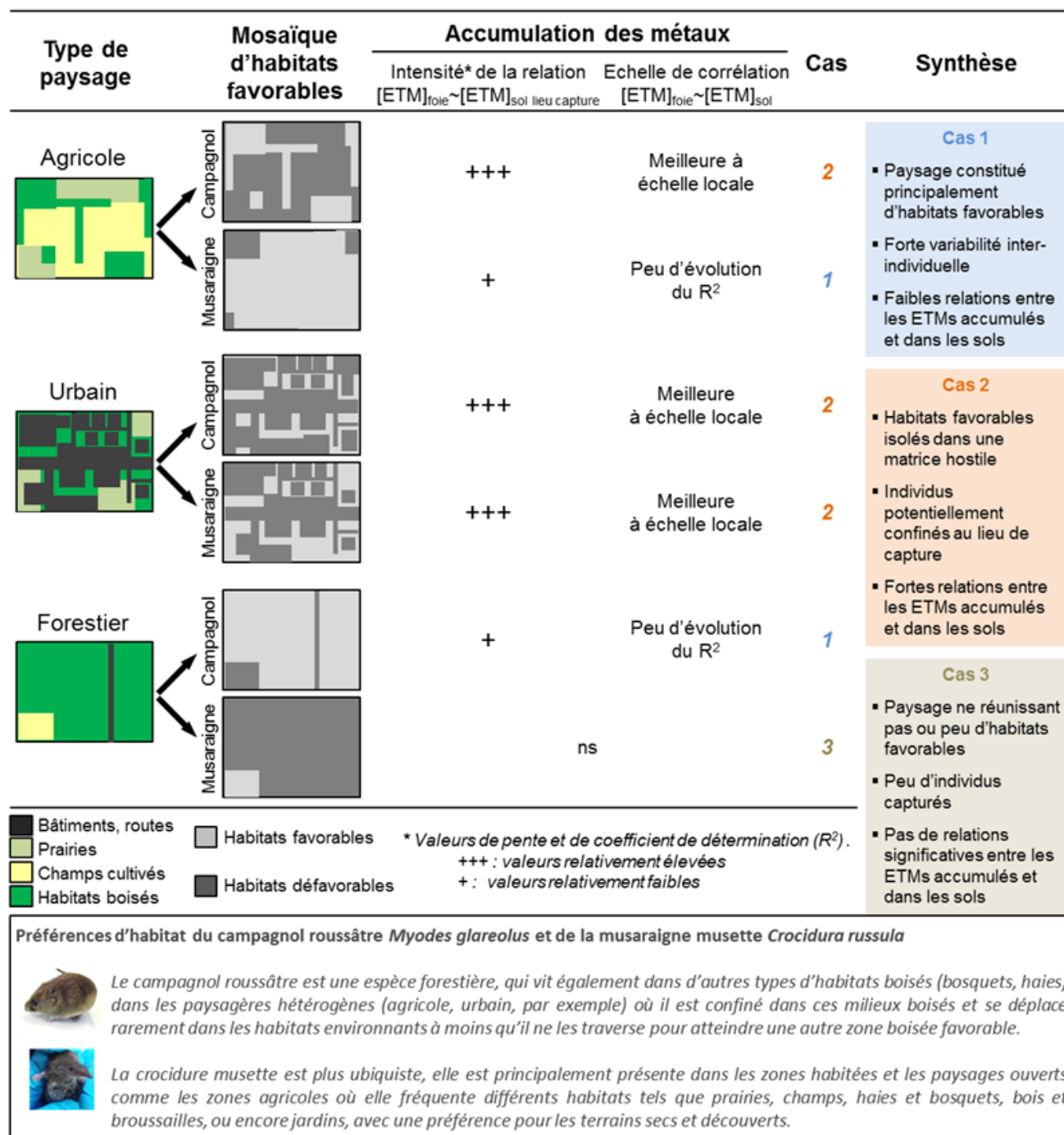
Dans ce contexte, nous proposons une interprétation synthétique de nos résultats sur l'influence du paysage sur les patrons d'exposition et les différences entre espèces (figure 4). Nous posons l'hypothèse que les relations entre les concentrations en métaux dans les tissus et dans les sols sont en partie modulées par le paysage et les caractéristiques écologiques des espèces. L'exposition de chaque espèce serait dépendante de ses traits écologiques, en particulier le comportement spatial et le comportement alimentaire. Nous proposons trois cas de figure liant le paysage et les patrons d'exposition aux métaux :

– lorsque le type de paysage représente une mosaïque où l'ensemble ou presque de la zone est constituée de milieux favorables, les domaines vitaux des animaux peuvent chevaucher plusieurs taches d'habitat qui diffèrent par leur contamination en métaux. Les individus peuvent aisément se déplacer entre zones plus ou moins polluées. Dans ce cas, les concentrations en ETMs dans les tissus présentent une forte variabilité inter-individuelle et sont faiblement corrélées à la contamination du sol au lieu de capture. L'intensité de la relation entre les concentrations dans les tissus et dans les sols ne varie pas substantiellement avec l'échelle considérée autour du point de capture. Ceci est le cas pour les musaraignes dans les paysages agricoles et les campagnols dans les paysages forestiers ;

– lorsque les animaux sont confinés dans des habitats favorables au sein d'une matrice hostile ou présentant des barrières aux mouvements, le degré de contamination du sol localement dans l'habitat occupé va fortement déterminer l'exposition puisque les individus ne peuvent pas facilement se déplacer ou se nourrir dans les habitats environnants. Les concentrations dans les tissus dépendent plus fortement des teneurs en métaux dans la zone occupée, aboutissant à de plus fortes corrélations entre les concentrations en métaux dans les organes et celles dans les sols. Les meilleures corrélations entre contamination des sols et concentrations dans les tissus sont donc observées à échelle très locale. Cette configuration est observée pour le campagnol roussâtre dans les paysages agricoles, et le campagnol roussâtre et la musaraigne musette dans les paysages urbains ;

– dans les paysages constitués en grande partie de milieux hostiles ou défavorables, les animaux capturés n'occupent que rarement ces habitats (déplacements entre deux habitats favorables, dispersion des juvéniles, présence dans les marges, etc.) et l'on peut supposer que l'exposition aux métaux s'est principalement déroulée à un autre endroit. Dans ce cas, représenté par exemple par les musaraignes en paysage forestier, nous avons capturé peu d'individus, qui n'étaient pas en reproduction, et les corrélations entre les teneurs en métaux bioaccumulées et dans les sols n'étaient pas significatives.

Figure 4. Conceptualisation de l'influence du paysage sur les patrons d'exposition des petits mammifères aux métaux (augmentation des teneurs bioaccumulées le long du gradient de pollution) en fonction de leurs traits écologiques (notamment préférences d'habitats). Synthèse basée sur des données obtenues chez le campagnol roussâtre *Myodes glareolus* et la musaraigne musette *Crocidura russula* sur le site de Metaleurop Nord et des données de la littérature. (Adapté de [FRI*11])



En résumé, nous proposons une conceptualisation de l'influence de la composition du paysage sur l'exposition des petits mammifères aux polluants selon des modèles spécifiques à chaque espèce en fonction de ses traits écologiques (figure 4). Un « point chaud » local de pollution peut avoir une très forte influence sur l'exposition des populations de vertébrés si le paysage favorise un confinement des individus dans cet habitat pollué, alors qu'il peut avoir une influence relativement faible si le paysage favorise des déplacements ou un comportement alimentaire qui limitent l'exposition des animaux (en durée, en fréquence et/ou en intensité) dans la zone localement très polluée. Dans certains paysages, l'exposition est forte même lorsque la contamination du sol est modérée, et ce type de configuration doit être pris en compte pour l'évaluation du risque environnemental. Des types de paysage qui réunissent des caractéristiques qui provoquent à la fois un fort transfert dans les réseaux trophiques à faible niveau de pollution, et une forte augmentation de l'exposition lorsque la contamination augmente devraient être considérés comme particulièrement « à risque » vis-à-vis des effets des pollutions environnementales sur la faune sauvage et plus généralement sur la biodiversité.

6. Rôle du paysage dans le transfert de contaminants métalliques vers le merle noir

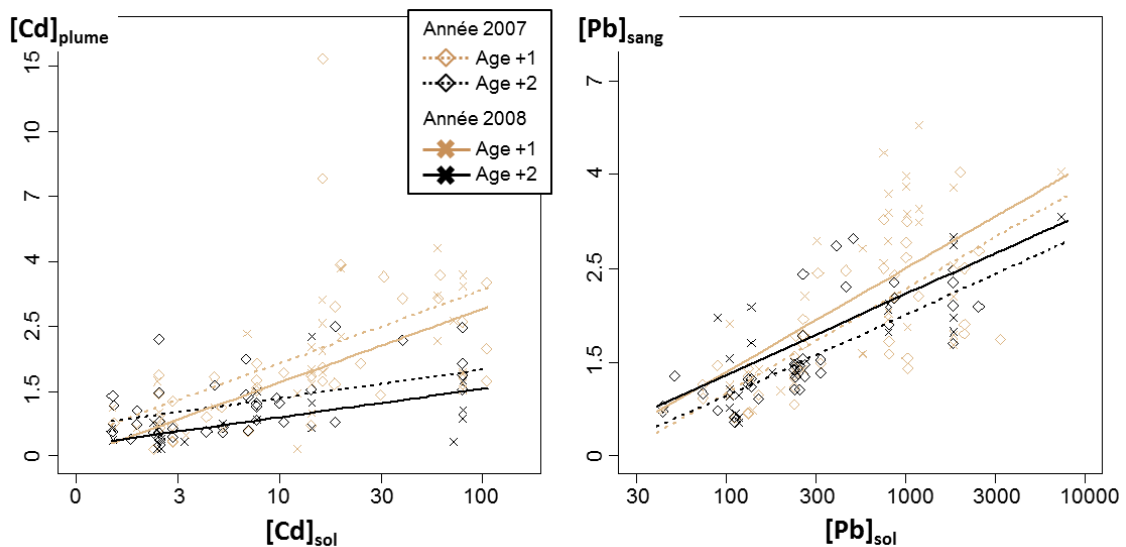
Le merle noir *Turdus merula* est un passereau ubiquiste et omnivore qui exploite une large diversité d'habitats. Les milieux utilisés pour la nidification présentent des paysages contrastés qui peuvent être uniquement forestiers ou plus hétérogènes, c'est-à-dire à dire constitués d'une mosaïque de prairies, de bosquets voire d'habitats plus urbanisés. Présent sur l'ensemble du site de Metaleurop Nord incluant les zones les plus contaminées, l'exposition du merle noir au Cd et au Pb a été mesurée le long d'un gradient de contamination [FRI 12]. Une des principales hypothèses testées dans cette étude était de déterminer si la composition paysagère du domaine vital d'un individu influençait ou non le transfert de ces ETMs au merle noir, et dans l'affirmative, dans quelle mesure les interactions trophiques pouvaient être l'un des mécanismes par lesquels le paysage module l'exposition.

Neuf mailles de 500 x 500 m ont été sélectionnées en fonction des niveaux de contamination des sols par le Cd et le Pb (tableau 2). Au total, 138 merles, dits « de première année » et adultes (2 ans et plus), ont été capturés pendant la période de reproduction entre les mois de mars et mai en 2007 et 2008. L'exposition a été évaluée par les concentrations en Cd et Pb dans le sang et les plumes. Pour chaque individu, la composition et la diversité paysagère (indice de diversité de Shannon calculé selon [BUR 03]) ont été caractérisées dans un domaine vital circulaire d'un rayon de 56 m autour de chaque lieu de capture. La composition paysagère dans les domaines vitaux réunit principalement des habitats boisés (51 %, forêt avec ou sans sous-bois, haies et bosquets), mais également des habitats ouverts (24 %) comme des prairies et champs cultivés, et des milieux de friche, buissons et taillis (18 %). Les habitats urbanisés ou industriels sont également représentés (6 %), ainsi que des milieux aquatiques comme des rivières ou des plans d'eau (2 %).

Tableau 2. Concentrations en Cd et Pb des sols min et max, et effectifs de merles noirs capturés dans les mailles d'échantillonnage (adapté de [FRI 12])

	Niveau de contamination des sols des mailles d'échantillonnage			
	Contrôle	Faible	Moyen	Élevé
<i>Contamination des sols</i>				
[Cd] µg/g	1,51 - 1,58	0,68 - 4,38	10,5 - 16,5	61,9 - 62,9
[Pb] µg/g	110 - 117	120 - 273	566 - 588	2 422 - 3 692
<i>Effectif de merles</i>	12 - 19	8 - 16	11 - 22	10 - 26

Figure 5. Accumulation des métaux chez le merle noir le long du gradient de pollution sur le site de Metaleurop Nord : exemple du Cd dans les plumes et du Pb dans le sang selon l'année (2007 et 2008) et l'âge (première année « +1 », plus âgé « +2 »). Les concentrations sont exprimées en µg.g⁻¹ masse sèche dans les sols et les plumes, et en µg.g⁻¹ masse fraîche dans le sang. (Adapté de [FRI 12])



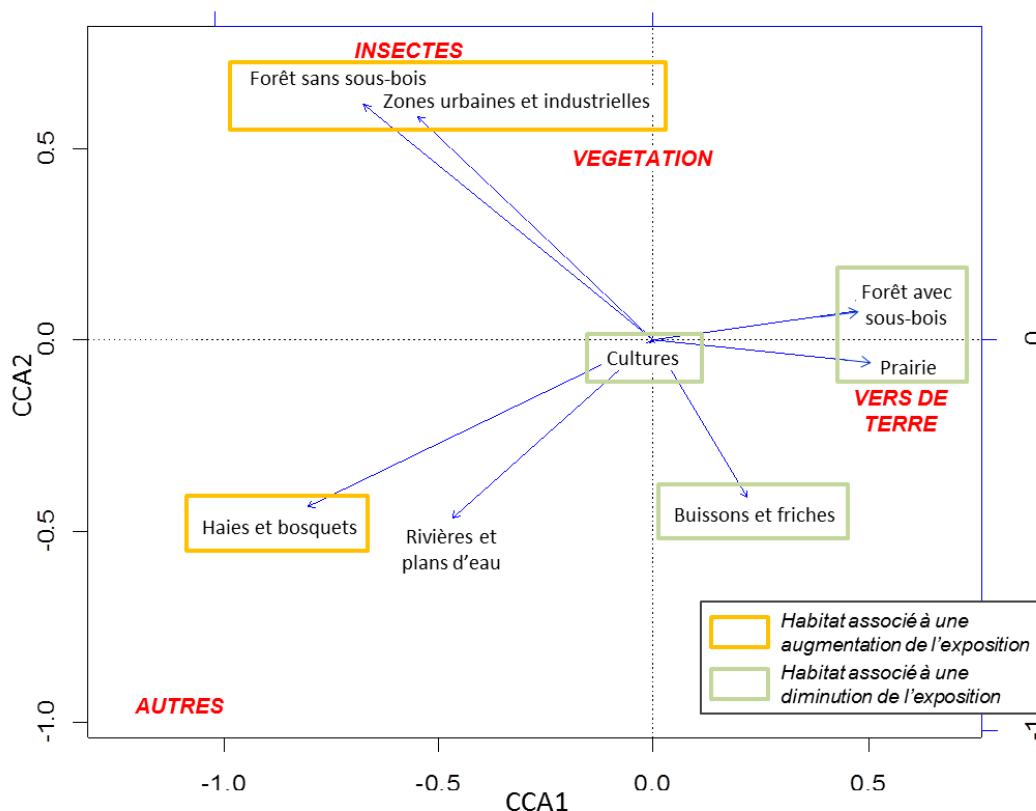
Les concentrations en Cd et Pb chez les merles sont expliquées par celles de ces ETMs dans les sols, ainsi que par l'âge des individus et l'année de capture (figure 5). À large échelle spatiale (~40 km²), l'exposition des merles augmente avec le niveau de contamination des sols qui est le facteur le plus influant avec des coefficients de détermination (R²) de 0,01, 0,43, 0,23 et 0,49 pour les concentrations en Cd et Pb dans le sang et les plumes, respectivement. À cette échelle, la distribution spatiale du Cd et du Pb est déterminée par la distance à la source (Metaleurop Nord) et la direction des vents dominants [FRI 10b]. Pour ces 2 ETMs, les individus de première année sont plus exposés que les adultes (0,02 < R² < 0,15) et, quel que soit l'âge des individus, les concentrations internes sont plus élevées en 2007, sauf pour le Pb dans le sang (0,01 < R² < 0,13).

En complément des facteurs précités, la prise en compte de la composition du paysage permet d'améliorer la part de variation expliquée de l'exposition du merle aux ETMs à échelle locale (~10 000 m²), avec une augmentation des coefficients de détermination des modèles allant de 5 % à 17 %. Les différents habitats influencent différemment l'exposition des merles, laquelle est augmentée lorsque la proportion d'habitats « urbains ou industriels » croît alors qu'elle diminue avec une plus forte proportion de « buissons et friches » ou « prairies ». Certains habitats comme « forêt sans sous-bois » et « haies et bosquets » sont également associés significativement à une augmentation de l'exposition, mais seulement pour le Pb. De même, les cultures et la forêt avec sous-bois sont associées significativement à une diminution de l'exposition pour le Cd seulement.

Globalement, les modèles statistiques corrélatifs intégrant le niveau de contamination de la maille, l'âge des individus, l'année d'échantillonnage et la composition du paysage dans le domaine vital expliquent 19 %, 60 %, 58 % et 74 % de la variation des concentrations en Cd et Pb dans le sang et les plumes, respectivement. En revanche, la diversité d'habitats dans le domaine vital du merle n'a pas d'influence sur son niveau d'exposition aux ETMs.

Parmi les mécanismes par lesquels la composition paysagère est susceptible de moduler l'exposition des merles, plusieurs hypothèses ont été testées. Dans un premier temps, il a été montré que les caractéristiques physico-chimiques des sols (pH, matière organique...) qui modulent la disponibilité environnementale des métaux contribuent moins que la composition paysagère [FRI^o12]. La seconde hypothèse testée était relative à une variation du régime alimentaire des merles en fonction de la proportion des différents habitats et de la diversité du paysage dans leur domaine vital. Les merles consomment principalement des vers de terre et des insectes (56 % et 26 % de la masse totale, respectivement). D'autres invertébrés tels que les araignées, les myriapodes ou les gastéropodes sont également représentés (14 %) ainsi que de la végétation (4 %). Le régime alimentaire varie significativement avec la composition du paysage dans le domaine vital, mais sa diversité ne varie pas avec la diversité du paysage. Les vers de terre dominent le régime alimentaire en présence de forêt avec sous-bois et prairies, des habitats associés à une diminution de l'exposition, tandis que les insectes et autres invertébrés dominent le régime alimentaire avec l'occurrence de forêts sans-bois, de zones urbaines et industrielles et haies et bosquets, lesquels sont associés à une augmentation de l'exposition (voir figure 6).

Figure 6. Analyse canonique des correspondances (ACC) sur le régime alimentaire et la composition du paysage dans le domaine vital des merles du site de Metaleurop Nord (1^{er} et 2^e axes, 5,9 % et 4,1 % de variance expliquée, respectivement. R² ajusté de l'ACC = 0,125). (Adapté de [FRI^o12])



Ces résultats suggèrent que des variations de la composition du régime alimentaire peuvent expliquer l'influence de la composition du paysage sur l'exposition des merles aux ETMs. Les variations de régime alimentaire en lien avec le paysage affectent le transfert des ETMs d'une manière qui apparaît contre-intuitive, puisque les vers de terre sont connus comme étant des organismes hyper-accumulateurs montrant une accumulation de Cd et Pb généralement plus forte que les insectes [HEI 01]. Un transfert des ETMs plus important avec la proportion d'habitats où les vers de terre sont principalement consommés était donc attendu. Cependant, nos données sur l'accumulation des ETMs dans les items alimentaires des merles collectés ici montrent que certains insectes (larves de diptères, mécoptères, tipulidés) et d'autres taxons d'invertébrés (myriapodes, gastéropodes, araignées) présentent des facteurs de transfert (concentrations en ETMs dans les tissus divisés par concentrations en ETMs dans les sols) aussi voire plus élevés que les vers de terre [FRI 12]. On peut en outre supposer que des différences de formes de séquestration des ETMs chez les différentes proies existent, et puisque la forme de séquestration affecte la disponibilité trophique des ETMs [VIJ 04], modulent la bioaccessibilité des ETMs pour le merle et explique ce résultat inattendu vis-à-vis des vers de terre.

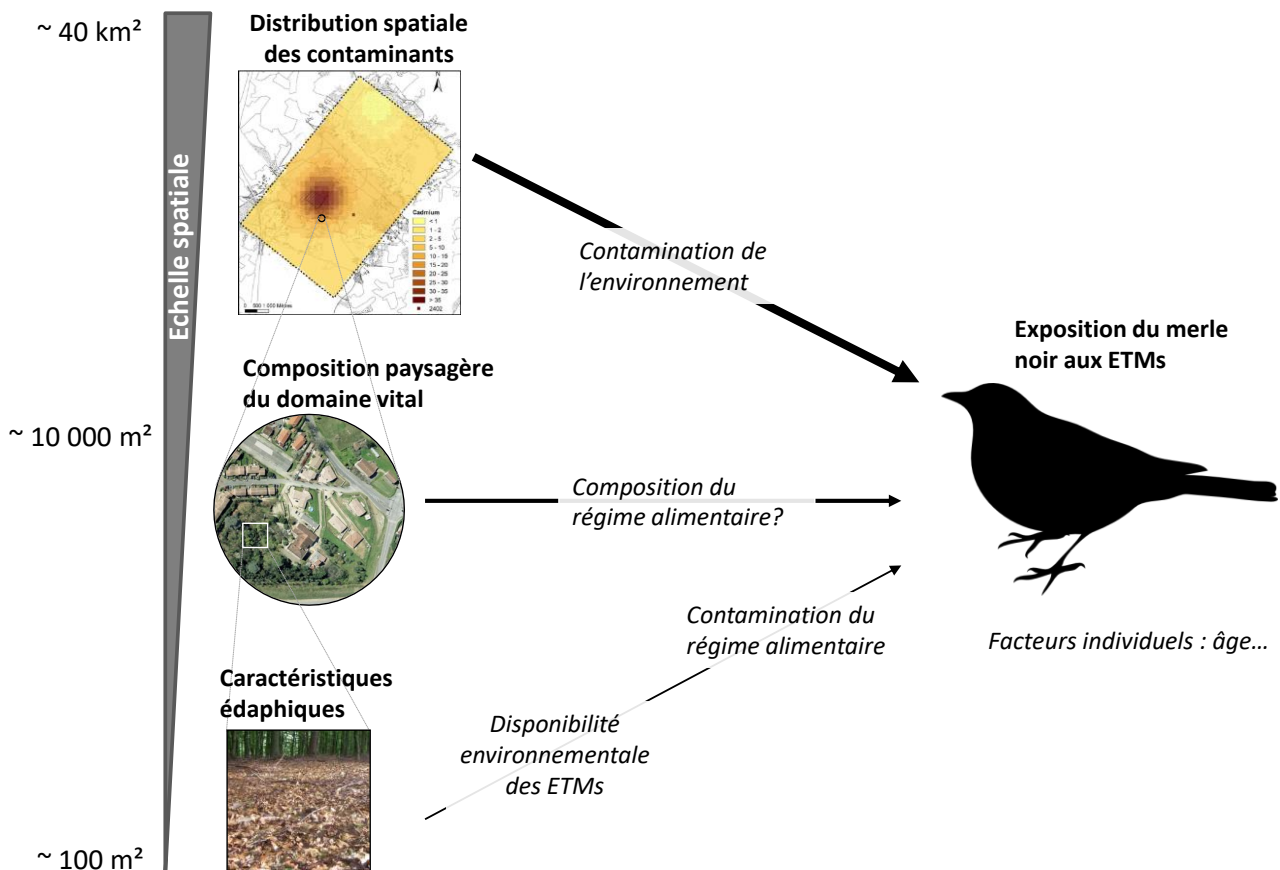
En résumé, il apparaît que, pour des organismes qui ne dépendent pas directement du sol, des processus écologiques liés à l'exploitation des ressources spatiales et alimentaires sont des déterminants-clés de l'exposition aux contaminants tandis que la disponibilité environnementale dans les sols joue un rôle mineur.

La diversité et la composition du régime alimentaire du merle ne sont pas liées à la diversité d'habitats dans son domaine vital, ce qui suggère que le régime alimentaire du merle est plus lié à la présence de certains habitats qui sont préférentiellement exploités dans son domaine vital qu'à leur diversité. L'occurrence et le niveau de pollution de ces habitats peut par conséquent conditionner largement l'exposition de ces passereaux aux contaminants chimiques, et représenter un levier d'action pour la gestion des sites pollués.

Comme pour les micromammifères, il semble que l'influence du paysage sur les communautés de proies, les interactions trophiques et le comportement spatial des organismes puisse moduler le transfert des polluants chez les oiseaux.

La figure 7 reprend les principaux facteurs qui déterminent l'exposition du merle au Cd et Pb.

Figure 7. Schéma synoptique synthétisant les principaux facteurs qui contrôlent l'exposition du merle noir aux ETMs et leurs échelles d'action. La taille des flèches représente l'influence relative du paramètre dans la détermination de l'exposition



7. Conclusions et perspectives

Depuis que, dans les années 1990, John Cairns Jr a appelé de ses vœux une nouvelle discipline qu'il a appelée l'écotoxicologie du paysage [CAI 93, CAI 96], peu de travaux empiriques ont été réalisés dans ce domaine. La nécessité d'intégrer les dimensions spatiale et temporelle en écotoxicologie et en évaluation du risque est pourtant régulièrement rappelée dans des articles destinés à faire évoluer le champ de l'écotoxicologie [ART 12, BEK 12]. Nos travaux en écotoxicologie du paysage et des communautés apportent des informations sur les différents mécanismes écotoxicologiques que le paysage peut influencer. Associé à la géomorphologie, le paysage, notamment la composition et la structure de la végétation, influence l'interception des polluants émis par voie atmosphérique et contribue à expliquer la grande hétérogénéité spatiale des concentrations en polluants mesurées dans les sols. Dans notre étude sur Metaleurop Nord, nous avons montré que le paysage influençait les concentrations totales en ETMs dans les sols, sans doute au travers de mécanismes d'interception et de déposition des ETMs, mais également la disponibilité environnementale (ici estimée par les concentrations extractibles au CaCl_2) [FRI 10b]. Les mécanismes de ce dernier phénomène sont non élucidés à ce jour, mais pourraient avoir trait à l'influence du paysage, autour d'un point de prélèvement des sols, sur les cycles et la rétention des métaux et de leurs différentes formes chimiques (spéciation). Nos recherches ont montré une relation significative entre composition du paysage et concentrations en ETMs dans les tissus de diverses espèces de micromammifères et d'escargots, appartenant à divers niveaux trophiques [FRI 11]. L'évolution des concentrations en ETMs dans les tissus le long du gradient de contamination est également modulée par le paysage, avec des augmentations de concentrations internes en fonction des concentrations dans les sols plus ou moins fortes selon le type paysager considéré. Nous proposons un certain nombre d'hypothèses relatives à la qualité de la mosaïque d'habitats pour une espèce donnée, au régime alimentaire des organismes étudiés et/ou à leurs comportements de déplacement et de nourrissage au sein des paysages. L'étude de ces derniers mécanismes nécessite d'être approfondie grâce au suivi des déplacements des micromammifères et à l'étude de leur régime alimentaire. Les recherches actuelles de Chrono-environnement vont dans ce sens, au travers du développement d'approches non létales de l'utilisation des micromammifères en écotoxicologie (voir par exemple les travaux de [TET 13, TET 14, TET 15]), et notamment de la pose de transpondeurs permettant l'identification individuelle lors des captures et recaptures des animaux. L'étude du régime alimentaire a également été développée sur le merle noir par des méthodes conventionnelles (observation des macro/micro-restes dans des contenus stomacaux d'animaux trouvés morts sur le terrain ou des items apportés par les adultes aux jeunes au nid) [FRI 12]. L'étude du régime alimentaire des micromammifères est en cours de développement par des méthodes moléculaires (analyse par *metabarcoding* de contenus stomacaux et de fèces) et isotopiques (analyse des signatures isotopiques en carbone et en azote des tissus). L'étude du rôle des caractéristiques de structure du paysage (configuration spatiale des éléments paysagers) est prévue dans le cadre de programmes en cours sur ce même site de Metaleurop ainsi que sur les transferts et les effets non intentionnels des pesticides. L'ensemble de ces recherches devrait permettre d'obtenir des informations cruciales sur le rôle du paysage, un niveau d'organisation biologique rarement étudié en écotoxicologie, dans l'exposition, le transfert et les effets des polluants chez les vertébrés. Les données obtenues devraient également permettre d'améliorer significativement l'évaluation des risques en alimentant en données de terrain des modèles d'évaluation spatialement explicites tels que BERISP, un logiciel développé par l'institut de recherche Alterra (Wageningen, Pays-Bas), le laboratoire de recherche SPHERE (Université d'Anvers, Belgique) et Chrono-environnement. À plus long terme, la poursuite des recherches en écotoxicologie du paysage pourrait également être utile pour la gestion des sites contaminés. Le paysage pourrait-il être un levier d'action pour mitiger les impacts des polluants ? Ces travaux s'inscrivent dans une approche systémique de l'écotoxicologie que certains auteurs ont récemment formalisée sous le terme d'écologie du stress [VAN 03, VAN 08a, VAN 08b].

8. Remerciements

Les auteurs remercient les nombreux collègues de Chrono-environnement et les collaborateurs français et internationaux qui ont contribué à ces recherches. L'ADEME, l'ANR, les conseils régionaux de Franche-Comté et du Nord-Pas-de-Calais, la FRB et le réseau SNOWMAN sont remerciés pour leur soutien financier.

9. Bibliographie

- [AKC 01] AKÇAKAYA H.R.E., « Linking population-level risk assessment with landscape and habitat models », *Science of the Total Environment*, vol. 274, n° 1-3, p. 283-291, 2001.
- [ALB 00] ALBERS P., HEINZ G.H., *et al.*, *Environmental contaminants and terrestrial vertebrates : effects on populations, communities, and ecosystems*, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, 2000.
- [AMO 11] AMORI G., LUISELLI L., « Small mammal community structure in West Africa : a meta-analysis using null models », *African Journal of Ecology*, vol. 49, n° 4, p. 418-430, 2011.
- [ARE 03] ARES J., « Time and space issues in ecotoxicology : Population models, landscape pattern analysis, and long-range environmental chemistry », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 22, n° 5, p. 945-957, 2003.

- [ART 12] ARTIGAS J., ARTS G., BABUT M., *et al.*, « Towards a renewed research agenda in ecotoxicology », *Environmental Pollution*, n° 160, p. 201-206, 2012.
- [BAK 03] BAKER S., HERRCHEN M., HUND-RINKE K., *et al.*, « Underlying issues including approaches and information needs in risk assessment », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 56, n° 1, p. 6-19, 2003.
- [BAR 08] BARNHOUSE L.W., MUNNS JR W. R., SORENSEN M.T. (dir.), *Population-level ecological risk-assessment*, Boca Raton, CRC Press, Taylor & Francis Group, 2008.
- [BAS 10] BASOL, Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durables, *Base de données Basol*, 2010. <http://basol.developpement-durable.gouv.fr/>.
- [BEK 12] BEKETOV M.A., LIESS M., « Ecotoxicology and macroecology – Time for integration », *Environmental Pollution*, n° 162, p. 247-254, 2012.
- [BID 09] BIDAR G., PRUVOT C., GARÇON G., *et al.*, « Seasonal and annual variations of metal uptake, bioaccumulation, and toxicity in *Trifolium repens* and *Lolium perenne* growing in a heavy metal-contaminated field », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 16, n° 1, p. 42-53, 2009.
- [BOL 01] BOL'SHAKOV V.N., PYASTOLOVA O.A., VERSHININ V.L., « Specific features of the formation of animal species communities in technogenic and urbanized landscapes », *Russian Journal of Ecology*, vol. 32, n° 5, p. 315-325, 2001.
- [BUN 14] BUNZEL K., LIESS M., KATTWINKEL M., « Landscape parameters driving aquatic pesticide exposure and effects », *Environmental Pollution*, n° 186, p. 90-97, 2014.
- [BUR 03] BUREL F., BAUDRY J., *Landscape ecology - Concepts, methods and applications*, Sciences Publishers, Inc., Enfield, 2003.
- [BUR 04] BUREL F., BUTET A., DELETTRE Y.R., *et al.*, « Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification », *Landscape and Urban Planning*, vol. 67, n° 1-4, p. 195-204, 2004.
- [CAI 93] CAIRNS JR J., « Will there ever be a field of landscape toxicology? », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 12, n° 4, p. 609-610, 1993.
- [CAI 96] CAIRNS JR J., NLEDERLEHNER B.R., « Developing a field of landscape ecotoxicology », *Ecological Applications*, vol. 6, n° 3, p. 790-796, 1996.
- [CAQ 07] CAQUET T., HANSON M.L., ROUCAUTE M., *et al.*, « Influence of isolation on the recovery of pond mesocosms from the application of an insecticide. II. Benthic macroinvertebrate responses », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 26, n° 6, p. 1280-1290, 2007.
- [CAR 04] CARLSEN T.M., COTY J.D., KERCHER J.R., « The spatial extent of contaminants and the landscape scale : An analysis of the wildlife, conservation biology, and population modeling literature », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 23, n° 3, p. 798-811, 2004.
- [CLI 95] CLIFFORD P.A., BARCHERS D.E., LUDWIG D.F., *et al.*, « An approach to quantifying spatial components of exposure for ecological risk assessment », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 14, n° 5, p. 895-906, 1995.
- [DEB 06] DE BURBURE C., BUCHET J.P., LEROYER A., *et al.*, « Renal and neurologic effects of cadmium, lead, mercury, and arsenic in children : Evidence of early effects and multiple interactions at environmental exposure levels », *Environmental Health Perspectives*, vol. 114, n° 4, p. 584-590, 2006.
- [DEC 04] DECLERCQ C., LADRIERE L., Programme de dépistage du saturnisme infantile dans 9 communes du Nord et du Pas-de-Calais, Comité d'hygiène sociale du Pas-de-Calais PRASE, 2004.
- [DER 04] DE RIDDER K., NEIRYNCK J., MENSINK C., « Parametising forest edge deposition effective roughness length », *Agricultural and Forest Meteorology*, n° 123, p. 1-11, 2004.
- [DER 06] DERAM A., DENAYER F.O., PETIT D., *et al.*, « Seasonal variations of cadmium and zinc in *Arrhenatherum elatius*, a perennial grass species from highly contaminated soils », *Environmental Pollution*, vol. 140, n° 1, p. 62-70, 2006.
- [DMO 95] DMOWSKI K., KOZAKIEWICZ M., KOZAKIEWICZ A., « Ecological effects of heavy metal pollution (Pb, Cd, Zn) on small mammal populations and communities », *Bulletin of the polish academy of sciences, Biological sciences*, vol. 43, n° 1, p. 1-10, 1995.
- [DMO 98] DMOWSKI K., KOZAKIEWICZ A., KOZAKIEWICZ M., « Small mammal populations and community under conditions of extremely high thallium contamination in the environment », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, n° 41, p. 2-7, 1998.
- [DOU 07] DOUAY F., ROUSSEL H., FOURRIER H., *et al.*, « Investigation of heavy metal concentrations on urban soils, dust and vegetables nearby a former smelter site in Mortagne du Nord, Northern France », *Journal of Soils and Sediments*, vol. 7, n° 3, p. 143-146, 2007.
- [DOU 08] DOUAY F., PRUVOT C., ROUSSEL H., *et al.*, « Contamination of urban soils in an area of Northern France polluted by dust emissions of two smelters », *Water Air and Soil Pollution*, vol. 188, n° 1-4, p. 247-260, 2008.
- [DOU 08B] DOUAY F., ROUSSEL H., PRUVOT C., *et al.*, « Impact of a smelter closedown on metal contents of wheat cultivated in the neighbourhood », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 15, n° 2, p. 162-169, 2008.
- [DOU 09] DOUAY F., PRUVOT C., WATERLOT C., *et al.*, « Contamination of woody habitat soils around a former lead smelter in the North of France », *Science of the Total Environment*, vol. 407, n° 21, p. 5564-5577, 2009.
- [DRI 03] DRIRE, L'industrie au regard de l'environnement. Publication annuelle de la Direction Régionale Environnement Aménagement Logement des Hauts de France, 308 pages, 2003.

- [ETT 05] ETTLER V., VANEK A., MIHALJEVIC M., *et al.*, « Contrasting lead speciation in forest and tilled soils heavily polluted by lead metallurgy », *Chemosphere*, n° 58, p. 1449-1459, 2005.
- [FOC 14] FOCKS A., « The Challenge : Landscape ecotoxicology and spatially explicit risk assessment », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 33, n° 6, p. 1193-1193, 2014.
- [FRA 04] FRANSENS M., FLAMENT P., DEBOUDT K., *et al.*, « Evidencing lead deposition at the urban scale using “short-lived” isotopic signatures of the source term (Pb-Zn refinery) », *Atmospheric Environment*, vol. 38, n° 30, p. 5157-5168, 2004.
- [FRA 07] FRANGI J-P., RICHARD D., « Heavy metal soil pollution cartography in northern France », *Science of the Total Environment*, n° 205, p. 71-79, 2007.
- [FRI 10a] FRITSCH C., COSSON R.P., CŒURDASSIER M., *et al.*, « Responses of wild small mammals to a pollution gradient : host factors influence metal and metallothionein levels », *Environmental Pollution*, vol. 158, n° 3, p. 827-840, 2010.
- [FRI 10b] FRITSCH C., GIRAUDOUX P., CŒURDASSIER M., *et al.*, « Spatial distribution of metals in smelter-impacted soils of woody habitats : Influence of landscape and soil properties, and risk for wildlife », *Chemosphere*, vol. 81, n° 2, p. 141-155, 2010.
- [FRI 10c] FRITSCH C., Utilisation intégrée de bioindicateurs pour la surveillance des sols et des écosystèmes terrestres, Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, Besançon, 2010.
- [FRI 11] FRITSCH C., CŒURDASSIER M., GIRAUDOUX P., *et al.*, « Spatially explicit analysis of metal transfer to biota : Influence of soil contamination and landscape », *PLoS ONE*, vol. 6, n° 5, e20682, 2011.
- [FRI 12] FRITSCH C., CŒURDASSIER M., FAIVRE B., *et al.*, « Influence of landscape composition and diversity on contaminant flux in terrestrial food webs : a case study of trace metal transfer to European blackbirds *Turdus merula* », *Science of the Total Environment*, n° 432, p. 275-287, 2012.
- [FLI 90] FLICKINGER E.L., NICHOLS J.D., « Small mammal populations at hazardous waste disposal sites near houston, Texas, USA », *Environmental Pollution*, vol. 65, n° 2, p. 169-180, 1990.
- [GAI 05] GAINES K., BORING C., PORTER D., « The development of a spatial explicit model to estimate radiocaesium body burdens in raccoons (*Procyon lotor*) for ecological risk assessment », *Science of the Total Environment*, n° 341, p. 15-31, 2005.
- [GOM 11] GOMES V., RIBEIRO R., CARRETERO M.A., « Effects of urban habitat fragmentation on common small mammals : species versus communities », *Biodiversity and Conservation*, vol. 20, n° 14, p. 3577-3590, 2011.
- [HAR 07] HARMSEN J., « Measuring bioavailability : from a scientific approach to standard methods », *Journal of Environmental Quality*, vol. 36, n° 5, p. 1420-1428, 2007.
- [HEI 01] HEIKENS A., PEIJNENBURG W.J.G.M., HENDRIKS A.J., « Bioaccumulation of heavy metals in terrestrial invertebrates », *Environmental Pollution*, vol. 113, n° 3, p. 385-393, 2001.
- [HOP 01] HOPE B.K., « A case study comparing static and spatially explicit ecological exposure analysis methods », *Risk Analysis*, vol. 21, n° 6, p. 1001-1010, 2001.
- [HOP 06] HOPE B.K., « An examination of ecological risk assessment and management practices », *Environment International*, vol. 32, n° 8, p. 983-995, 2006.
- [JOH 02] JOHNSON A.R., « Landscape ecotoxicology and assessment of risk at multiple scales », *Human and Ecological Risk Assessment*, vol. 8, n° 1, p. 127-146, 2002.
- [KAP 08] KAPUSTKA L.A., « Limitations of the current practices used to perform ecological risk assessment », *Integrated Environmental Assessment and Management*, vol. 4, n° 3, p. 298-298, 2008.
- [KAT 05] KATAEV G., « The state of the mammal community of boreal forest ecosystems in the vicinity of a nickel-smelting plant », *Russian Journal of Ecology*, vol. 36, n° 6, p. 421-426, 2005.
- [KAT 94] KATAEV G.D., SUORNELA J., PALOKANGAS P., « Densities of microtine rodents along a pollution gradient from a copper-nickel smelter », *Oecologia : Historical Archive*, vol. 97, n° 4, p. 491-498, 1994.
- [KOO 05] KOOISTRA L., HUIJBREGTS M.A.J., RAGAS A.M.J., *et al.*, « Spatial variability and uncertainty in ecological risk assessment : A case study on the potential risk of cadmium for the little owl in a Dutch river flood plain », *Environmental Science and Technology*, vol. 39, n° 7, p. 2177-2187, 2005.
- [KOZ 00] KOZAKIEWICZ M., VAN APELDOORN R., BERGERS P., *et al.*, « Landscape approach to bank vole ecology », *Polish Journal of Ecology*, n° 48, p. 149-161, 2000.
- [LER 00] LEROYER A., NISSE C., HEMON D., *et al.*, « Environmental lead exposure in a population of children in northern France : Factors affecting lead burden », *American Journal of Industrial Medicine*, vol. 38, n° 3, p. 281-289, 2000.
- [LER 01A] LEROYER A., HEMON D., NISSE C., *et al.*, « Determinants of cadmium burden levels in a population of children living in the vicinity of nonferrous smelters », *Environmental Research*, vol. 87, n° 3, p. 147-159, 2001.
- [LER 01B] LEROYER A., HEMON D., NISSE C., *et al.*, « Environmental exposure to lead in a population of adults living in northern France : Lead burden levels and their determinants », *Science of the Total Environment*, vol. 267, n° 1-3, p. 87-99, 2001.
- [LET 11] LETNIC M., STORY P., STORY G., *et al.*, « Resource pulses, switching trophic control, and the dynamics of small mammal assemblages in arid Australia », *Journal of Mammalogy*, vol. 92, n° 6, p. 1210-1222, 2011.

- [LID 08] LIDICKER JR W.Z., « Levels of organization in biology : on the nature and nomenclature of ecology's fourth level », *Biological Reviews*, n° 83, p. 71-78, 2008.
- [LOC 00] LOCHMILLER R., RAFFERTY D.P., MCBEE K., *et al.*, « Disruption of rodent assemblages in disturbed tallgrass prairie ecosystems contaminated with petroleum wastes », dans P. ALBERS, G. HEINZ, et H.M. OHLENDORF (dir.), *Environmental contaminants and terrestrial vertebrates : effects on populations, communities and ecosystems*, Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Bruxelles, 2000.
- [LOO 10] LOOS M., RAGAS A.M.J., PLASMEIJER R., *et al.*, « Eco-SpaCE : An object-oriented, spatially explicit model to assess the risk of multiple environmental stressors on terrestrial vertebrate populations », *Science of the Total Environment*, vol. 408, n° 18, p. 3908-3917, 2010.
- [LUG 03] LUGON-MOULIN N., *Les Musaraignes - Biologie, Ecologie, Répartition en Suisse, La Nature dans les Alpes*, Porte-Plumes Ayer, Suisse, 2003.
- [MAR 96] MARINUSSEN MARI P.J.C., VAN DER ZEE SJOERD E.A.T.M., « Conceptual approach to estimating the effect of home-range size on the exposure of organisms to spatially variable soil contamination », *Ecological Modelling*, vol. 87, n° 1-3, p. 83-89, 1996.
- [MCL 00] MCLAUGHLIN J.F., LANDIS W.G., « Effects of environmental contaminants in spatially structured environments », dans P. ALBERS, G. HEINZ, et H.M. OHLENDORF (dir.), *Environmental contaminants and terrestrial vertebrates : effects on populations, communities and ecosystems*, Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Bruxelles, 2000.
- [MUK 10] MUKHACHEVA S.V., DAVYDOVA Y.A., KSHNYASEV I.A., « Responses of small mammal community to environmental pollution by emissions from a copper smelter », *Russian Journal of Ecology*, vol. 14, n° 6, p. 513-518, 2010.
- [OJE 11] OJEDA R.A., TABENI S., CORBALAN V., « Mammals of the Monte Desert : from regional to local assemblages », *Journal of Mammalogy*, vol. 92, n° 6, p. 1236-1244, 2011.
- [PEI 03] PEIJENBURG W.J.G.M., JAGER T., « Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals : Matrix issues », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 56, n° 1, p. 63-77, 2003.
- [PHE 09] PHELPS K.L., MCBEE K., « Ecological characteristics of small mammal communities at a Superfund site », *American Midland Naturalist*, vol. 161, n° 1, p. 57-68, 2009.
- [PRU 06] PRUVOT C., DOUAY F., HERVE F., *et al.*, « Heavy metals in soil, crops and grass as a source of human exposure in the former mining areas », *Journal of Soils and Sediments*, vol. 6, n° 4, p. 215-220, 2006.
- [PUR 07] PURUCKER S.T., WELSH C.J.E., STEWART R.N., *et al.*, « Use of habitat-contamination spatial correlation to determine when to perform a spatially explicit ecological risk assessment », *Ecological Modelling*, vol. 204, n° 1-2, p. 180-192, 2007.
- [RIC 00] RICKLEFS R.E., MILLER G.L., *Ecology*, W.H. Freeman & Co, New York, 2000.
- [RIO 11] RIOJAS-LÓPEZ M.E., MELLINK E., RAOUL F., *et al.*, « Landscape partitioning by nocturnal rodents assemblages in the Llanos de Ojuelos, in Mexico's Central High Plateau », *Diversity and Distributions*, n° 17, p. 739-747, 2011.
- [ROB 02] ROBINSON R.A., SUTHERLAND W.J., « Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain », *Journal of Applied Ecology*, vol. 39, n° 1, p. 157-176, 2002.
- [ROU 08] ROUSSEL H., WATERLOT C., PRUVOT C., *et al.*, « Remediation of metal polluted urban soils and evaluation of danger to human health assessed by in vitro oral bioaccessibility tests », *Setac Europe 18th Annual Meeting 25-29 May 2008, Warsaw, Poland*, 2008.
- [SAL 10] SALA S., CAVALLI M., VIGHI M., « Spatially explicit method for ecotoxicological risk assessment of pesticides for birds », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 73, n° 3, p. 213-221, 2010.
- [SCH 08] SCHIPPER A.M., LOOS M., RAGAS A.M.J., *et al.*, « Modeling the influence of environmental heterogeneity on heavy metal exposure concentrations for terrestrial vertebrates in river floodplains », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 27, n° 4, p. 919-932, 2008.
- [SHO 01] SHORE R.F., RATTNER B.A., *Ecotoxicology of Wild Mammals*, John Wiley & Sons, Londres, 2001.
- [SMI 07] SMITH P.N., COBB G.P., GODARD-CODDING C., *et al.*, « Contaminant exposure in terrestrial vertebrates », *Environmental Pollution*, vol. 150, n° 1, p. 41-64, 2007.
- [STE 00] STERCKEMAN T., DOUAY F., PROIX N., *et al.*, « Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in the North of France », *Environmental Pollution*, n° 107, p. 377-389, 2000.
- [STE 02] STERCKEMAN T., DOUAY F., PROIX N., *et al.*, « Assessment of the contamination of cultivated soils by eighteen trace elements around smelters in the North of France », *Water Air and Soil Pollution*, vol. 135, n° 1-4, p. 173-194, 2002.
- [STO 93] STORM G.L., YAHNER R.H., BELLIS E.D., « Vertebrate abundance and wildlife habitat suitability near the Palmerton zinc smelters, Pennsylvania », *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 25, n° 4, p. 428-437, 1993.
- [TAL 91] TALMAGE S., WALTON B., « Small mammals as monitors of environmental contaminants », *Review of Environmental Contaminants and Toxicology*, n° 119, p. 47-145, 1991.
- [TET 13] TÊTE N., FRITSCH C., AFONSO E., *et al.*, « Can body condition and somatic indices be used to evaluate metal-induced stress in wild small mammals? », *PLoS ONE*, vol. 8, n° 6, e66399, 2013.
- [TET 14] TÊTE N., AFONSO E., CRINI N., *et al.*, « Hair as a noninvasive tool for risk assessment : Do the concentrations of cadmium and lead in the hair of wood mice (*Apodemus sylvaticus*) reflect internal concentrations? », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, n° 108, p. 233-241, 2014.

- [TET 15] TÊTE N., AFONSO E., BOUGUERRA G., *et al.*, « Blood parameters as biomarkers of cadmium and lead exposure and effects in wild wood mice (*Apodemus sylvaticus*) living along a pollution gradient », *Chemosphere*, n° 138, p. 940-946, 2015.
- [TOP 05] TOPPING C.J., SIBLY R.M., AKÇAKAYA H.R., *et al.*, « Risk Assessment of UK Skylark Populations Using Life-History and Individual-Based Landscape Models », *Ecotoxicology*, vol. 14, n° 8, p. 925-936, 2005.
- [URB 11] URBAN N.A., SWIHART R.K., « Small mammal responses to forest management for oak regeneration in southern Indiana », *Forest Ecology and Management*, vol. 261, n° 3, p. 353-361, 2011.
- [URB 87] URBAN D.L., O'NEILL R.V., SHUGART JR H.H., « Landscape Ecology », *Bioscience*, vol. 37, n° 2, p. 119-127, 1987.
- [VAN 08a] VAN DEN BRINK P.J., « Ecological risk assessment : from book-keeping to chemical stress ecology », *Environmental Science & Technology*, vol. 42, n° 24, p. 8999-9004, 2008.
- [VAN 10] VAN DEN BRINK N., LAMMERTSMA D., DIMMERS W., *et al.*, « Effects of soil properties on food web accumulation of heavy metals to the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) », *Environmental Pollution*, vol. 158, n° 1, p. 245-251, 2010.
- [VAN 11] VAN DEN BRINK N.W., LAMMERTSMA D.R., DIMMERS W.J., *et al.*, « Cadmium accumulation in small mammals : species traits, soil properties, and spatial habitat use », *Environmental Science & Technology*, vol. 45, n° 17, p. 7497-7502, 2011.
- [VAN 03] VAN STRAALLEN N.M., « Ecotoxicology becomes stress ecology », *Environmental Science and Technology*, vol. 37, n° 17, p. 324A-330A, 2003.
- [VAN 08b] VAN STRAALLEN N.M., VAN GESTEL C.A.M., « A stress ecology framework for comprehensive risk assessment of diffuse pollution », *Science of the Total Environment*, vol. 406, n° 3, p. 479-483, 2008.
- [VER 09] VERMEULEN F., VAN DEN BRINK N.W., D'HAVÉ H., *et al.*, « Habitat type-based bioaccumulation and risk assessment of metal and As contamination in earthworms, beetles and woodlice », *Environmental Pollution*, vol. 157, n° 11, p. 3093-3105, 2009.
- [VIJ 04] VIJVER M.G., VAN GESTEL C.A.M., LANNO R.P., *et al.*, « Internal metal sequestration and its ecotoxicological relevance : A review. », *Environmental Science and Technology*, vol. 38, n° 18, p. 4705-4712, 2004.
- [VUI 07] VUILLEUMIER S., FONTANILLAS P., « Landscape structure affects dispersal in the greater white-toothed shrew : Inference between genetic and simulated ecological distances », *Ecological Modelling*, vol. 201, n° 3-4, p. 369-376, 2007.
- [WIJ 07] WIJNHOFEN S., LEUVEN R., VAN DER VELDE G., *et al.*, « Heavy-metal concentrations in small mammals from a diffusely polluted floodplain : importance of species- and location-specific characteristics », *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 52, n° 4, p. 603-613, 2007.
- [WIL 04] WILSON J.A., LOCHMILLER R.L., JANZ D.M. « Dynamics of rodent assemblages inhabiting abandoned petroleum landfarms in Oklahoma », *Ecological Applications*, vol. 14, n° 4, p. 1016-1027, 2004.