



HAL
open science

Impact du milieu urbain sur la biologie de la faune aviaire : exemple du moineau domestique (*Passer domesticus*)

Marie Faucon

► To cite this version:

Marie Faucon. Impact du milieu urbain sur la biologie de la faune aviaire : exemple du moineau domestique (*Passer domesticus*). Médecine vétérinaire et santé animale. 2022. dumas-03981013

HAL Id: dumas-03981013

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-03981013v1>

Submitted on 9 Feb 2023

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.

Année 2022

**IMPACT DU MILIEU URBAIN SUR LA BIOLOGIE DE LA
FAUNE AVIAIRE : EXEMPLE DU MOINEAU DOMESTIQUE
(*PASSER DOMESTICUS*)**

THÈSE

pour obtenir le diplôme d'État de

DOCTEUR VÉTÉRINAIRE

présentée et soutenue publiquement devant

la Faculté de Médecine de Créteil (UPEC)

le 14 décembre 2022

par

Marie, Elisabeth, Marguerite FAUCON

sous la direction de

Pascal ARNÉ

JURY

Présidente du jury :	Mme Julie RIVIÈRE	Maître de Conférences à l'EnvA HDR
Directeur de thèse :	M. Pascal ARNÉ	Maître de Conférences à l'EnvA
Examinatrice :	Mme Caroline GILBERT	Professeure à l'EnvA

Liste des enseignants intervenant dans l'encadrement des thèses de Doctorat vétérinaire



Version du 8 février 2022

Liste des Professeurs et Maîtres de conférences titulaires de l'HDR

M	Adjou	Karim	Professeur	DPASP
M	Audigié	Fabrice	Professeur	DEPEC
M	Bellier	Sylvain	Professeur	DSBP
M	Blaga	Radu	Maître de conférences HDR	DPASP
M	Blot	Stephane	Professeur	DEPEC
M	Boulouis	Henri-Jean	Professeur émérite	DSBP
Mme	Chahory	Sabine	Professeur	DEPEC
M	Chateau	Henry	Professeur	DSBP
Mme	Chetboul	Valerie	Professeur	DEPEC
Mme	Crevier-Denoix	Nathalie	Professeur	DSBP
M	Degueurce	Christophe	Professeur	DSBP
M	Denoix	Jean-Marie	Professeur	DEPEC
M	Desquilbet	Loic	Professeur	DSBP
Mme	Dufour	Barbara	Professeur émérite	DPASP
M	Eloit	Marc	Professeur	DSBP
M	Fayolle	Pascal	Professeur émérite	DEPEC
M	Fédérighi	Michel	Professeur	DPASP
M	Fontbonne	Alain	Professeur	DEPEC
Mme	Gilbert	Caroline	Professeur	DSBP
M	Grandjean	Dominique	Professeur	DEPEC
Mme	Grimard-Ballif	Bénédicte	Professeur	DPASP
Mme	Haddad-Hoang Xuan	Nadia	Professeur	DPASP
M	Jouvion	Gregory	Professeur	DSBP
M	Kohlhauer	Matthias	Maître de conférences HDR	DSBP
Mme	Le Poder	Sophie	Professeur	DSBP
M	Manassero	Mathieu	Professeur	DEPEC
Mme	Maurey-Guénec	Christelle	Maître de conférences HDR	DEPEC
M	Millemann	Yves	Professeur	DPASP
M	Perrot	Sébastien	Maître de conférences HDR	DSBP
Mme	Pilot-Storck	Fanny	Professeur	DSBP
M	Ponter	Andrew	Professeur	DPASP
Mme	Rivière	Julie	Maître de conférences HDR	DPASP
Mme	Robert	Céline	Professeur	DSBP
M	Tiret	Laurent	Professeur	DSBP
M	Tissier	Renaud	Professeur	DSBP
M	Verwaerde	Patrick	Professeur	DEPEC
Mme	Viateau	Véronique	Professeur	DEPEC

Liste des Maîtres de conférences et Ingénieurs de recherche DMV

M	Arné	Pascal	Maître de conférences	DPASP
Mme	Barassin	Isabelle	Maître de conférences	DPASP
Mme	Benckroun	Ghita	Maître de conférences	DEPEC
Mme	Bertoni	Lella	Maître de conférences	DEPEC
M	Bolnot	Francois	Maître de conférences	DPASP
Mme	Canonne-Guibert	Morgane	Maître de conférences	DEPEC
Mme	Chevalier	Lucie	Maître de conférences	DSBP
Mme	Cochet-Faivre	Noëlle	Maître de conférences	DEPEC
Mme	Constant	Fabienne	Maître de conférences	DPASP
Mme	Cordonnier-Lefort	Nathalie	Maître de conférences	DSBP
Mme	Crepeaux	Guillemette	Maître de conférences	DSBP
Mme	De Paula Reis	Alline	Maître de conférences	DPASP
Mme	Decambon	Adeline	Maître de conférences	DEPEC
M	Delsart	Maxime	Maître de conférences associé	DPASP
M	Desbois	Christophe	Maître de conférences	DEPEC
M	Deshuillers	Pierre	Maître de conférences	DSBP
M	Gauthier	Michel	Maître de conférences associé	DPASP
Mme	Guétin-Poirier	Valentine	Maître de conférences	DPASP
Mme	Jacquet	Sandrine	Ingénieur de recherche (DMV)	DEPEC
Mme	Lagrée	Anne-Claire	Maître de conférences	DSBP
Mme	Le Roux	Delphine	Maître de conférences	DSBP
Mme	Legrand	Chantal	Maître de conférences associé	DSBP
Mme	Marignac	Genevieve	Maître de conférences	DSBP
M	Mauffré	Vincent	Maître de conférences	DPASP
Mme	Mtimet	Narjès	Maître de conférences	DPASP
Mme	Mespouhès-Rivière	Céline	Ingénieur de recherche (DMV)	DEPEC
M	Mortier	Jérémy	Maître de conférences associé	DEPEC
M	Nudelmann	Nicolas	Maître de conférences	DEPEC
M	Pignon	Charly	Ingénieur de recherche (DMV)	DEPEC
M	Polack	Bruno	Maître de conférences	DSBP
Mme	Ravary-Plumioën	Béangrène	Maître de conférences	DPASP
M	Reyes-Gomez	Edouard	Maître de conférences	DSBP
Mme	Risco-Castillo	Véronica	Maître de conférences	DSBP
Mme	Rose	Hélène	Maître de conférences associé	DSBP

Remerciements

A la Présidente du Jury de cette thèse, Maitre de conférences à l'EnvA,

Je vous remercie d'avoir accepté de présider ce jury.

A Mme Caroline GILBERT, Professeure à l'EnvA,

Je vous remercie d'avoir accepté de faire partie de ce jury.

A M Pascal ARNE, le Directeur de cette thèse, Maitre de conférences à l'EnvA,

Je vous remercie sincèrement d'avoir accepté de diriger la rédaction de cette thèse et de m'avoir encadrée. Merci pour vos conseils, pour les corrections que vous avez apportées et pour votre disponibilité.

Table des matières

Liste des figures.....	7
Liste des tableaux	13
Liste des annexes	19
Liste des abréviations et des acronymes	21
Introduction	23
I. Présentation des caractéristiques du Moineau domestique (<i>Passer domesticus</i>) et de sa relation au milieu urbain.	25
A. Caractéristiques morphologiques des moineaux présents sur le territoire français.....	25
B. Caractéristiques biologiques et comportementales du Moineau domestique	30
1. Habitat des moineaux présents sur le territoire français	30
2. Vie sociale du Moineau domestique.....	30
3. La reproduction du Moineau domestique	33
a) Paramètres conditionnant le démarrage et la fin de la saison de reproduction	33
b) Endocrinologie de la reproduction du Moineau domestique	34
c) Présentation de la séquence de reproduction du Moineau domestique	35
d) Succès reproducteur du Moineau domestique.....	37
4. Le régime alimentaire du Moineau domestique	38
5. Le Moineau présente les caractéristiques d'une espèce synurbique	40
C. Variation spatio-temporelle de la population mondiale de Moineau domestique	42
1. Répartition mondiale des différentes espèces de moineaux nichant en France.....	42
2. Le Moineau domestique, une espèce originaire d'Eurasie qui a colonisé une grande partie du globe	43
3. Le Moineau domestique est une espèce envahissante dans les pays qu'il est en train de coloniser	44
4. Le Moineau connaît un déclin dans les zones qu'il a déjà colonisé.....	46
a) Importance du déclin en Amérique du Nord.....	46
b) Importance du déclin en Europe.....	47
c) Importance du déclin en France	49
d) Pistes de réflexion à propos du déclin du Moineau domestique	49
D. Les modifications de l'état général du Moineau domestique et de son succès reproducteur en milieu urbain reflètent l'influence globale du milieu urbain chez cette espèce.....	50
1. Le succès reproducteur du Moineau domestique urbain	50
2. Morphométrie des moineaux domestiques urbains.....	51
a) Masse, taille et état corporel des moineaux domestiques adultes selon le degré d'urbanisation	51
b) Masse, taille et état corporel des moineaux domestiques juvéniles selon le degré d'urbanisation	54
c) Une morphologie qui serait sélectionnée par le milieu urbain.....	56

3.	Le stress chronique chez le Moineau domestique urbain	58
a)	Présentation du mécanisme physiologique du stress	58
b)	Le Moineau domestique urbain n'est pas sujet au stress chronique dans son milieu	60
II.	Ressources offertes par le milieu urbain aux oiseaux pour leur nidification, leur reproduction et leur alimentation.....	63
A.	L'inégale répartition des ressources du milieu urbain conduit les oiseaux à occuper préférentiellement certaines zones urbaines.....	63
1.	Description de l'organisation de la ville	63
2.	Certaines caractéristiques et ressources du milieu urbain sont plus favorables aux oiseaux et influent sur leur abondance locale au sein des villes	65
a)	Répartition des oiseaux en fonction de l'utilisation des surfaces urbaines	65
b)	Paramètres du milieu urbain influençant la présence et l'abondance des oiseaux	66
c)	Influence du statut socio-économique sur l'abondance des Moineaux domestiques	68
3.	Les espaces verts publics et privés sont des lieux importants pour les oiseaux urbains	69
4.	La perpétuelle transformation du paysage urbain perturbe les populations d'oiseaux	72
B.	Les lieux et matériaux utilisés pour la nidification en milieu urbain sont variés et présents en nombre suffisant mais menacés par la modernisation des villes.....	73
1.	Le milieu urbain semble offrir des sites de nidification en quantité suffisante mais sa modernisation menace cette offre	73
a)	Sites utilisés par les oiseaux pour nicher en milieu urbain.....	74
b)	Disponibilité des sites de nidification en milieu urbain	77
c)	La modification des infrastructures humaines préexistantes et du paysage urbain menace les sites de nidification des oiseaux urbains	81
2.	Les déchets anthropiques urbains représentent une source de matériaux utiles à la construction du nid	83
C.	Les ressources alimentaires urbaines, par leur qualité et leur distribution ont des conséquences physiologiques et comportementales chez les oiseaux	86
1.	Ressources alimentaires présentes en milieu urbain et régime alimentaire des oiseaux urbains	86
a)	Les ressources alimentaires naturelles présentes en milieu urbain.....	86
b)	Les déchets humains, sources de nourriture anthropique répandues en milieu urbain....	88
c)	Description de la pratique du nourrissage des oiseaux	89
d)	Proportion de nourriture naturelle et de nourriture anthropique dans le régime des oiseaux urbains	91
2.	Disponibilité des ressources alimentaires urbaines pour les oiseaux	93
a)	La dispersion des espaces verts restreint l'accès aux ressources alimentaires en milieu urbain et soumet les oiseaux à un stress alimentaire en cas de besoins spécifiques.	93
b)	Compétition entre oiseaux urbains pour accéder aux ressources alimentaires.....	93
c)	Compétition au niveau des points de nourrissage pour accéder à la nourriture distribuée ..	95
(1)	Compétition entre les passereaux.....	95
(2)	Compétition entre les passereaux et les oiseaux de plus grand gabarit.....	97
3.	Conséquences du régime alimentaire urbain chez les oiseaux	99
a)	Conséquences sur différents aspects de la reproduction des oiseaux	99

(1)	Conséquences sur la date de ponte du premier œuf	99
(2)	Conséquences sur le succès reproducteur des couples	101
b)	Conséquences sur la condition corporelle des oiseaux	102
c)	Conséquences sur le microbiote intestinal des oiseaux	103
d)	Conséquences sur le métabolisme des oiseaux	104
4.	Conséquences du nourrissage chez les oiseaux	107
a)	Conséquences sur la répartition spatiale des populations aviaires	107
b)	Conséquences sur certains paramètres physiologiques des oiseaux	107
c)	Conséquences sur la reproduction	108
d)	Prédation sur les sites de nourrissage	112
e)	Nourrissage et taux de survie des oiseaux	114
f)	Conséquences sur la prévalence des maladies chez les oiseaux	116
g)	Conséquences sur le comportement des oiseaux	119
III.	Conséquences des caractéristiques physico-chimiques du milieu urbain chez les oiseaux.....	121
A.	Le paysage urbain est à l'origine de collisions mortelles chez les oiseaux et de la formation d'îlots de chaleur	121
1.	Collisions des oiseaux avec les bâtiments et les véhicules en milieu urbain	121
2.	Collisions des oiseaux avec les véhicules au niveau des voies de communication	122
3.	Îlots de chaleurs urbains et leurs conséquences chez les oiseaux.....	124
a)	Présentation des îlots de chaleur urbains	124
(1)	Définition et caractéristiques des îlots de chaleur urbains	124
(2)	Causes de l'apparition d'îlots de chaleur en milieu urbain	125
b)	Conséquences des îlots de chaleur chez les oiseaux.....	126
B.	Les ondes radios et la lumière émises par les infrastructures urbaines modifient le comportement des oiseaux et interfèrent avec leurs fonctions biologiques.....	128
1.	Ondes radios émises en milieu urbain et leurs conséquences chez les oiseaux	128
a)	Présentation des antennes relais de téléphonie mobile et des autres sources d'ondes radio	128
b)	La présence d'un champ électrique créé par les ondes radio émises en milieu urbain diminue l'abondance des moineaux domestiques urbains.....	130
c)	Conséquences biologiques et comportementales des ondes radio chez les oiseaux	131
(1)	Comportement des oiseaux face aux champs électriques et aux champs magnétiques	131
(2)	Stress cellulaire et ondes émises par le réseau téléphonique	133
(3)	Conséquences des ondes radios sur le succès reproducteur des oiseaux et sur le développement embryonnaire des oiseaux.....	134
2.	L'éclairage nocturne urbain génère une pollution lumineuse aux conséquences multiples chez les oiseaux.....	138
a)	Présentation des caractéristiques de l'éclairage urbain et de ses conséquences sur l'environnement urbain	138
(1)	Caractéristiques de l'éclairage urbain nocturne	138
(2)	Conséquences de la présence de l'éclairage urbain sur l'environnement urbain ...	140

b)	Présentation de la mélatonine et des rythmes biologiques qui dépendent de la photopériode	142
(1)	Horloge biologique, mélatonine, rythmes circadiens et rythmes saisonniers.....	142
(2)	Autres fonctions de la mélatonine	145
c)	Conséquences de la pollution lumineuse urbaine chez les oiseaux	146
(1)	Fragilisation du système immunitaire des oiseaux via la baisse de production de mélatonine	146
(2)	L'éclairage nocturne modifie le comportement nocturne des oiseaux diurnes	148
(3)	L'éclairage nocturne modifie le métabolisme lipidique des oiseaux.....	153
(4)	Effet de l'éclairage nocturne chez les oisillons	155
(5)	La présence de lumière nocturne avance la reproduction des oiseaux et modifie certains de leurs comportements reproducteurs	156
(6)	L'éclairage nocturne urbain désoriente les oiseaux et les dévie vers le milieu urbain..	159
(7)	Effet de l'éclairage nocturne urbain sur les ressources alimentaires invertébrées des oiseaux	161
(8)	L'éclairage nocturne urbain induit une évolution divergente des populations d'oiseaux urbaines	162
C.	Le trafic de véhicules et les activités humaines concentrés en milieu urbain induisent une pollution sonore et environnementale qui modifient le comportement des oiseaux et nuisent à leur santé	164
1.	Le bruit de fond présent en milieu urbain a de multiples conséquences chez les oiseaux	164
a)	Point sur le bruit en milieu urbain	164
b)	Conséquences du bruit urbain sur la physiologie et le comportement des oiseaux	168
(1)	Présence de bruit et abondance d'oiseaux	168
(2)	Conséquences du bruit chronique sur le succès reproducteur des oiseaux.....	171
(3)	Impacts au long terme du bruit chronique chez les oisillons	173
(4)	Présence de bruit et stress chez les oiseaux	174
(5)	Certains oiseaux peuvent s'adapter à la présence de bruit en avançant le démarrage de leur chant matinal et en augmentant sa durée	178
(6)	Certaines espèces d'oiseaux essaient de s'adapter à la présence de bruit en modifiant les fréquences de leurs vocalisations	179
2.	La pollution chimique environnementale en milieu urbain et ses conséquences sur la santé des oiseaux.....	184
a)	Pollution de l'air, du sol et de l'eau en milieu urbain	184
(1)	Les polluants atmosphériques et leurs origines	184
(2)	Les polluants du sol et de l'eau et leurs origines.....	186
b)	Accumulation des polluants dans les différents tissus et organes des oiseaux.....	188
(1)	Accumulation dans les organes internes.....	188
(2)	Accumulation des polluants dans les plumes.....	192
(3)	Accumulation des polluants dans les œufs	193
c)	Conséquences de l'absorption et de l'accumulation des polluants sur l'organisme des oiseaux	194

(1) Impacts de la pollution atmosphérique sur la condition générale, les paramètres sanguins et le stress chronique des oiseaux.....	194
(2) Stress oxydatif et pollution environnementale.....	198
(3) Inflammation de l'appareil respiratoire face à l'exposition aux polluants	199
(4) Altération de l'appareil respiratoire par inhalation des polluants.....	200
(5) Pollution environnementale et prévalence de parasites sanguins chez les oiseaux	202
(6) Pollution environnementale et succès reproducteur des oiseaux	203
D. Conclusion à propos de l'impact des caractéristiques physico-chimiques du milieu urbain sur les oiseaux	209
IV. Les relations qui existent entre les oiseaux et les êtres vivants du milieu urbain influent sur leur abondance, leur survie et leur comportement.....	213
A. Comportement des oiseaux face aux humains dans le milieu urbain	213
1. Abondance des oiseaux et comportement des oiseaux dans les milieux à forte densité humaine	213
a) Abondance des oiseaux dans les lieux fréquentés par les humains.....	213
b) Les oiseaux urbains tolèrent la présence des humains à une faible distance	215
c) Les oiseaux urbains perçoivent tout de même les humains comme des dangers dont il faut se protéger.....	219
2. Le comportement de fuite et le comportement d'exploration des oiseaux sont sélectionnés par le milieu urbain	220
a) Mise en évidence d'une héritabilité* des comportements de fuite	220
b) Influence du milieu urbain sur le génome des oiseaux et sélection des oiseaux en fonction de leur comportement de fuite et d'exploration	221
B. Pression de prédation exercée sur les petits oiseaux urbains	224
1. Prédateurs du Moineau domestique et comportement du Moineau domestique face aux prédateurs.....	224
2. Pression de prédation exercée sur les petits oiseaux adultes urbains	225
a) Evaluation de la pression de prédation à travers l'étude du comportement des proies..	225
b) Les rapaces diurnes et nocturnes sont plus ou moins abondants en ville et n'exercent pas toujours une grosse pression de prédation	227
c) Pression de prédation exercée sur les oiseaux par le Chat domestique	229
3. Pression de prédation exercée sur les œufs et les oisillons urbains	233
a) Les effectifs des oiseaux prédateurs généralistes consommant œufs et oisillons sont importants en milieu urbain	233
b) Les nids sont peu victimes de prédation en milieu urbain.....	235
C. Prévalence des agents pathogènes et des maladies en milieu urbain	237
1. Prévalence des infections virales en milieu urbain	237
2. Prévalence des agents pathogènes bactériens hébergés par les oiseaux urbains	239
3. Prévalence des parasites en milieu urbain.....	241
a) Prévalence des endoparasites non sanguins chez les oiseaux en milieu urbain	243
(1) Prévalence des endoparasites fongiques	243
(2) Prévalence de <i>Trichomonas gallinae</i> chez les oisillons	244

(3) Prévalence des coccidies	246
(4) Prévalence des helminthes	246
b) Prévalence des ectoparasites des oiseaux en milieu urbain	247
c) Prévalence des parasites sanguins chez les oiseaux urbains	251
Conclusion.....	253
Bibliographie	255
Annexes	279

Liste des figures

Figure 1 : Dessins présentant le dimorphisme sexuel du Moineau domestique à travers les caractéristiques du plumage d'un mâle (plumage nuptial) et d'une femelle (source : Hachemi et Charpentier, 2022).	26
Figure 2 : Photographies d'un moineau domestique mâle en période nuptiale (à gauche) et inter-nuptiale (à droite) (source : Wikipedia, 2022).	26
Figure 3 : Photographie d'un moineau friquet	28
Figure 4 : Photographies d'un moineau espagnol femelle (à gauche) et mâle (à droite) (source : Association Ecopains d'abord, 2022).	28
Figure 5 : Photographies d'un moineau cisalpin mâle (à gauche) et femelle (à droite) (source : Association Ecopains d'abord, 2022).	29
Figure 6 : Photographie d'une niverolle alpine mâle	29
Figure 7 : Photographie d'un Moineau soulcie	29
Figure 8 : Sonogrammes* de Moineaux domestiques adultes	32
Figure 9 : Proportions des divers aliments consommés par le Moineau domestique à Hawaii en 1983 et 1988	39
Figure 10 : Pourcentage de moineaux consommant les divers aliments présents au Maroc	39
Figure 11 : Carte représentant la répartition mondiale du Moineau domestique (<i>Passer domesticus</i>) en 2022.	42
Figure 12 : Carte représentant l'expansion du Moineau domestique au Kenya depuis son arrivée à Mombasa	45
Figure 13 : Moyenne de la masse mesurée chez des moineaux adultes urbains et ruraux (sources : Bókony <i>et al.</i> , 2012; Dulisz <i>et al.</i> , 2016; Meillère <i>et al.</i> , 2015b).	52
Figure 14 : Moyenne de la longueur du tarse mesurée chez des moineaux adultes urbains et ruraux (sources : Bókony <i>et al.</i> , 2012; Dulisz <i>et al.</i> , 2016; Meillère <i>et al.</i> , 2015b).	52
Figure 15 : Moyenne du SMI calculé chez des moineaux adultes urbains et ruraux (sources : Bókony <i>et al.</i> , 2012 ; Meillère <i>et al.</i> , 2015b).	53
Figure 16 : Moyenne de la masse mesurée et du SMI calculé chez des moineaux juvéniles urbains et ruraux (source : Meillère <i>et al.</i> , 2017).	54
Figure 17 : Moyenne de la longueur de tarse mesurée chez des moineaux juvéniles urbains et ruraux (source : Meillère <i>et al.</i> , 2017).	55
Figure 18 : Représentation schématique du mécanisme de réponse d'un organisme aviaire face à un stimulus stressant (source : Harvey <i>et al.</i> , 1984).	59
Figure 19 : Représentation schématique des différentes zones constituant une ville (source : Anonyme, 2016).	63
Figure 20 : Schéma de l'organisation des villes nord-américaine, européenne et des pays en voie de développement (source : Goglin, 2019).	65
Figure 21 : Photographie d'un « front garden » de Londres	72
Figure 22 : Sites de nidification du Moineau domestique exclusivement retrouvés en milieu urbain (source : Indykiewicz, 1991).	74

Figure 23 : Volume intérieur moyen et volume extérieur moyen du nid du Moineau domestique polonais en milieu rural, en milieu périurbain et en milieu urbain	75
Figure 24: Hauteurs moyenne, minimale et maximale auxquelles sont installés les nids des moineaux domestiques polonais en milieu rural, périurbain et urbain (source : Indykiewicz, 1991).....	75
Figure 25 : Proportion de bâtiments du Royaume-Uni occupés par le Martinet noir (Common Swift en anglais), l'Hirondelle de fenêtre (House martin), l'Etourneau sansonnet (Common starling) et le Moineau domestique (House sparrow) selon leur période de construction (source : Wotton <i>et al.</i> , 2002).	77
Figure 26: Classement mondial des 10 villes ayant la plus grande proportion de leur surface occupée par des espaces verts publics en 2018	78
Figure 27 : Nombre moyen d'oiseaux et nombre moyen d'espèces vivant dans les différentes zones de la ville de Sydney (source : Lowe <i>et al.</i> , 2011).	80
Figure 28 : Nombre d'arbres possédant au moins une cavité et nombre de cavités dans une zone urbaine de Sydney en fonction du paysage (source : Lowe <i>et al.</i> , (2011).	80
Figure 29 : Immeuble de style haussmannien situé dans le 16 ^e arrondissement de Paris, datant de la seconde moitié du XIX ^e siècle (source : Home Select, 2021)	82
Figure 30 : Immeuble situé passage Josseaume, 20 ^e arrondissement de Paris, datant de 2006 (source : Alba <i>et al.</i> , 2020).	82
Figure 31 : Tours duo, situées rue Bruneseau, 13 ^e arrondissement de Paris, datant de 2022 (source : Alba <i>et al.</i> , 2020).	83
Figure 32: Proportion de pièces végétales, animales et anthropiques, en pourcentage de la masse totale du nid, dans les nids de moineaux domestiques de Pologne (source : Indykiewicz, 1991).....	84
Figure 33: Proportion de pièces végétales, animales et anthropiques, en pourcentage du nombre total de pièces, dans les nids de moineaux domestiques de la région de Coimbatore	84
Figure 34 : Proportion, en pourcentage de la masse totale ingérée, des différents types de proies ingérés par les faucons crécerelle de la métropole de Vienne (Autriche) (source : Sumasgutner <i>et al.</i> , 2014).	87
Figure 35: Pourcentage de foyers distribuant les types d'aliments majoritairement utilisés pour nourrir les oiseaux en Amérique du Nord, à Cardiff et en Nouvelle-Zélande (sources : Cowie et Hinsley, 1988 ; Galbraith <i>et al.</i> , 2014 ; Horn et Johansen, 2013)	90
Figure 36 : Pourcentage de moineaux consommant chaque catégorie alimentaire en fonction de leur milieu de vie (source : Gavett et Wakeley, 1986).....	91
Figure 37 : Proportion d'interactions agonistiques intraspécifiques et interspécifiques au niveau d'une mangeoire chez des Roselins familiers et des Roselins pourprés (source :Shedd, 1990).....	96
Figure 38 : Probabilité d'observation de 6 espèces de passereaux en présence de tourterelles turques, de pies bavardes ou de perruches à collier.....	98
Figures 39: Variation de différents paramètres physiologiques chez la femelle Geai à gorge blanche à l'approche de la ponte en fonction de son milieu de vie en Floride (source : Schoech et Bowman, 2003).	100
Figure 40 : Variation du nombre d'oisillons de mésanges bleues survivants à l'envol en fonction de leur date d'éclosion dans un milieu forestier anglais	102

Figures 41: Variation de paramètres biochimiques chez des pies australiennes en liberté soumises à un régime mixte anthropique et naturel (figure a) et chez des pies australiennes en captivité soumises à un régime anthropique strict (figure b)	106
Figure 42 : Proportion moyenne des besoins énergétiques totaux des oisillons et proportion moyenne des besoins fournis habituellement par les proies invertébrées aux oisillons couvertes par l'apport de vers de farine chez le Moineau domestique des banlieues de Londres (source : Peach <i>et al.</i> , 2015).....	109
Figure 43 : Paramètres évaluant le succès reproducteur de couples de Moineau domestique ayant accès ou non à des vers de farine dans les zones périurbaines de Leicester (source : Peach <i>et al.</i> , 2014).	110
Figure 44 : Taille du tarse et masse des oisillons de moineaux domestiques en fonction de si leurs parents avaient accès ou non à des vers de farine dans les zones périurbaines de Leicester (source : Peach <i>et al.</i> , 2014).	110
Figure 45 : Pourcentage de proies capturées par les 6 prédateurs les plus observés dans les jardins nord-américains où sont nourris les oiseaux (sur un total de 976 proies) (source : Dunn et Tessaglia, 1994).....	113
Figure 46: Pourcentage de nids victimes de prédation en fonction du type de mangeoire présent (source : Hanmer <i>et al.</i> , 2017).	114
Figure 47: Différents taux de survie moyens de mésanges à tête noire du Wisconsin, nourries ou non avec des graines de tournesol	115
Figures 48 : Début et durée du chant de l'aube de mâles de mésanges charbonnières de Norvège, nourris et non nourris avec des graines de tournesol (source : Saggese <i>et al.</i> , 2011).	120
Figure 49 : Risque de collision mortelle chez les faisans, les colombidés et les goélands du Royaume-Uni en fonction de la densité de routes (source : Kent <i>et al.</i> , 2021).....	123
Figure 50: Risque de collision mortelle chez les faisans, les colombidés et les goélands du Royaume-Uni en fonction du taux d'urbanisation.....	124
Figure 51 : Spectre des ondes électromagnétiques et leurs sources d'origine anthropique, (source : INRS, 2017).....	128
Figure 52 : Champ électrique (en V/m) créé par une antenne relais positionnée sur le toit d'un immeuble en milieu urbain (source : Pomian <i>et al.</i> , 2018).	130
Figure 53 : Vecteurs représentant la direction que les rouge-gorges familiers veulent emprunter en automne en fonction de s'ils sont soumis ou non à un champ magnétique (source : Wiltschko <i>et al.</i> , 2015).	132
Figure 54 : Vecteurs représentant la direction que les Rouge-gorges familiers veulent emprunter au printemps en fonction de s'ils sont soumis ou non à un champ magnétique (source : Wiltschko <i>et al.</i> , 2015).	133
Figure 55 : Différentiel de température interne entre des œufs en incubation soumis à des ondes de 1,25 MHz pendant 1 à 2 heures par jour et des œufs en incubation soumis à aucun traitement (source : Thalau <i>et al.</i> , 2003).	138
Figure 56 : Longueurs d'ondes des ondes composant le spectre lumineux et leurs couleurs associées (source : MEB et ANPCEN, 2015)	139
Figure 57 : Températures de couleur de la lumière et leurs couleurs associées (source: Roulleaux <i>et al.</i> , 2013).....	139
Figure 58 : Evolution quotidienne et annuelle de l'éclairement d'un environnement urbain selon sa latitude en absence ou en présence d'un éclairage nocturne de 15 lux (source : Gaston et Bennie, 2014).....	141

Figure 59 : Représentation schématique de l’horloge circadienne induisant la production de la mélatonine chez les oiseaux	144
Figure 60 : Virémie, masse et survie de moineaux domestiques contaminés par le virus West-Nile en fonction de leur exposition à une lumière nocturne.....	148
Figure 61: Activité locomotrice quotidienne de merles noirs soumis ou non en captivité à un éclairage nocturne (source : D. M. Dominoni <i>et al.</i> , 2013).....	149
Figure 62 : Probabilité qu’un pigeon biset soit en recherche de nourriture dans des villes argentines en fonction de l’éclairage nocturne (source : Leveau, 2020).	151
Figures 63 : Paramètres du métabolisme de diamants mandarins soumis ou non à un éclairage nocturne en captivité (source : Batra <i>et al.</i> , 2019).	154
Figure 64 : Délai du démarrage du chant de l’aube par rapport au lever du soleil chez 5 espèces d’oiseaux nichant à Vienne (Autriche), selon qu’ils nichent à proximité ou non de réverbères urbains (source : Kempnaers <i>et al.</i> , 2010).	159
Figures 65 : Nombre moyen d’espèces d’invertébrés et nombre moyen d’invertébrés capturés dans des pièges positionnés dans la zone périurbaine de Santa Rosa (source : Rodríguez <i>et al.</i> , 2021).	161
Figure 66 : Schéma représentatif de l’évolution d’une population d’oiseaux en milieu urbain éclairé et de son isolation des populations rurales.....	163
Figure 67 : Lieux et sources de bruit associés à leur niveau sonore (source : Bouland <i>et al.</i> , 2018; Bruitparif, 2022a ; Cheverry <i>et al.</i> , 2018).	164
Figure 68 : Représentations graphiques du niveau de bruit fluctuant et de son niveau acoustique équivalent (source : Bruitparif, 2022b).....	166
Figure 69 : Cadastre du bruit du trafic routier à Bruxelles en 2006	166
Figure 70 : Cadastre du bruit du trafic ferroviaire.....	167
Figure 71 : Nombre de cygnes noirs présents au niveau du lac de l’Albert Park Lake de Melbourne, avant, pendant et après la présence du Grand Prix Australien de Formule Un (source : Payne <i>et al.</i> , 2012).....	171
Figure 72 : Distance de fuite et succès reproducteur de moineaux domestiques femelles soumises ou non à des enregistrements de circulation routière pendant leur période de reproduction (source : Meillère <i>et al.</i> , 2015a).....	173
Figure 73 : Débit de consommation d’O ₂ total et ajusté à une masse d’oisillons de moineaux domestiques de 9 jours au repos élevés ou non avec du bruit ambiant (source : Brischoux <i>et al.</i> , 2017).	174
Figure 74 : Taux de corticostérone basal et post-stress chez des oisillons de moineaux domestiques élevés sous des enregistrements de circulation routière ou dans le calme (source : Angelier <i>et al.</i> , 2016).....	175
Figures 75 : Temps consacré par les cygnes noirs du Albert Park Lake de Melbourne à leurs divers comportements en présence et en l’absence du Grand Prix australien de Formule Un (source : Payne <i>et al.</i> , 2012).....	176
Figure 76 : Taux de corticostérone basal et post-stress et réponse au stress chez les cygnes noirs du Albert Park Lake de Melbourne en présence et en l’absence du Grand Prix australien de Formule Un (source : Payne <i>et al.</i> , 2012).	177
Figures 77 : Caractéristiques du chant de mâles bruants des roseaux du canton de Zurich en fonction de leur lieu de vie et de la période de la semaine.....	180
Figures 78 : Variation des caractéristiques du chant de mâles Bruants des roseaux du canton de Zurich au moment de la diffusion d’un enregistrement audio	181

Figures 79 : Sources d'émission des COV, des PM ₁₀ , des PM _{2,5} et des oxydes d'azote dans l'air de la région Ile-de-France en 2017 (source : Airparif, 2021b).	185
Figure 80 : Carte représentant la concentration en NO ₂ dans la région Ile-de-France en 2021 (source : Airparif, 2021c).	186
Figures 81 : Paramètres hématologiques de moineaux domestiques vivant dans des zones polluées ou non polluées du Kosovo (source : Millaku <i>et al.</i> , 2015).	195
Figure 82 : Succès reproducteur de gobemouches noirs vivant à différentes distances d'une usine métallurgique de l'Oural (source : Belskii <i>et al.</i> , 2005).	204
Figures 83 : Mortalité embryonnaire et taux d'envol chez des gobemouches noirs et des mésanges charbonnières vivant dans les environs d'une usine métallurgique finlandaise (source : Eeva et Lehikoinen, 1995, 1996).	206
Figure 84 : Proportion de couvées de gobemouches noirs possédant au moins un oisillon avec une anomalie morphologique au niveau des membres en fonction de la distance à l'usine de Harjavalta (source : Eeva et Lehikoinen, 1996).	207
Figure 85 : Différence de la qualité des œufs de gobemouches noirs et de mésanges charbonnières selon qu'ils vivent à 700 m ou à 10 km d'une usine métallurgique finlandaise (source : Eeva et Lehikoinen, 1995).	208
Figure 86 : Abondance moyenne de 9 espèces nichant en prairie ou en forêt en fonction de la distance à un chemin de randonnée du Colorado	214
Figures 87 : Probabilité de survie quotidienne des oisillons en fonction de la distance entre leur nid et un chemin de randonnée du Colorado (source : Miller <i>et al.</i> , 1998).	214
Figure 88 : Distance d'envol à l'approche d'un humain de 16 espèces d'oiseaux dans les parcs et cimetières de République Tchèque, de France, d'Italie et de Pologne (source : Morelli <i>et al.</i> , 2018).	216
Figures 89 : Distance d'envol à l'approche d'un humain de 7 espèces d'oiseaux vivant à Seattle ou à Berlin en fonction de l'urbanisation et en fonction de la volonté des habitants à les faire fuir (source : Clucas et Marzluff, 2012).	218
Figures 90 : Fréquence des 5 allèles du microsatellite du gène SERT et fréquence d'individus hétérozygotes pour ce microsatellite chez des merles noirs urbains et ruraux d'Europe et de Tunisie (source : Mueller <i>et al.</i> , 2013).	221
Figure 91 : Méthylation du promoteur du gène DRD4 et du gène SERT chez des mésanges charbonnières urbaines et rurales espagnoles (source : Riyahi <i>et al.</i> , 2015).	223
Figure 92 : Différence de méthylation du promoteur du gène SERT entre les mésanges charbonnières espagnoles avec un score d'exploration le plus bas et un score d'exploration le plus élevé (source : Riyahi <i>et al.</i> , 2015).	224
Figure 93 : Score de 6 comportements exprimés par des oiseaux ruraux et urbains de la région de Brønderslev et de Grenade lors de leur capture	227
Figure 94 : Proportion de sites où un épervier d'Europe a été observé selon la localisation du site en Grande-Bretagne et selon son urbanisation	228
Figure 95 : Fréquence d'observation des rapaces diurnes dans différentes zones de villes italiennes en fonction de la taille de la ville (source : Sorace et Gustin, 2009).	229
Figure 96 : Population estimée de 4 espèces d'oiseaux nichant dans la ville de Dunedin et proportion de cette population capturée en un an par l'ensemble des chats de la ville (source : van Heezik <i>et al.</i> , 2010).	232
Figures 97 : Fréquence d'observation de 4 espèces de Corvidés dans différentes zones de villes italiennes, en fonction de la taille de la ville	234

Figure 98 : Caractéristiques du positionnement des nids de cardinaux rouges et de merles d'Amérique en zone urbanisée en fonction du végétal où ils sont placés (source : Borgmann et Rodewald, 2004).	236
Figure 99 : Pourcentage de nids artificiels visités par des prédateurs en milieu rural en fonction du végétal où ils ont été placés (source : Borgmann et Rodewald, 2004).	237
Figure 100 : Score de graisse abdominale de moineaux domestiques polonais urbains et ruraux colonisés ou non par des champignons (source : Dulisz <i>et al.</i> , 2021).	243
Figures 101 : Prévalence de <i>Trichomonas gallinae</i> chez des oisillons d'autours des palombes de Berlin en fonction de la taille de la couvée et de leur âge	245
Figure 102 : Prévalence de 4 espèces d'ectoparasites chez les chevêches des terriers de Bahia Blanca et des zones rurales des alentours (source : Sáez-Ventura <i>et al.</i> , 2022).	248
Figure 103 : Prévalence des différents ectoparasites chez les chevêches des terriers de Bahia Blanca et des zones rurales aux alentours en fonction de l'âge et du sexe (source : Sáez-Ventura <i>et al.</i> , 2022)	249
Figure 104 : Prévalence de 4 ectoparasites chez des conures veuves et des pigeons bisets de Barcelone (source : Mori <i>et al.</i> , 2019).	250
Figure 105 : Nombre moyen d'ectoparasites récoltés chez des conures veuves et des pigeons bisets de Barcelone (source : Mori <i>et al.</i> , 2019).	250

Liste des tableaux

Tableau 1 : Masse et taille des 6 espèces de moineaux nichant en France,.....	25
Tableau 2 : Comparaison du plumage des 6 espèces de moineaux nichant en France (sources : Dejonghe, 1983; Olioso et Olioso, 2017).	27
Tableau 3 : Evolution de l'intervalle entre deux couvées en fonction du nombre de juvéniles à l'envol (source : McGillivray, 1983).	36
Tableau 4 : Présentation du succès reproducteur du Moineau domestique à l'aide de l'estimation de plusieurs paramètres	37
Tableau 5 : Présentation des caractéristiques des espèces synurbiques	41
Tableau 6 : Répartition mondiale des 6 espèces de moineaux nichant en France (sources : Chastel <i>et al.</i> , 2003 ; Olioso et Olioso, 2017).	43
Tableau 7 : Résultats des observations du CBC réalisées de 1970 à 1979 et de 2000 à 2002 au sein de zones urbaines et rurales sélectionnées dans la région des Maritimes (source : Erskine, 2006)	47
Tableau 8 : Données extrapolées à toute la région des Maritimes à partir des observations du CBC (source : Erskine, 2006).	47
Tableau 9 : Résultats d'observations de suivi des populations de Moineau domestique réalisées pendant les dernières décennies dans plusieurs lieux de l'Europe.	48
Tableau 10 : Modification des paramètres de la reproduction du Moineau domestique en milieu urbain (sources : Crick and Siriwardena, 2002 ; Seress <i>et al.</i> , 2012).	50
Tableau 11 : Résultats des observations comportementales chez des moineaux ruraux et urbains soumis à de la compétition pour la ressource alimentaire	57
Tableau 12 : Caractéristiques du milieu urbain et des parcs publics urbains favorisant ou défavorisant la présence de moineaux domestiques dans des villes espagnoles (source : Bernat-Ponce <i>et al.</i> , 2018).	67
Tableau 13: Diversité et abondance des oiseaux en fonction du type de végétation présente dans les rues de Melbourne (source : White <i>et al.</i> , 2005).	68
Tableau 14 : Variations de la diversité et de l'abondance dans les parcs publics de Salamanque en fonction de leurs caractéristiques (source : Peris et Montelongo, 2014).	70
Tableau 15 : Diversité de la végétation des parcs et jardins des villes de 6 pays.	71
Tableau 16 : Diminution du nombre de moineaux domestiques dans des parcs espagnols en fonction de la conservation ou de la modification de leurs substrats (source : Bernat-Ponce <i>et al.</i> , 2020).	73
Tableau 17 : Période de construction des bâtiments où 4 espèces d'oiseaux sont les plus abondantes (source : Mason, 2006).	76
Tableau 18 : Proportion de cavités de cèdres du Liban du parc romain Villa Doria Pamphili occupées par les perruches à collier et les étourneaux sansonnets et leurs caractéristiques (source : Dodaro et Battisti, 2014)	79
Tableau 19: Proportion de terrasses de restaurant fréquentées par 8 espèces d'oiseaux en fonction du milieu (source : Haemig <i>et al.</i> , 2015).	88

Tableau 20: Proportion de foyers nourrissant les oiseaux sur leur propriété, fréquence de nourrissage et lieux de dépôt de nourriture utilisés.....	89
Tableau 21 : Proportion de particuliers nourrissant les oiseaux chaque saison parmi ceux qui déclarent le faire au moins une fois dans l'année	89
Tableau 22 : Fréquence de nettoyage du matériel utilisé pour nourrir les oiseaux.....	90
Tableau 23 : Quantité d'aliments ingérés et proportion de nourriture d'origine naturelle ingérée par des Pies australiennes du milieu périurbain de Brisbane et leurs oisillons, selon qu'elles soient nourries ou non par des particuliers	92
Tableau 24 : Interactions agonistiques entre des martins tristes, des rhipidures hochequeue et des grallines pies en recherche de nourriture à Sydney	94
Tableau 25 : Proportion d'interactions agonistiques initiées et gagnées face à un individu d'une autre espèce au niveau d'une mangeoire	95
Tableau 26 : Fréquentation de jardins de particuliers de la région de Sydney par 7 espèces de passereaux en fonction de la présence de Méliphages bruyants.....	97
Tableau 27 : Influence de la présence de 3 espèces de gros gabarit à une mangeoire sur l'utilisation de cette mangeoire par 18 espèces de passereaux	98
Tableau 28 : Masse, taille et condition corporelle des Goélands argentés urbains et ruraux de Tasmanie (source : Auman <i>et al.</i> , 2008).....	103
Tableau 29: Variation du profil en acides gras et de l'oxydation des lipides en fonction du milieu chez le Moineau domestique, la Mésange charbonnière et la Mésange bleue suédois (source : Isaksson <i>et al.</i> , 2017).	105
Tableau 30: Variation significative de 4 paramètres physiologiques d'oiseaux de l'Illinois qui disposent ou non de mangeoires distribuant un mélange de graines sur leur territoire (source : Wilcoxon <i>et al.</i> , 2015).....	108
Tableau 31: Caractéristiques de la reproduction de mésanges huppées et de mésanges boréales de Suède supplémentées ou non en nourriture.....	111
Tableau 32 : Caractéristiques des études menées sur le nourrissage chez la Mésange bleue et leurs résultats.....	112
Tableau 33 : Prélèvements réalisés, agents pathogènes recherchés et résultats des analyses réalisées chez des oiseaux d'Auckland nourris ou non par les humains (source : Galbraith <i>et al.</i> , 2017).	117
Tableau 34 : Variation du nombre de coccidies observées chez des roselins familiers fréquentant des mangeoires en fonction de leur nettoyage	118
Tableau 35 : Nombre annuel de collisions mortelles d'oiseaux au niveau de bâtiments d'habitation humaine entre 1979 et 2012 aux Etats-Unis d'Amérique selon la taille du bâtiment (source : Loss <i>et al.</i> , 2014).	121
Tableau 36 : Nombre de collisions mortelles entre oiseaux et véhicules au XX ^e siècle (source : Banks, 1979; Morelli <i>et al.</i> , 2020)	122
Tableau 37 : Albédo de diverses surfaces naturelles et artificielles	125
Tableau 38 : Familles d'Arthropodes dont la population a augmenté ou diminué au niveau des îlots de chaleur de Boston, New York, Baltimore et Raleigh	127
Tableau 39 : Caractéristiques des antennes-relais de téléphonie mobile	129
Tableau 40 : Variation de l'abondance des moineaux domestiques en fonction de la force du champ électrique mesuré	131

Tableau 41 : Production de protéines hsp70 chez des lymphocytes de Poules domestiques exposés à des ondes pendant leur multiplication.....	134
Tableau 42 : Densité de puissance au niveau de nids de couples de mésanges charbonnières et de Mésanges bleues dans une forêt polonaise et succès reproducteur de ces couples (source : Rejt <i>et al.</i> , 2007)	135
Tableau 43 : Productivité de couples de cigognes blanches de Valladolid, selon que ces couples nichent à proximité ou non d'antennes relais (source : Balmori, 2005).	135
Tableau 44 : Masse, taille et diamètre des yeux d'embryons de Poule domestique incubés en la présence ou en l'absence d'un téléphone portable régulièrement actif.	136
Tableau 45 : Anomalies observées chez des embryons de Poule domestique incubés en présence d'un téléphone portable actif pendant 50 ou 60 minutes par jour	137
Tableau 46 : Eclairement perçu la nuit en fonction du lieu et de la source lumineuse (source : Gaston <i>et al.</i> , 2017 et MEB et ANPCEN, 2015)	140
Tableau 47 : Régulation de rythmes circadiens et saisonniers par la production de mélatonine chez les oiseaux (source : Bertrand <i>et al.</i> , 2006; Jansen <i>et al.</i> , 2005; Tan <i>et al.</i> , 2010; Woller et Gonze, 2013).....	143
Tableau 48 : Intervention de la mélatonine dans la régulation du système immunitaire, de la quantité de radicaux libres et du métabolisme énergétique	145
Tableau 49 : Variation des concentrations sanguines en mélatonine diurne et nocturne chez des oiseaux soumis à un éclairage nocturne	146
Tableau 50 : Influence de la présence d'un éclairage nocturne sur la relation hôte-parasite sanguin chez des juncos ardoisés (source : Becker <i>et al.</i> , 2020).....	147
Tableau 51 : Activité de recherche de nourriture de chevaliers gambettes en fonction de la luminosité nocturne (source : Dwyer <i>et al.</i> , 2013).....	150
Tableau 52 : Variation des paramètres caractérisant le sommeil des mésanges charbonnières et des mésanges bleues de Wilrijk lors de la présence d'un éclairage nocturne à l'entrée de leur nid (source : Raap <i>et al.</i> , 2016 et Sun <i>et al.</i> , 2017).....	152
Tableau 53 : Longueur des télomères et caractéristiques morphologiques d'oisillons de Mésanges charbonnières d'Anvers exposés à un éclairage nocturne.....	155
Tableau 54 : Concentration sanguine en testostérone, variation de taille des testicules et début du chant de l'aube chez des merles noirs de la région de Munich soumis ou non à un éclairage nocturne (source : Dominoni <i>et al.</i> , 2013).....	157
Tableau 55 : Nombre de partenaires extra-conjugales de mâles mésanges charbonnière de Vienne (Autriche) en fonction de leur proximité à des lampadaires de rue (source : Kempnaers <i>et al.</i> , 2010).	158
Tableau 56 : Proportion de juvéniles d'oiseaux marins nichant sur les îles Baléares ou l'île de la Réunion retrouvés désorientés par la population locale.....	160
Tableau 57 : Fréquences sonores audibles par certaines espèces d'oiseaux.....	165
Tableau 58 : Rayon maximal de chaque zone définie autour de plusieurs aéroports français par les plans d'exposition au bruit (source : Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires et Ministère de la Transition énergétique, 2020).....	168
Tableau 59 : Nombre moyen d'individus de 12 espèces d'oiseaux migrateurs observés en fonction de l'amplitude du bruit ambiant émis par le trafic routier.....	169
Tableau 60 : Variation de la probabilité d'occurrence et de l'abondance de 11 espèces d'oiseaux dans les parcs publics de 3 villes du Mexique en fonction du bruit (source : González-Oreja, 2017).	170

Tableau 61 : Variation du succès reproducteur de Mésanges charbonnières de Buunderkamp en fonction du niveau acoustique du bruit ambiant ou de certaines fréquences sonores (source : Halfwerk <i>et al.</i> , 2011).....	172
Tableau 62 : Horaire de début du chant matinal de 10 espèces d'oiseaux vivant plus ou moins loin de l'aéroport de Berlin (source : Dominoni <i>et al.</i> , 2016).....	178
Tableau 63 : Horaire du début du chant de l'aube de 6 espèces d'oiseaux exposés à des enregistrements de circulation routière 2 heures avant l'aube dans les rues de Séville (source : Arroyo-Solis <i>et al.</i> , 2013).....	179
Tableau 64 : Caractéristiques du bruit de fond du milieu rural et du milieu urbain de la métropole de Melbourne (source : Hu et Cardoso, 2010).	182
Tableau 65 : Différence de fréquence minimale et de fréquence dominante des vocalisations entre les individus urbains et les individus ruraux de 12 espèces d'oiseaux australiennes (source : Hu et Cardoso, 2010).	183
Tableau 66 : Source du rejet, forme de rejet et capacité d'accumulation de quelques polluants du sol et de l'eau en milieu urbain (source : Commissariat général au développement durable, 2019 ; Département Prévention Cancer Environnement du Centre Léon Bérard, 2022 ; Groupe de coordination pour la protection des sols de l'état de Fribourg, 2022 ; Ministère de la Santé du Canada, 2006).....	188
Tableau 67 : Zones de dépôt de particules fines de carboxylate inhalées par des pigeons bisets en fonction de leur diamètre (source : Tell <i>et al.</i> , 2006).....	189
Tableau 68 : Concentration massique moyenne en métaux lourds mesurée au sein d'organes de moineaux domestiques et de moineaux friquets nichant dans des sites ruraux, urbains ou industrialisés de Beijing, d'Italie et de Palestine.....	190
Tableau 69 : Concentration massique en HAP, PCB, dioxines et furanes mesurée dans les organes de petits fuligules nichant près du lac Michigan et de 7 espèces d'oiseaux vivant dans la ville d'Ahmedabad	191
Tableau 70 : Concentration massique en PCB mesurée dans des plumes de pies bavardes de la région d'Anvers (source : Jaspers <i>et al.</i> , 2009).....	192
Tableau 71 : Concentration massique en métaux lourds moyenne mesurée dans les œufs et les coquilles d'œufs de moineaux domestiques ruraux et urbains de Palestine (source : M. Swaileh et Sansur, 2006).....	193
Tableau 72 : Toxicité totale des dioxines, furanes et PCBs dans des œufs de poules domestiques du Vietnam (source : Kudryavtseva <i>et al.</i> , 2015)	193
Tableau 73 : Paramètres sanguins des mésanges charbonnières, des bruants fous et des merles noirs vivant près d'une centrale électrique à charbon de Cercs ou dans une zone non polluée située à 40 km (source : Llacuna <i>et al.</i> , 1996).....	196
Tableau 74 : Pollution environnementale aux alentours d'une usine métallurgique de l'Oural et paramètres morphologiques et hématologiques des oisillons de gobemouches noirs vivant à proximité (source : Belskii <i>et al.</i> , 2005).....	197
Tableau 75 : Variation du nombre de cellules sanguines et de l'activité antibactérienne du complément de mésanges charbonnières urbaines de République Tchèque en fonction de la quantité de métaux lourds qu'elles accumulaient.....	198
Tableau 76 : Paramètres hématologiques mesurés chez des moineaux domestiques capturés dans des zones polluées et non polluées d'Espagne	199
Tableau 77 : Nombre moyen de macrophages récupérés par lavage bronchoalvéolaire chez des moineaux domestiques, des choucadors à épauettes rouges et des tourterelles maillées d'Afrique du Sud (source : Steyn et Maina, 2015).....	200

Tableau 78 : Masse et caractéristiques macroscopiques et microscopiques des poumons de cailles du Japon élevées pendant 7 jours dans un environnement chargé en ozone (source : (Rombout <i>et al.</i> , 1991).....	201
Tableau 79 : Pollution mesurée à Madrid et dans une zone rurale et nombre moyen de corps lamellaires présents dans les pneumocytes II de pigeons bisets vivant dans ces zones (source : Lorz et López, 1997).....	202
Tableau 80 : Prévalence de <i>Plasmodium relictum</i> chez les moineaux domestiques français en fonction de plusieurs paramètres environnementaux.....	203
Tableau 81 : Malpositions et malformations embryonnaires chez des oiseaux vivant dans la baie de San Francisco (source : Herring <i>et al.</i> , 2010).....	204
Tableau 82 : Concentration massique en métaux lourds mesurée dans les fientes d’oisillons gobemouches noirs et mésanges charbonnières près d’une usine métallurgique finlandaise (source : Eeva et Lehtikoinen, 1996)	205
Tableau 83 : Impact de l’architecture urbaine, du trafic important de véhicule et des îlots de chaleur urbains sur les oiseaux	209
Tableau 84 : Impact des ondes radios sur les oiseaux	209
Tableau 85 : Impact de l’éclairage nocturne sur les oiseaux.....	210
Tableau 86 : Impact du bruit présent en milieu urbain sur les oiseaux.....	210
Tableau 87 : Impact de la pollution environnementale sur les oiseaux	211
Tableau 88 : Distance d’envol de juncos ardoisés de Californie en fonction de leur milieu de vie (source : Stansell <i>et al.</i> , 2020)	215
Tableau 89 : Proportion d’habitants de Berlin et de Seattle encourageant et décourageant la présence des oiseaux (source : Clucas et Marzluff, 2012).....	217
Tableau 90 : Distance d’envol et son héritabilité chez des chevêches des terriers urbaines et rurales argentines (source : Carrete <i>et al.</i> , 2016).....	220
Tableau 91 : Distance d’envol et génotype pour le gène DRD 4 de cygnes noirs vivant dans une zone rurale australienne ou dans un parc de Melbourne	222
Tableau 92 : Temps de latence de moineaux domestiques hongrois pour approcher leur mangeoire en présence de certains objets (source : Seress <i>et al.</i> , 2011).....	226
Tableau 93 : Paramètres influençant le nombre d’individus de 21 espèces dans des zones urbaines du Royaume-Uni (source : Sims <i>et al.</i> , 2008).....	230
Tableau 94 : Estimation des proportions minimales et maximales d’individus de 6 espèces d’oiseaux capturés par des chats domestiques dans une zone de la ville de Reading au cours du printemps (source : Thomas <i>et al.</i> , 2012).	231
Tableau 95 : Taux de croissance annuel entre 1982 et 1995 et densité de couples reproducteurs en 1995 dans des populations de pies bavardes de l’ouest de la Pologne (source : Jerzak, 2001).....	233
Tableau 96 : Croissance de populations urbaines de Pie bavarde en Europe entre 1975 et 1997 (source : Jerzak, 2001).....	234
Tableau 97 : Prévalence de roselins familiers symptomatiques de la variole du canari près de Phoenix et prévalence de passereaux séropositifs au virus West Nile près d’Atlanta.	238
Tableau 98 : Prévalence de <i>Y.enterocolitica</i> et <i>Y.pseudotuberculosis</i> chez des moineaux domestiques des Flandres belges en fonction de l’environnement	239
Tableau 99 : Prévalence de <i>Salmonella enterica</i> <i>Typhimurium</i> chez des oiseaux de College station et des Flandres belges.....	241

Tableau 100 : Prévalence des parasites des oiseaux dans des populations aviaires en milieu urbain et en milieu rural.....	242
Tableau 101 : Nombre d'helminthes et d'espèces d'helminthes identifiés chez des merles noirs tchèques urbains et forestiers (source : Sitko et Zalešny, 2014).....	247

Liste des annexes

Annexe 1 : Glossaire	279
Annexe 2 : Dessin légendé du squelette d'un oiseau	283
Annexe 3 : Illustration de la distance de Kipp	285
Annexe 4 : Les plumes des oiseaux	287
Annexe 5 : Principe de l'appareil de Berlese	289
Annexe 6 : Caractéristiques des lampes utilisées pour l'éclairage nocturne extérieur	291
Annexe 7 : L'appareil respiratoire des oiseaux	295
Annexe 8 : Contenu d'un œuf d'oiseau et positionnement de l'embryon dans l'œuf	297

Liste des abréviations et des acronymes

· **OH**: radical hydroxyle

A: Ampère(s)

ACTH: Adreno Cortico Tropic Hormone (hormone adrénocorticotrope)

ADN: Acide DésoxyriboNucléique

ARN: Acide RiboNucléique

AGNE : Acides Gras Non Estérifiés

av. JC : avant Jésus-Christ

BrdU : Bromodésoxyuridine

°C : degré(s) Celsius

CBC : Christmas Bird Count (Dénombrement des oiseaux aux environs de Noël)

Cd, μ cd, mcd : Cadmium(s), microCadmium(s), milliCadmium(s)

COV : Composé Organique Volatil

dB : décibel(s)

DRD4 : Dopamine Receptor D4 (récepteur de la dopamine de type D4)

DROM : Départements et Régions d'Outre-Mer

ELISA : Enzyme-Linked ImmunoSorbent Assay (Technique d'immunoabsorption par enzyme liée)

ERK 1 / 2 : Extracellular signal-regulated kinases 1 et 2 (kinases de régulation de signaux extracellulaires)

FSH: Follicle Stimulating Hormone (Hormone Folliculo-Stimulante)

G: Gauss

GnRH-I: Gonadotropin-Releasing Hormone I (gonadolibérine I)

GPS : Global Positioning System (Géo-positionnement par satellite)

h: heure(s)

ha: hectare(s)

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

H/L : nombre d'hétérophiles* sur le nombre de lymphocytes*

INSEE : Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques

JNK: Jun N-terminat kinase (kinase JUN N-terminat)

kcal : kilo calorie(s)

L_{eq,t} : niveau acoustique équivalent pendant une période de durée t

L_{den} : niveau acoustique équivalent sur 24 h (jour-soirée-nuit)

LED : Light-Emitting Diode (Diode ElectroLuminescente)

LH : luteinizing hormone (hormone lutéinisante).
LPO : Ligue pour la Protection des Oiseaux
NSC : Noyaux SupraChiasmaticques de l'hypothalamus
O₂⁻ : anion superoxyde
PCB : polychlorobiphényle
PCR : Polymerase Chain Reaction (réaction en chaîne de polymérase)
PFU : Plaque-Forming Unit (nombre de plages de lyse formées)
PM₁₀, PM_{2,5} : Particules fines de diamètre inférieur à 10 µm et à 2,5 µm
SERT : SERotonine Transporter (transporteur de la sérotonine)
SMI : Scale Mass Index (ou index de masse uniformisée à une taille)
SNP : Single Nucleotide Polymorphism (Polymorphisme nucléotidique)
T, nT, µT : Tesla(s), nanoTesla(s), microTesla(s)
TGF-β : Transforming Growth Factor beta (Facteur de Croissance Transformant beta)
TNF : Tumor Necrosis Factor (Facteur de Nécrose Tumorale)
TOBEC : Total Body Electrical Conductivity (conductivité électrique totale d'un corps)
UE : Union Européenne
UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

Introduction

Les processus d'anthropisation, en modifiant considérablement les environnements sauvages, sélectionnent involontairement les espèces animales qui vont continuer à vivre dans ces zones plus ou moins artificialisées. Les espèces anthropophiles qui tirent un bénéfice de la présence des humains, sans toutefois leur porter préjudice, se sont progressivement rapprochées du lieu de vie de ces derniers, et ont commencé à s'y reproduire. Elles subissent alors ce qu'on appelle un phénomène de synanthropisation. Leurs populations finissent par devenir prédominante dans les milieux anthropisés au détriment d'autres espèces, non anthropophiles, qui s'y reproduisent moins efficacement voire se réfugient loin des humains.

Les espèces capables d'exploiter les ressources qu'offrent les milieux urbanisés ont subi des modifications phénotypiques, physiologiques et comportementales constituant autant d'adaptations à ce nouvel environnement et correspondant au processus de synurbanisation. Leur succès adaptatif s'illustre même par le fait que leurs effectifs urbains deviennent plus importants qu'à la campagne. Une espèce synurbique trouve ainsi dans la ville un milieu propice à sa survie et sa reproduction. Cependant cela ne veut pas dire que cet environnement est sans effet sur elle ou ne lui apporte que des bénéfices. L'urbanisme fournit notamment un cadre éminemment fluctuant, au travers d'aménagements, de nouvelles constructions, de l'utilisation de nouvelles technologies ou le développement d'activités inédites. Des avantages et des contraintes qui existaient hier pour les animaux sauvages peuvent ainsi disparaître et d'autres au contraire émerger. Les espèces synurbiques doivent alors pouvoir s'adapter à ces évolutions.

Depuis environ 30 ans, face au constat de l'impact négatif des activités humaines sur la biodiversité des espèces animales sauvages, les biologistes s'intéressent notamment à la relation entre espèces aviaires sauvages et milieu urbain. Cette thèse bibliographique cherche à identifier les différentes formes que revêt cet impact sur l'avifaune sauvage et à comprendre comment et pourquoi les espèces synurbiques arrivent à mieux s'adapter que les autres. Les exemples d'espèces synurbiques sont nombreux : Moineau domestique (*Passer domesticus*), Perruche à collier (*Psittacula krameri*), Merle noir (*Turdus merula*), Pigeon biset (*Columba livia*), Pie bavarde (*Pica pica*)... Le choix du Moineau domestique comme fil conducteur de cette thèse s'est imposé de par l'importante quantité de données disponibles sur sa biologie et son comportement, son importante aire de distribution couvrant tant les villes que les zones rurales du monde et son rôle d'espèce modèle du phénomène de synurbanisation. Toutefois, un certain nombre d'effets de l'urbanisation n'ont pas été étudiés précisément chez cette espèce, nécessitant l'exploitation de données obtenues chez d'autres espèces afin d'être le plus complet possible sur le sujet.

Après avoir décrit les caractéristiques générales, biologiques, comportementales et démographiques du Moineau domestique, cette thèse présente l'impact global du milieu urbain sur cette espèce. Elle détaille ensuite les différentes ressources qui s'y trouvent et en quoi leur disponibilité, leur répartition, et leur qualité influencent l'abondance, la survie, la biologie et le comportement des oiseaux dans ce milieu. Les différentes caractéristiques physico-chimiques du milieu urbain et les multiples conséquences biologiques et comportementales qu'elles induisent chez les oiseaux font l'objet d'une troisième partie. Enfin, un exposé des relations qu'entretiennent les oiseaux avec les autres êtres vivants du milieu urbain et l'influence de la présence de ces derniers sur la démographie et la survie des premiers conclut ce travail.

Certains termes pouvant être méconnus par le lecteur, ils sont suivis d'un astérisque « * » qui renvoie à leur définition présente dans le glossaire (Annexe1).

I. Présentation des caractéristiques du Moineau domestique (*Passer domesticus*) et de sa relation au milieu urbain.

A. Caractéristiques morphologiques des moineaux présents sur le territoire français

Le Moineau domestique (*Passer domesticus*), est un passereau (Ordre des Passériformes). Membre de la famille des Passeridae, il peut vivre plus de 10 ans (records de 13 ans en Europe et de 19 ans en Asie). Deux sous-espèces sont décrites : *Passer domesticus domesticus* et *Passer domesticus indicus*. Certains scientifiques considèrent qu'il en existe davantage mais elles ne sont pas unanimement reconnues par leurs pairs (Oliosio et Oliosio, 2017).

Comme la plupart des passereaux, le Moineau domestique est diurne (Géroudet, 1998). De petite taille, il mesure entre 14 et 16 cm du bout du bec à l'extrémité des rectrices* pour une masse comprise entre 23 et 32 g (Oliosio et Oliosio, 2017).

La famille des Moineaux (Passéridés), comprend 36 espèces. Outre le Moineau domestique, 5 autres espèces de moineaux nichent en France : le Moineau friquet (*Passer montanus*), le Moineau espagnol (*Passer hispaniolensis*), le Moineau cisalpin (*Passer italiae*), la Niverolle alpine (*Montifringilla nivalis*) et le Moineau soulcie (*Petronia petronia*). Elles divergent du Moineau domestique par leurs dimensions (tableau 1), par leur plumage (tableau 2 et figures 3 à 7), et par leur milieu de vie. Le Moineau cisalpin a d'abord été considéré comme une sous-espèce du Moineau domestique (*Passer domesticus italiae*) ou du Moineau espagnol (*Passer hispaniensis italiae*) mais est maintenant reconnu comme une espèce à part entière (*Passer italiae*). La Niverolle alpine et le Moineau soulcie sont les 2 espèces de moineaux les plus grandes, et le Moineau friquet est l'espèce la plus petite (tableau 1).

Tableau 1 : Masse et taille des 6 espèces de moineaux nichant en France, (source : Oliosio et Oliosio, 2017)

	Masse (g)	Taille (cm)
Moineau domestique	23 à 32	14 à 16
Moineau friquet	17 à 28	12,5 à 14
Moineau espagnol	22 à 36	14 à 16
Moineau cisalpin	22 à 30	14 à 16
Niverolle alpine	29 à 57	17 à 19
Moineau soulcie	26 à 39	15 à 17

Le Moineau domestique est une espèce qui présente un dimorphisme sexuel (figure 1). Seul le mâle alterne un plumage nuptial pendant la période de reproduction et un plumage inter-nuptial entre deux périodes de reproduction. Comme chez toutes les espèces de moineaux, la transition du plumage inter-nuptial au plumage nuptial ne s'opère pas par une mue mais par l'usure progressive des plumes entre octobre et février (Oliosio et Oliosio, 2017).

Alors que la femelle arbore un plumage uniformément gris-beige, le mâle possède, pendant la période de reproduction, outre un bec noir, un plumage nuptial avec une bavette et une gorge noires, une bande blanche sur chaque aile, un sommet de la calotte (partie supérieure du crâne) gris, un dessous gris pâle et un dessus du dos brun rayé de noir (Dejonghe, 1983). Le plumage inter-nuptial du mâle est plus terne : les zones grises deviennent beiges, le bec s'éclaircit, la bavette noire est presque inexistante (figure 2). En France, la mue annuelle intervient entre septembre et en octobre pour les jeunes nés au printemps et entre août et octobre pour les adultes (Géroudet, 1998).

Figure 1 : Dessins présentant le dimorphisme sexuel du Moineau domestique à travers les caractéristiques du plumage d'un mâle (plumage nuptial) et d'une femelle (source : Hachemi et Charpentier, 2022).

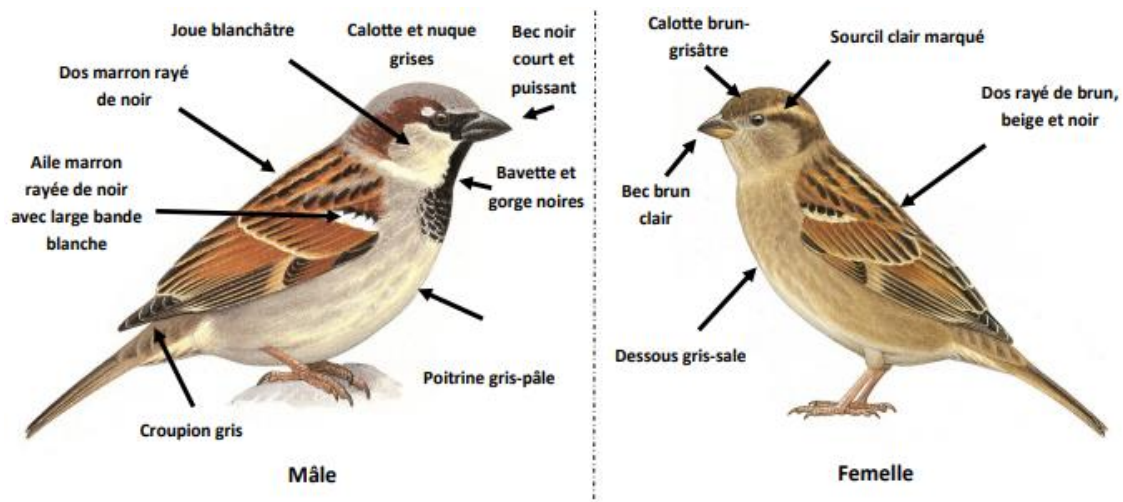


Figure 2 : Photographies d'un moineau domestique mâle en période nuptiale (à gauche) et inter-nuptiale (à droite) (source : Wikipedia, 2022).



Les autres espèces de moineaux sont plus ou moins différenciables du Moineau domestique par leur plumage. Le Moineau friquet lui ressemble beaucoup mais la présence de taches auriculaires noires et d'une calotte chocolat permettent de le différencier (tableau 2 et figure 3). Le Moineau cisalpin et le Moineau espagnol ressemblent fortement au Moineau domestique, même s'ils ne possèdent pas de calotte marron (tableau 2, figures 4 et 5). La Niverolle alpine dont le plumage est dominé par le blanc est très différente des autres espèces de moineaux, ce qui permet de l'identifier facilement (tableau 2, figure 6). Le Moineau soulcie

ressemble à la femelle du Moineau domestique mais arbore un bec jaune rosâtre et une bavette jaune qui le différencie totalement de cette espèce (tableau 2, figure 7).

Tableau 2 : Comparaison du plumage des 6 espèces de moineaux nichant en France (sources : Dejonghe, 1983; Oliosio et Oliosio, 2017).

		Moineau domestique	Moineau friquet	Moineau cisalpin	Moineau espagnol	Niverolle alpine	Moineau soulcie
Dimorphisme sexuel ?		Oui	Non	Oui	Oui	Oui	Non
Plumage nuptial mâle	Bec	Noir	Noir	Noir	Noir	Noir	Jaune rosâtre
	Calotte	Sommet gris	Chocolat	Marron	Marron	Grise	Bande pâle encadrée de 2 bandes marron clair
	Bavette	Large et noire	Noir	Large et noire	Petite et noire	Petite et noire	Petite et jaune
	Joues	Blanches	Blanches avec une tache noire	Blanches	Blanches	Grises	Beiges
	Ailes	Brunes rayées de noir avec une bande blanche	Brunes rayées de noir	Brunes rayées de noir avec une bande blanche	Brunes rayées de noir avec une bande blanche	Rémiges* primaires noires et rémiges* secondaires blanches	Grises et brunes
	Dessus du dos	Brun rayé de noir	Brun rayé de noir	Brun rayé de noir	Brun rayé de noir	Brun	Gris-brun
	Dessous du ventre	Gris pâle	Gris pâle	Gris	Gris	Blanc cassé	Gris clair strié de brun
Plumage internuptial mâle	Bec	Jaune	Jaune	Jaune	Jaune	Jaune	Identique sans bavette jaune
	Calotte	Dessus beige	Chocolat	Marron	Grise	Grise	
	Bavette	Aucune	Aucune	Aucune	Aucune	Aucune	
	Joue	Beiges	Blanches avec une tache noire	Beiges	Beiges	Grises	
	Aile	Brunes rayées de noir avec une bande blanche	Brunes rayées de noir	Marron rayées de gris	Marron rayées de gris	Rémiges* primaires noires et rémiges* secondaires blanches	
	Dessus du dos	Brun rayé de noir	Brun rayé de noir	Marron rayées de gris	Marron rayées de gris	Brun	
	Dessous du ventre	Beige	Gris pâle	Beige	Beige	Blanc cassé	
Plumage femelle		Dessous brun grisâtre, bec brun, dos et ailes bruns rayés de noir et de beige		Dessous brun grisâtre, bec brun, dos et ailes bruns rayés de noir et de beige	Dessous brun, dos et ailes bruns à gris, bec jaune, calotte grise	Identique mais sans bavette	

Figure 3 : Photographie d'un moineau friquet (source : Association Ecopains d'abord, 2022).



Figure 4 : Photographies d'un moineau espagnol femelle (à gauche) et mâle (à droite) (source : Association Ecopains d'abord, 2022).



**Figure 5 : Photographies d'un moineau cisalpin mâle (à gauche) et femelle (à droite)
(source : Association Ecopains d'abord, 2022).**



**Figure 6 : Photographie d'une niverolle alpine mâle
(source : Association Ecopains d'abord, 2022).**



**Figure 7 : Photographie d'un Moineau soulcie
(source : Association Ecopains d'abord, 2022).**



B. Caractéristiques biologiques et comportementales du Moineau domestique

1. Habitat des moineaux présents sur le territoire français

Le Moineau domestique est une espèce anthropophile, vivant donc au voisinage des habitations humaines aussi bien dans les centres-villes, qu'en milieu périurbain ou rural. Elle s'éloigne rarement de plus d'un kilomètre d'une habitation humaine et ne fréquente guère les villages peu peuplés en hiver ou les forêts (Géroudet, 1998). Pour la même raison, cette espèce vit rarement au-dessus de 2300 m d'altitude (Dejonghe, 1983).

Les autres espèces de moineaux évitent davantage la présence humaine. Même si le Moineau friquet peut vivre en ville, il se cantonne aux espaces verts plutôt isolés des habitations humaines. Il fréquente surtout les milieux ruraux, jusqu'à 2000 m d'altitude. Le Moineau cisalpin et le Moineau soulcie vivent dans les milieux ruraux jusqu'à 3000 m d'altitude, mais évitent les forêts, leur préférant les pelouses, les garrigues et les villages. La Niverolle alpine est un oiseau montagnard, exploitant essentiellement les chaînes de montagnes entre 1600 et 3500 m d'altitude. En hiver, les populations de Niverolle alpine migrent vers des altitudes plus basses, par exemple en Catalogne, en Provence, dans le Jura et dans les Vosges pour ce qui concerne les populations françaises. Le Moineau espagnol au contraire préfère les milieux ruraux de basse altitude (Oliosio et Oliosio, 2017).

La grande majorité des moineaux domestiques est sédentaire et ne s'éloigne pas de son lieu d'origine. Les oiseaux restent généralement dans un rayon de 1 à 2 km autour de leur nid ou de leur dortoir*. Il arrive cependant, dans les territoires en cours de colonisation, que des individus s'aventurent dans de nouvelles zones inoccupées par leurs congénères (Dejonghe, 1983). Certaines populations de plusieurs centaines ou milliers d'individus migrent chaque année, en automne, vers de plus basses altitudes ou latitudes, soit vers le littoral. Certaines reviennent dans leur lieu d'origine en fin d'hiver contrairement à celles composées de juvéniles indépendants (Oliosio et Oliosio, 2017).

2. Vie sociale du Moineau domestique

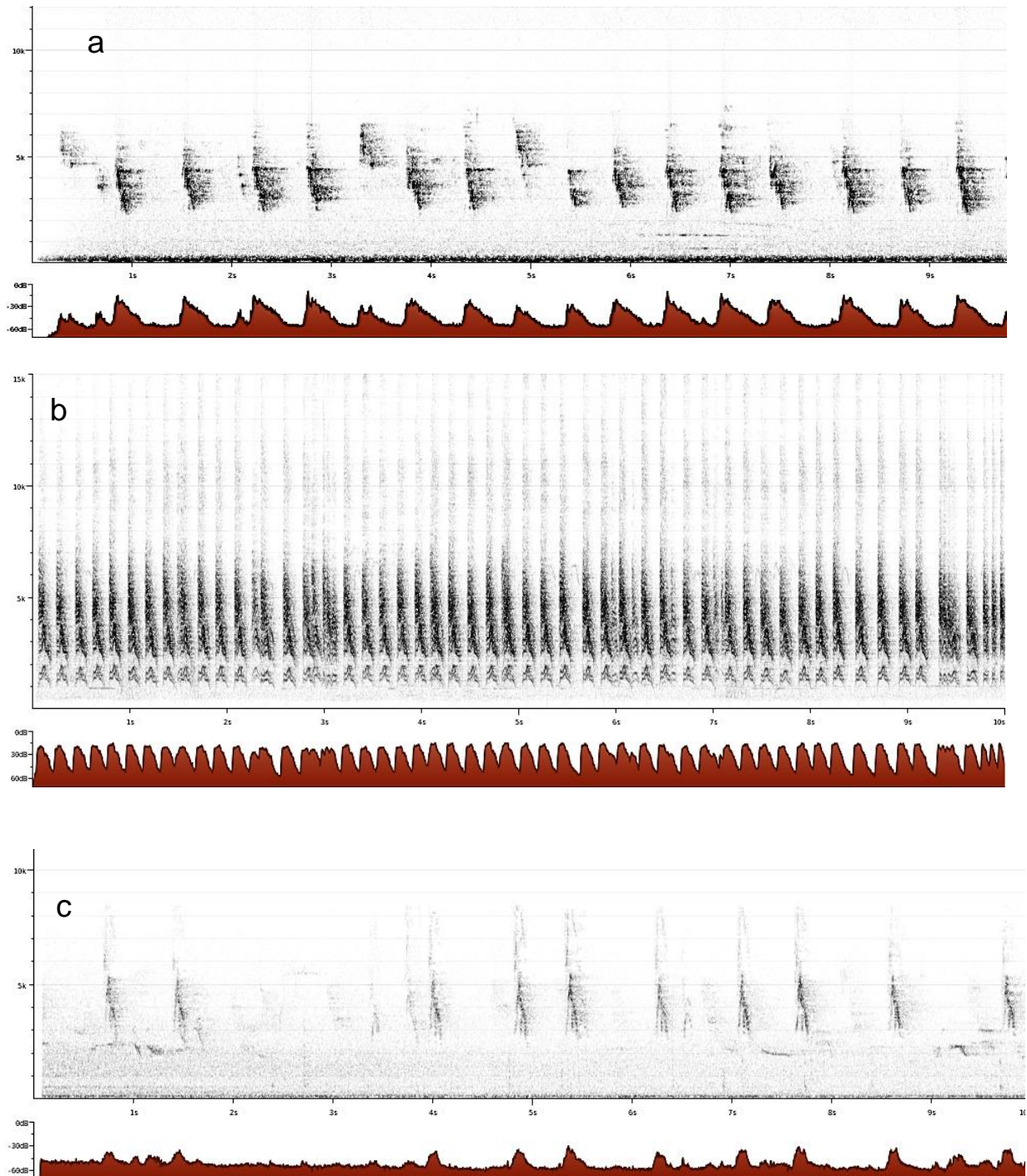
Le Moineau domestique est un animal très sociable qui vit en colonie de 10 à 15 couples. Les congénères demeurent constamment en contact visuel ou vocal. Les différents individus vaquent à leurs occupations en petit groupe pendant la journée et rejoignent la colonie le soir sur un lieu de réunion (un arbre, une haie par exemple). La nuit, certains individus dorment seuls dans un nid ou une cavité mais la plupart se regroupent avec leurs congénères voire avec d'autres colonies au sein de grands dortoirs* (grande cavité ou arbre) qui peuvent comprendre plusieurs milliers d'oiseaux. Les plus grands dortoirs* urbains ont été observés dans le sud de la Russie et comptaient jusqu'à 50.000 oiseaux (Géroudet, 1998). Pendant la période de reproduction, les individus de la colonie forment des couples. Bien que chaque couple vive alors dans son propre nid, où il se reproduit et élève les oisillons, les membres d'une colonie continuent de se nourrir ensemble sur un même territoire et de se rassembler le soir. A la fin de la période de reproduction, les adultes peuvent laisser leur nid de côté pour, à nouveau, dormir en dortoir*. Les jeunes, quant à eux, se regroupent en grandes colonies pour passer l'automne et l'hiver ensemble et rejoignent les colonies d'adultes pour se reproduire, aux alentours de l'âge d'un an, à la saison de reproduction suivante.

Le Moineau domestique ne possède pas un registre de chant étendu. Le seul chant qui lui est connu est présenté sur le sonogramme* de la figure 8a. Il est simple, composé d'une suite de nombreux piaillements de 45 dB, de fréquence comprise entre 6 kHz et 7 kHz, à raison d'environ 2 piaillements par seconde (1,8 sur la figure 8a) espacés d'un court silence (Cornell

Lab of Ornithology, 2022). Ce chant est utilisé par les mâles qui le répètent continûment pour signifier leur possession d'un nid et attirer les femelles et parfois par ces dernières afin de capter l'attention d'un nouveau partenaire après avoir perdu le leur. Le moineau émet surtout des enchaînements de cris isolés qui varient en fréquence et en durée en fonction de leur but : la figure 8b montre des cris d'alarme de 40 dB, de fréquence supérieure à 15 kHz, très courts et qui s'enchaînent très rapidement (environ 6 cris par seconde), et la figure 8c expose des cris de 20 dB et de fréquence d'environ 8 kHz, produit par le mâle et destinés à sa progéniture, assez longs et qui sont espacés de petits silences (environ 1,1 cris par seconde).

Ces différents cris peuvent donc être utilisés par les individus des deux sexes pour indiquer leur soumission face à un adversaire suite à une confrontation, pour accueillir l'arrivée de leurs partenaires, pour éloigner les congénères du même sexe de leur territoire, pour communiquer avec leur progéniture, pour alerter de la présence d'un danger, pour exprimer leur nervosité...

**Figure 8 : Sonogrammes* de Moineaux domestiques adultes
(source : Xeno-canto Foundation, 2022).**



Chaque sonogramme* comprend deux parties : un graphique en noir et blanc qui présente la fréquence du son (en kHz) en fonction du temps (en secondes) et un graphique marron qui présente l'intensité du son (en dB) en fonction du temps (en secondes).

Figure a : chant d'un moineau mâle enregistré en Autriche en juin 2021. Figure b : cris d'alarme d'un moineau adulte enregistrés au Portugal en juin 2022. Figure c : cris d'un moineau mâle adulte destinés à sa progéniture enregistrés en Pologne en mai 2021.

3. La reproduction du Moineau domestique

La période de reproduction du Moineau domestique, s'étend de début mars à mi-septembre en France métropolitaine. Plus les individus vivent à des altitudes élevées, plus elle démarre tardivement. Tous les couples ne commençant pas à pondre en même temps et n'ayant pas le même nombre de couvées successives, sa durée (période comprise entre la ponte du premier œuf par la femelle et le départ du dernier juvénile du nid) pour un couple donné varie.

a) Paramètres conditionnant le démarrage et la fin de la saison de reproduction

L'étude de Murphy (1978) montre que le démarrage de la saison de reproduction du Moineau dépend de la température extérieure. La saison débute quand les températures s'élèvent (température minimale d'environ 9,9°C au Kansas aux Etats-Unis d'Amérique et de 6,3°C en Alberta au Canada), soit plus tardivement et pour une durée plus courte aux hautes latitudes. La saison est également décalée si les températures de la fin d'hiver sont plus fraîches. En fonction de la latitude, la saison de reproduction ne s'arrête pas pour les mêmes raisons : il peut s'agir de fortes chaleurs dans les zones tempérées (car le Moineau a du mal à se reproduire au-dessus de 22°C) ou de températures chutant trop fortement dans les zones les plus septentrionales.

Les études de Dawson (1991) et Trivedi *et al.* (2006) ont montré l'existence d'un cycle de croissance et de régression des organes génitaux du Moineau en fonction de la durée quotidienne du jour, appelée photopériode. Bien que les travaux de Trivedi *et al.* (2006) soient réalisés en Inde à 27°N et que ceux de Dawson (1991) le soient en Angleterre à 52°N où le climat et la photopériode diffèrent, les 2 études s'avèrent concordantes. Les moineaux sont des oiseaux qui se reproduisent en jours longs, ainsi l'augmentation de la photopériode en fin d'hiver et début de printemps déclenche la croissance des testicules et des follicules ovariens qui atteignent une taille maximale en avril (volume de 98,4 mm³ pour les testicules et diamètre de 1,29 mm pour les follicules ovariens). A partir du solstice d'été, les oiseaux deviennent partiellement réfractaires à l'effet de la photopériode ce qui se traduit par une régression des testicules comme des follicules. Environ 25 jours après le solstice d'été les oiseaux sont devenus totalement réfractaires à la photopériode. Les testicules et les follicules ovariens atteignent une taille minimale (3,2 mm³ pour les testicules et 0,3 mm pour les follicules) en août qui perdure jusqu'en janvier.

Cependant, la grande variabilité relevée par Murphy (1978) relative tant à la date du début de la saison de reproduction qu'à sa durée, et ce dans une même zone géographique suggèrent que la température et la photopériode ne sont pas les seuls paramètres qui jouent un rôle. Des facteurs micro-environnementaux, comme notamment la présence de proies dans le milieu, influencent assez fortement le déclenchement de la période de reproduction et sa persistance. De plus, Trivedi *et al.* (2006) considèrent que la photopériode ne provoque qu'une croissance folliculaire partielle et lente chez les femelles, la phase exponentielle de cette croissance étant imputable à d'autres paramètres, comme l'alimentation. Les populations de moineaux n'étant pas génétiquement identiques d'un endroit à un autre, on peut supposer que la date du démarrage de la saison et sa durée peuvent aussi être influencées par le génome*.

L'influence de l'état corporel et de l'alimentation sur le démarrage de la saison de reproduction a été étudiée chez le Travailleur à bec rouge (*Quelea quelea*), un passereau d'Afrique sub-saharienne semblable par ses dimensions et son régime alimentaire au Moineau domestique (Jones et Ward, 1976). La condition corporelle et les réserves protéiques (musculaires) de la femelle augmentent quelques jours avant la ponte et auraient donc un effet sur la date de ponte du premier œuf. La taille des follicules atteint un maximum de 4 mm trois

jours avant la première oviposition, quand le poids des muscles pectoraux (protéines) est maximal (1,06 g de muscle soit 0,36 g de protéines). Les pectoraux pèsent alors significativement plus (+ 0,15 g) qu'à tout autre moment de l'année (soit 0,91 g en moyenne). Le jour de la ponte, le poids des pectoraux est à nouveau très proche de cette moyenne (0,92 g soit 0,2 g de protéines musculaires). La masse lipidique des muscles pectoraux augmente lentement pendant les 2 jours précédant la ponte culminant à 1,35 g la veille de celle-ci. La condition corporelle du mâle s'accroît, quant à elle, pendant la construction du nid et l'incubation (qu'il ne prend pas en charge) et ne semble donc pas vraiment agir sur la date de ponte du premier œuf. On en conclut que les femelles Travailleurs à bec rouge requièrent une alimentation riche en protéines et en lipides avant la période de reproduction afin de maximiser les réserves, qui seront mobilisées pour la production des œufs pondus. Si cette ressource en protéines et lipides s'avère disponible plus tardivement, la ponte sera décalée. Plus les ressources alimentaires seront riches en protéines et lipides, plus les réserves se constitueront rapidement et plus la ponte sera précoce.

b) Endocrinologie de la reproduction du Moineau domestique

Le cycle reproducteur du Moineau domestique et des autres oiseaux fait intervenir l'hypothalamus et l'hypophyse, zones du système nerveux central qui constituent l'axe hypothalamo-hypophysaire. Ce dernier produit de nombreuses hormones, dont celles de la reproduction.

La variation de la taille des organes sexuels résulte de l'amplitude et de la fréquence des pulsations d'une hormone synthétisée par l'hypothalamus, une gonadolibérine (GnRH-I) (Dawson *et al.*, 2001). Sa production dépend de la photopériode. Ainsi pendant les jours courts, en hiver, l'amplitude comme la fréquence de sécrétion de GnRH-I sont faibles et les organes sexuels restent immatures. Quand la photopériode s'accroît, en fin d'hiver, la production de GnRH-I augmente en fréquence et amplitude et induit un accroissement de la taille des organes génitaux. Chez les espèces saisonnières comme le Moineau domestique, l'hypothalamus devient au bout d'un certain temps réfractaire à la photopériode : les longues journées autour de l'équinoxe d'été induisent une diminution de la production de GnRH-I et une régression consécutive des organes sexuels qui ne sont alors plus capables d'assurer la reproduction.

La production de GnRH-I stimule la production de 2 autres hormones par l'hypophyse, la FSH et la LH (Farner et Wingfield, 1980). Ces 2 hormones sont produites de manière pulsatile comme la GnRH-I. La FSH induit l'augmentation de la taille des organes sexuels. Chez les oiseaux mâles, elle provoque l'hypertrophie des cellules de Sertoli (un des types de cellules dont sont constitués les testicules et qui contrôlent la production de spermatozoïdes), et induit la production et la croissance des spermatozoïdes. Chez les oiseaux femelles, la FSH aurait les mêmes effets que chez les Mammifères, stimulant la croissance des follicules ovariens contenant chacun un ovule. Chez les oiseaux mâles, la LH induit la production d'hormones androgènes comme la testostérone au niveau des testicules. Chez les oiseaux femelles, cette hormone déclenche la production d'œstrogènes comme l'oestradiol-17 β au niveau des ovaires. Androgènes et œstrogènes sont responsables de l'apparition des comportements de reproduction comme la construction du nid, la défense du territoire, le chant, la parade nuptiale. Dès qu'il dépasse le seuil de concentration nécessaire, un pic de LH induit l'ovulation des follicules ovariens matures, à savoir les plus volumineux. Si l'ovule n'est pas fécondé, il meurt et se désagrège ; dans le cas contraire, un œuf embryonné dans lequel se développera un oisillon se formera et sera pondu par la femelle. Après l'ovulation les follicules résiduels régressent en l'espace d'une semaine.

c) *Présentation de la séquence de reproduction du Moineau domestique*

Les mâles commencent à prospecter un endroit pour leur futur nid à partir de janvier et parfois dès l'automne précédent. Ils peuvent aussi récupérer leur nid de la saison précédente. Une fois installés, ils le défendent à tout individu de quelque espèce que ce soit, en y chantant le matin et en y dormant le soir. Il passe du temps avec leur colonie en cours de journée (Géroudet, 1998).

Le nid peut être aménagé dans toutes sortes d'endroits du moment qu'il est situé à plusieurs mètres de hauteur (Indykiewicz, 1991). On le retrouve ainsi dans des cavités rocheuses ou présentes dans des troncs d'arbres, mais aussi artificielles (bâtimens, sous des tuiles), sur du mobilier urbain, dans des nichoirs, sur des branches d'arbres ou de lierre (*Hedera* spp.) (Duquet, 2005 ; Géroudet, 1998). Il peut s'agir également du réemploi de nids abandonnés par d'autres espèces (hirundinidae, rapaces ou cigognes, *Ciconia* spp.). Le nid, dont la construction est initiée par le mâle et poursuivie par le couple, forme un amas relativement volumineux constitué de paille de céréales, d'herbes sèches, de feuilles, de papier, de ficelle, de laine, de chiffons et pourvu d'une entrée latérale. Il est rembourré dans son intérieur par des plumes et de la laine (Duquet, 2005). Selon Indykiewicz (1991), le volume extérieur moyen représente 4707 cm³ (longueur de 25,1 cm, largeur de 13,3 cm et hauteur de 14,1 cm) et le volume intérieur moyen 306 cm³ (longueur de 9,3 cm, largeur de 7 cm et profondeur de 4,7 cm).

La parade nuptiale du Moineau domestique se déroule sur le lieu de reproduction, de février à mars, lors des visites des femelles au nid en cours de construction. Ces dernières sont d'abord éconduites par le mâle mais si elles restent, il leur fait « visiter » le nid. Elles adoptent alors une position particulière, cou tendu et rémiges* collées au corps. Le mâle parade alors en criant et ébouriffant son plumage nuptial. Il forme généralement un couple avec une femelle assidue qui lui rend plusieurs fois visite (Duquet, 2005 ; Géroudet, 1998). La grande majorité des moineaux étant monogames, la paire constituée sera unie pour la vie. Il existe toutefois des individus polygames qui s'accouplent avec plusieurs femelles au cours d'une même saison de reproduction (11 % des moineaux mâles en Espagne et 55 % des moineaux femelles aux Etats-Unis d'Amérique par exemple). Dans ce cas, le couple n'est uni que pour une saison voire moins. Le mâle entreprend des tentatives d'accouplement dès le mois de mars, qui sont d'abord esquivées par la femelle laquelle ne finit par céder qu'un peu plus tard (Géroudet, 1998; Olioso et Olioso, 2017).

Après ce premier accouplement le couple va élever conjointement entre une et quatre couvées d'oisillons pendant la saison de reproduction. Plusieurs temps forts rythment la période de nidification (Duquet, 2005; Géroudet, 1998; Olioso et Olioso, 2017) :

- Ponte quotidienne d'un œuf blanc rayé de gris pour un total de 2 à 8 œufs qui forment la couvée (de taille variable selon la région) ;
- Incubation, dès la ponte de l'avant-dernier œuf et ce pendant 11 à 14 jours, des œufs couvés par les deux parents en journée et par la femelle la nuit ;
- Ecllosion des œufs échelonnée sur un laps de temps de 24 heures à la fin de l'incubation ;
- Naissance de 1 à 5 oisillons nidicoles* nus et aveugle (taux d'écllosion variable d'une région à l'autre, cf. tableau 4) ;
- Alimentation des oisillons au nid par les deux parents à raison de 10 à 25 fois par heure. Les aliments sont ramollis dans le jabot des parents ;
- Envol des juvéniles entre 13 et 17 jours après la naissance, encore nourris partiellement par leurs parents à l'extérieur du nid ;
- Emancipation des juvéniles environ 10 jours après leur départ du nid.

Les deux parents nourrissent les jeunes pendant plus de 16 heures par jour. Ils se partagent à part égale la tâche pendant les 7 premiers jours puis la femelle s'en occupe majoritairement (Singer et Yom-Tov, 1988). Sappington (1977) a observé au sein du campus d'une université du Mississippi (Etats-Unis d'Amérique) que 63,4 % des couples bénéficiaient d'une aide de la part de congénères pour nourrir leur progéniture, et que celle-ci représentait près de 12,4 % de la tâche dévolue à cette activité. Environ trois jours avant l'envol du nid des petits, les aides arrêtaient le nourrissage. Ce comportement n'a toutefois pas été rapporté dans d'autres travaux.

Les parents doivent nourrir des oisillons qui pèsent environ 1,7 g à l'éclosion et atteindront en moyenne 26,5 g au stade de juvénile (entre 22,5 g et 31,5 g plus précisément), soit 90 % du poids adulte moyen (Singer et Yom-Tov, 1988). La masse corporelle des oisillons à l'envol ne varie pas avec la taille de la couvée (McGillivray, 1983 ; Singer and Yom-Tov, 1988). En effet, les parents augmentent le nombre de visites quotidiennes en fonction de la taille de la couvée (McGillivray, 1983). Cependant, cette adaptation ne s'observe plus pour les couvées d'au moins 4 oisillons : ainsi un jeune d'une couvée de 5 reçoit en moyenne significativement moins à manger quotidiennement que celui d'une couvée plus réduite (Seel, 1969). L'effort supplémentaire exigé de la part des parents par le nombre d'oisillons éclos, se traduit au niveau des intervalles séparant deux couvées consécutives (temps écoulé entre l'envol du dernier juvénile de la couvée N et la ponte du premier œuf de la couvée N+1). Celui-ci s'accroît en effet significativement avec le nombre de juvéniles à l'envol (McGillivray, 1983 ; Singer and Yom-Tov, 1988). Comme on le voit dans le tableau 3, entre la 1^{ère} et la 2^{ème} couvée, l'intervalle est de 6,3 jours si la couvée ne compte qu'un juvénile à l'envol contre 8,3 jours pour 5 juvéniles à l'envol (McGillivray, 1983). L'épuisement physiologique et le coût énergétique associé s'accumulent chez les parents au cours de la saison. L'intervalle entre deux couvées compte ainsi 0,6 à 2,3 jours de plus entre la 2^{ème} et la 3^{ème} qu'entre la 1^{ère} et la 2^{ème} (tableau 3). De plus, les couples dont la productivité (nombre de jeunes à l'envol) est la plus forte lors de la première couvée voit celle-ci diminuer significativement à la deuxième tandis que celle de la quatrième couvée semble diminuer en proportion des productions cumulatives des trois premières (McGillivray, 1983).

Tableau 3 : Evolution de l'intervalle entre deux couvées en fonction du nombre de juvéniles à l'envol (source : McGillivray, 1983).

Nombre de juvéniles à l'envol	Intervalle entre la 1 ^{ère} et la 2 ^{ème} couvée (en jours)		Intervalle entre la 2 ^{ème} et la 3 ^{ème} couvée (en jours)	
	Nids artificiels	Nids naturels	Nids artificiels	Nids naturels
0	6	8,1	6,9	7,2
1	6,3	8	7,4	9,2
2	7,3	8,3	7,9	9,4
3	8	9,	8,7	10
4	9,1	11	8,1	9,2
5	8,3	/	10,6	9,5

d) Succès reproducteur du Moineau domestique

A chaque étape du développement de la progéniture interviennent des pertes. Cette mortalité dégrade le succès reproducteur du Moineau domestique dont les résultats sont présentés dans le tableau 4. En résumé, le Moineau a une fécondité élevée mais un succès reproducteur modéré. Les causes de mortalité ou d'échec à la reproduction sont les suivantes :

- Avant l'éclosion des œufs : œuf infertile, mort spontanée de l'embryon, chute ou casse des œufs dans le nid, prédation (exemple : rat (*Rattus spp.*)), dérangement des parents, abandon du nid par les parents (Murphy, 1978 ; Singer and Yom-Tov, 1988) ;
- Après l'éclosion : prédation (ex : Chat (*Felis silvestris catus*), Mustélinés), inondation du nid (Murphy, 1978), conditions météorologiques défavorables (basses températures, forte humidité, sécheresse), famine (Peach *et al.*, 2008).

Les premiers oisillons meurent surtout peu après l'éclosion (médiane de 4 jours) et principalement de dénutrition. Les individus les plus légers à l'approche de leur envol du nid (< 18 g) meurent significativement bien plus fréquemment que ceux qui sont plus lourds (18 à 22 g et > 22g). Leur survie dépend directement et exclusivement de la distribution de nourriture par les parents. Elle décroît donc quand l'apport se réduit quantitativement ou quand la taille de la couvée est plus importante (Mock *et al.*, 2009).

Tableau 4 : Présentation du succès reproducteur du Moineau domestique à l'aide de l'estimation de plusieurs paramètres

Paramètres	Résultats	Informations supplémentaires
<u>Taux d'éclosion</u> → Nombre d'œufs éclos / nombre d'œufs pondus	70 % (Singer et Yom-Tov, 1988) 77 % (Peach <i>et al.</i> , 2008) 83,2 % (Sappington, 1977)	Ce taux ne varie pas avec la taille de la couvée (Singer et Yom-Tov, 1988).
<u>Taux d'oisillons à l'envol</u> → Nombre de juvéniles à l'envol / nombre d'œufs éclos	65 % (Peach <i>et al.</i> , 2008) 74,6 % (Singer et Yom-Tov, 1988) 77 % (Sappington, 1977)	/
<u>Succès général à l'envol</u> → Nombre de juvéniles à l'envol / nombre d'œufs pondus	50 % (Peach <i>et al.</i> , 2008) 52,3 % (Singer et Yom-Tov, 1988) 69,6 % (Sappington, 1977)	25 % des couples n'ont plus aucun juvénile vivant au moment théorique de leur envol (Peach <i>et al.</i> , 2008).

La stricte dépendance alimentaire de la progéniture à l'investissement de leurs parents peut générer une mortalité importante. Cependant, la majorité des juvéniles meurt alors qu'ils sont déjà émancipés, au cours de leur première année d'existence : selon Ringsby *et al.* (1998), moins de 25 % des oisillons ayant quitté le nid arrivent à l'âge de la reproduction (environ un an) et, selon Summers-Smith (1956), la durée de vie moyenne d'un oiseau bague à 4 mois est de 9 mois. Toujours d'après ces auteurs, les juvéniles qui survivent sont significativement plus gros (masse et taille) quand ils quittent le nid que les non-survivants. Leur survie après l'envol ne dépend pas des caractéristiques de la couvée telles que sa taille, son rang (1^{ère}, 2^{ème}...), la masse ou la taille moyenne à l'éclosion des oisillons qui la composent. Ainsi, c'est bien la condition corporelle à l'envol de l'oisillon, conséquence de son régime alimentaire, qui semble conditionner sa survie ultérieure jusqu'à l'âge adulte.

4. Le régime alimentaire du Moineau domestique

Le Moineau domestique est un oiseau percheur se nourrissant au sol (Géroudet, 1998). La ration quotidienne nécessaire pour un moineau domestique est de 6 à 10 g de céréales (Géroudet, 1998).

Le Moineau domestique est omnivore à tendance granivore ; son régime alimentaire se compose d'environ 800 items différents (Géroudet, 1998; Olioso et Olioso, 2017) se répartissant en plusieurs catégories :

- Céréales, soit des graines de plantes cultivées : blé (*Triticum* spp.), seigle (*Secale cereale* L.), avoine cultivée (*Avena sativa*), orge commune (*Hordeum vulgare*), maïs (*Zea mays*), sorgho (*Sorghum* spp.).
- Graines de plantes sauvages : *Hordeum* spp., *Avena* spp., *Ambrosia* spp., *Digitaria* spp., *Setaria* spp., *Polygonum* spp., ...
- Fruits de plantes cultivées ou sauvages : cerises (*Prunus cerasus*), prunes (*Prunus domestica*), autres fruits du genre *Prunus* spp., fraises (*Fragaria* spp.), raisins (*Vitis species*), groseilles (*Ribes Prunus cerasus*)...
- Autres éléments végétaux : jeunes pousses, bourgeons, tiges, fleurs, feuilles.
- Arthropodes : coléoptères (dont hannetons), lépidoptères (chenilles et papillons), Aphidoidés (puccerons...), araignées...
- Autres invertébrés : lumbricidae, mollusques, petits crustacés.
- Petits vertébrés : petits poissons, batraciens, lézards.
- Nourriture d'origine anthropique : mélanges de graines pour oiseaux, autres types de nourriture commerciale pour oiseaux, déchets alimentaires dont le pain.

Le moineau ingère aussi des micro-gravillons (grit), de 0,2 à 0,5 mm de diamètre (Géroudet, 1998).

Bien qu'omnivore, le Moineau domestique n'ingère pas tous ces éléments en proportion égale. La figure 9 présente les proportions approximatives dans leur régime de plusieurs catégories d'aliments, observées à Hawaii (Etats-Unis d'Amérique) par Moulton et Ferris (1991). La figure 10 fournit les pourcentages de moineaux domestiques s'alimentant à partir de chaque catégorie sur la base d'observations de Kharrim *et al.* (1998) faites au Maroc. Le Moineau domestique consomme surtout des céréales, des graines de plantes sauvages, des résidus alimentaires d'origine anthropiques (incluant le pain). Les arthropodes sont ingérés en moins grande quantité tandis que les fruits et les autres proies vivantes demeurent très minoritaires.

Figure 9 : Proportions des divers aliments consommés par le Moineau domestique à Hawaii en 1983 et 1988 (source : Moulton and Ferris, 1991).

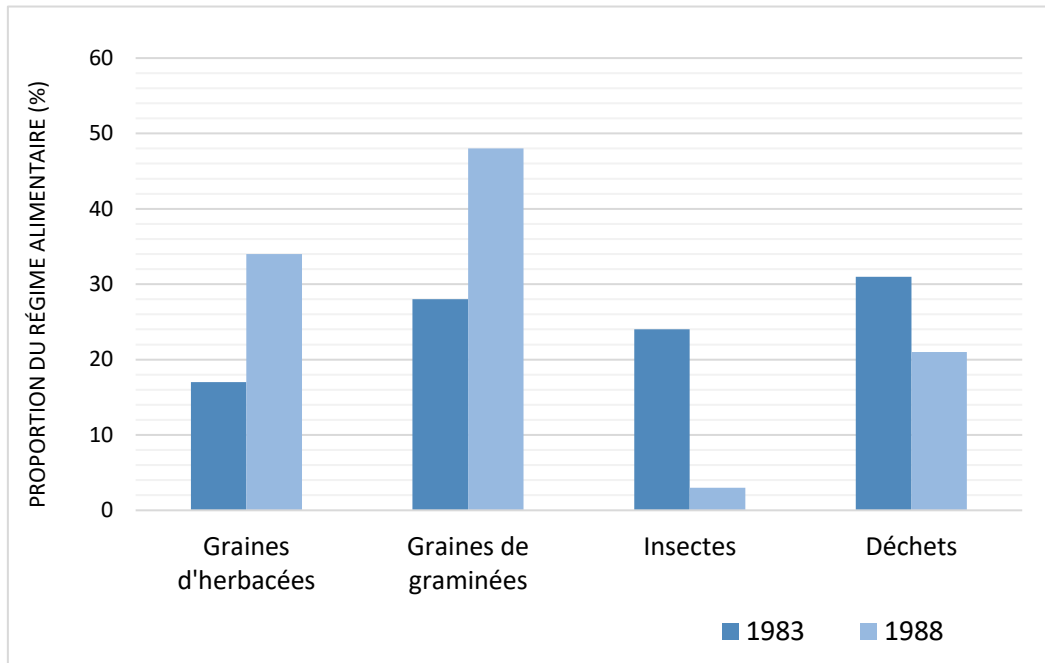
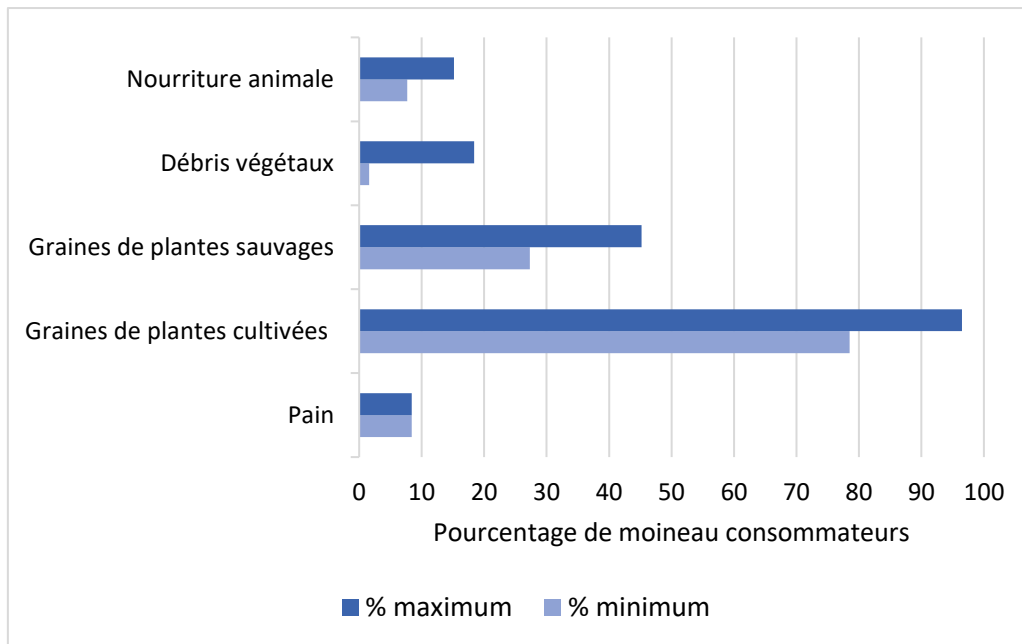


Figure 10 : Pourcentage de moineaux consommant les divers aliments présents au Maroc (source : Kharrim et al., 1998).



Le régime alimentaire du Moineau domestique varie tout au long de sa vie. Pendant la croissance, l'apport alimentaire est plus énergétique pour couvrir les besoins d'une croissance active du squelette, des muscles et de la masse grasseuse de l'oisillon puis du juvénile. Les arthropodes représentent une forte proportion (80-96 %) de la masse de nourriture ingérée par les oisillons jusqu'à leur 5^{ème} jour de vie puis, avec l'âge, la part des végétaux augmente. Les scarabées (Scarabaeidae) constituent la source animale la plus fréquemment apportée par les parents, suivis par les chenilles (larves de Lépidoptères), les cicadelles (Cicadellidae), les sauterelles (ordre des Orthoptères), les mouches (ordre des Diptères) et les araignées (ordre des Araneae) dans des proportions qui varient avec la période de l'année (MacMillan, 1981; Oliosio et Oliosio, 2017; Seel, 1969). Le régime alimentaire précoce des moineaux influence fortement leur taux de survie avant et après l'envol du nid. La probabilité de survie après l'envol des juvéniles chute de 0,79 à 0,27 quand la proportion de végétaux rejetée dans leurs fientes lorsqu'ils sont encore au nid passe de moins de 10 % à plus de 50 % (Peach *et al.*, 2008). De plus, la masse comme le taux de survie des oisillons sont significativement améliorés quand ils ingèrent des arthropodes de taille importante (> 2 cm) par rapport à des proies de petite taille (< 2 cm) (Schwagmeyer et Mock, 2008).

5. Le Moineau présente les caractéristiques d'une espèce synurbique

Le Moineau domestique est une espèce synurbique qui vit aussi bien en milieu rural qu'en milieu urbain. Il semble bien adapté à la ville, puisqu'on peut le retrouver généralement dans tous ses quartiers. A Jérusalem, par exemple, le Moineau est observé sur 95 % de sa superficie (Kark *et al.*, 2007). De plus, il fait partie avec, par exemple, le Pigeon biset (*Columba livia*) et la Corneille noire (*Corvus corone*) des rares espèces que l'on observe dans les centres-villes très urbanisés (Kark *et al.*, 2007). Quelles sont les caractéristiques du Moineau domestique qui lui ont permis de s'adapter au milieu urbain et de devenir une espèce synurbique ?

Des équipes de recherche se sont intéressées aux caractéristiques des espèces synurbiques en comparant les caractéristiques propres aux espèces qu'ils observent en milieu urbain avec celles vivant en milieu rural obtenues à partir des données de la littérature scientifique et de leurs propres résultats. Les caractéristiques significativement associées aux espèces présentes en milieu urbain sont ainsi considérées comme permettant de définir les espèces synurbiques. Le Moineau domestique, considéré comme tel, présente la plupart des critères retenus, comme le montre le tableau 5.

On retient de ces travaux que le Moineau est certainement devenu synurbique du fait de son caractère à la fois social et sédentaire qui l'incite à nicher en colonie toute l'année, au même endroit, mais aussi grâce à son régime alimentaire omnivore à tendance granivore qui lui permet de pouvoir toujours trouver à se nourrir en exploitant une large gamme d'aliments.

**Tableau 5 : Présentation des caractéristiques des espèces synurbiques
(sources : Jokimäki *et al.*, 2016 ; Kark *et al.*, 2007 ; Maklakov *et al.*, 2011)**

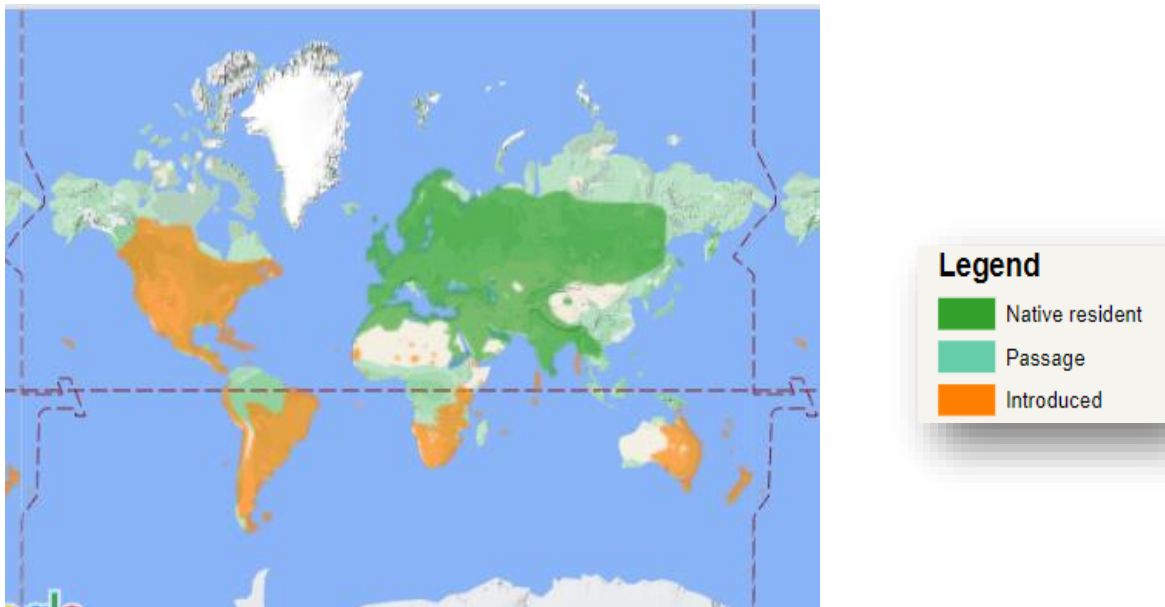
Auteur(s) des études	Caractéristiques	Précisions	Présence chez le moineau domestique
Kark <i>et al.</i> , (2007)	Espèce sociale	Une proportion significativement plus importante d'espèces synurbiques niche en colonie.	OUI
Kark <i>et al.</i> , (2007) Jokimäki <i>et al.</i> , (2016)	Espèce sédentaire	Toutes les espèces synurbiques observées sont sédentaires mais pas de différence avec les espèces rurales pour le comportement migrateur.	OUI
Jokimäki <i>et al.</i> , (2016)	Espèce nichant dans des cavités	Plus une espèce est présente en ville, plus la probabilité qu'elle niche dans une cavité est forte.	OUI
Kark <i>et al.</i> , (2007) Maklakov <i>et al.</i> , (2011)	Cerveau avec un volume relatif plus important	Espèces synurbiques possédant un cerveau relativement plus gros ou appartenant plus fréquemment à une famille d'oiseaux avec un gros cerveau que les espèces purement rurales. Point discuté : selon Kark <i>et al.</i> il n'y a pas de différence entre les 2 groupes.	NON Le Moineau a un cerveau de volume moyen.
Kark <i>et al.</i> , (2007) Jokimäki <i>et al.</i> ,(2016)	Régime alimentaire granivore ou omnivore	Toutes les espèces synurbiques incluent des graines dans leur alimentation et 50 % sont omnivores. Aucune espèce purement rurale n'est omnivore et 18 % d'entre elles consomment des graines. Plus une espèce est présente en ville plus la probabilité qu'elle soit omnivore ou granivore est importante.	OUI

C. Variation spatio-temporelle de la population mondiale de Moineau domestique

1. Répartition mondiale des différentes espèces de moineaux nichant en France

Actuellement le Moineau domestique est une espèce cosmopolite présente sous de nombreuses latitudes, sur tous les continents excepté l'Antarctique (Chastel *et al.*, 2003). L'extension de son aire de répartition (figure 11) s'est produite sur plusieurs millénaires et a été permise par la présence des humains. La sous-espèce *P. domesticus domesticus* est présente en Europe, en Afrique du Nord, en Amérique du Nord et du Sud, dans le nord de l'Asie et en Océanie alors que la sous-espèce *P. domesticus indicus* se trouve en Asie centrale et du Sud, en Inde ainsi qu'en Afrique sub-saharienne (Oliosio et Oliosio, 2017).

**Figure 11 : Carte représentant la répartition mondiale du Moineau domestique (*Passer domesticus*) en 2022.
(source : BirdLife International, 2022)**



Native resident : Résident autochtone

Passage : De passage

Introduced : Introduit

Les autres espèces de moineaux n'ont pas colonisé le globe de manière aussi importante (tableau 6). Le Moineau friquet, la Niverolle alpine, le Moineau espagnol et le Moineau soulcie sont observés sur au moins 2 continents alors que le Moineau cisalpin n'est présent qu'en Europe (Oliosio et Oliosio, 2017).

Tableau 6 : Répartition mondiale des 6 espèces de moineaux nichant en France (sources : Chastel *et al.*, 2003 ; Oliosio et Oliosio, 2017).

	Moineau domestique	Moineau friquet	Moineau espagnol	Moineau cisalpin	Niverolle alpine	Moineau soulcie
Amérique du Nord	Tout le continent	Quelques états des Etats-Unis d'Amérique	Absent	Absent	Absent	Absent
Amérique du Sud	Tout le continent	Absent	Absent	Absent	Absent	Absent
Europe	Tout le continent	Tout le continent	Péninsule ibérique, Corse, Sardaigne région des Balkans	Italie, Corse, Alpes françaises, suisses et autrichiennes	Pyrénées, Alpes, Apennins, montagnes grecques et serbes, Caucase	Péninsule ibérique, Corse, Sardaigne, sud de l'Italie, Grèce
Afrique	Tout le continent sauf le Sahara	Absent	Iles Canaries, île de Madère, Cap-Vert, Maghreb	Absent	Absent	Maghreb
Asie	Tout le continent sauf l'Himalaya	Pays situés au nord de l'Himalaya et Indonésie	Israël, Turquie	Absent	Montagnes turques, Tibet, Mongolie	Pays d'Asie centrale
Océanie	Est Australie, Nouvelle-Zélande et quelques îles du Pacifique	Sud-est de l'Australie	Absent	Absent	Absent	Absent

2. Le Moineau domestique, une espèce originaire d'Eurasie qui a colonisé une grande partie du globe

Le Moineau domestique est probablement originaire du Moyen-Orient. Des fossiles de très proches ancêtres du Moineau domestique datant de 70.000 ans av. JC y ont été trouvés (Oliosio et Oliosio, 2017). Il est certainement devenu anthropophile (et non domestique !) par intérêt pour les cultures agricoles. En suivant l'extension de la céréaliculture puis, plus tardivement, la progression du cheval (*Equus caballus*), dont il exploite le crottin contenant herbes et graines pour se nourrir, il a colonisé d'autres territoires : le Proche-Orient, la péninsule arabique, la vallée du Nil, le nord de l'Afrique, l'Europe et l'Asie centrale jusqu'en Mongolie et en Inde (Chastel *et al.*, 2003; Ericson *et al.*, 1997; MNHN & OFB, 2003; Oliosio et Oliosio, 2017). Les découvertes archéologiques (Ericson *et al.*, 1997; MNHN & OFB, 2003; Oliosio et Oliosio, 2017), indiquent que le Moineau occupe l'Espagne depuis au moins 50.000 ans, la France au moins depuis le paléolithique supérieur (entre 35.000 et 9500 av. JC) et les pays nordiques d'Europe depuis la fin de l'Age de Bronze (entre 1200 et 800 av. JC).

Il a ensuite été introduit volontairement ou non par les humains sur les autres continents qu'il a colonisé :

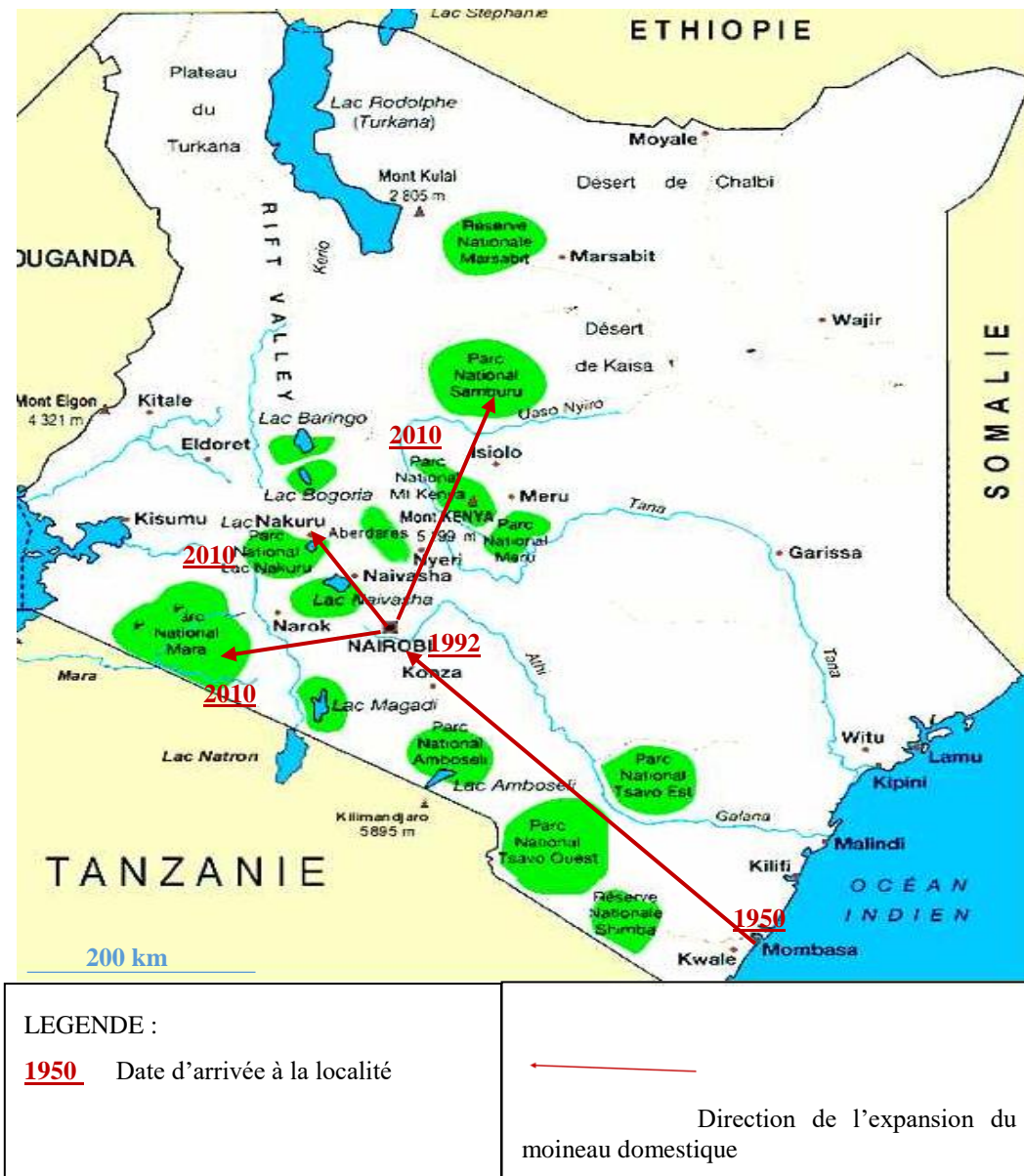
- Afrique sub-saharienne *via* l'Afrique du Sud et l'île de Zanzibar au tout début du XX^e siècle (Msimanga et Slotow, 2000), le Sénégal (1970), la Guinée-Bissau (2001) et le Nigéria (2002) d'où il progresse vers le Zimbabwe et le Botswana, vers le reste de la Tanzanie et le Kenya (Imboma, 2014), et vers la Mauritanie (Oliosio et Olioso, 2017).
- Amérique du Nord *via* le Canada en 1850 (Oliosio et Olioso, 2017) d'où il s'étend vers le Yukon (Canada) et l'Alaska (Etats-Unis d'Amérique) et *via* New York en 1850 (Moulton *et al.*, 2010), d'où il gagne l'ouest des Etats-Unis d'Amérique, le Mexique (1900), le Guatemala (1960), le Sud de l'Amérique centrale (1970).
- Les Antilles *via* Cuba en 1890 d'où il s'étend vers Haïti, la République dominicaine et Porto Rico (1976) puis les Antilles françaises (2000) (Oliosio et Olioso, 2017).
- Amérique du Sud *via* l'Argentine en 1872, le Chili en 1904 et en 1918, le Brésil en 1905 et le Pérou en 1953, d'où il gagne tout le continent jusqu'à la Colombie (1986), la Bolivie, les îles Falkland, et l'Equateur (1969) (Chastel *et al.*, 2003 ; Olioso et Olioso, 2017)
- Australie et Nouvelle-Zélande entre 1862 et 1872 respectivement (Oliosio et Olioso, 2017).

3. Le Moineau domestique est une espèce envahissante dans les pays qu'il est en train de coloniser

Le Moineau domestique a la capacité d'occuper très rapidement de nouveaux territoires et de s'y adapter facilement comme on a pu le constater en Afrique du Sud, au Kenya ou aux Antilles. Il peut entrer alors en concurrence avec les espèces autochtones en ce qui concernent les ressources. Ainsi, il est considéré comme une espèce envahissante dans les régions d'Amérique latine et d'Afrique sub-saharienne qu'il est en train de coloniser. C'est le cas également dans des DROM français tels que la Réunion, Mayotte, la Guadeloupe où il a le statut d'espèce introduite envahissante (MNHN & OFB, 2003).

La colonisation du Kenya a été assez rapide (Imboma, 2014) comme l'illustre la figure 12. Le Moineau a débarqué à Mombasa en provenance de l'île de Zanzibar dans les années 1950. Il y est devenu tout à fait commun dans la décennie 80. Une partie de la population a commencé à migrer, et on a retrouvé des moineaux à 480 km de distance, à Nairobi, dès 1992. Des observations ornithologiques ont montré que le Moineau domestique est ensuite parvenu, en 2010, au sein des Réserves Nationales Masai Mara et Samburu, situées à 200 km de la capitale kenyane. Cette progression assez spectaculaire n'est pas sans conséquence pour la biodiversité locale. En effet, en 2014, Corbeau familier (*Corvus splendens*) et Moineau domestique composaient à eux seuls 55 % de la population aviaire de Mombasa, Nairobi et Nakuru quand les 17 espèces aviaires indigènes ne représentaient plus que les 45 % restant. Le Moineau domestique est devenu, en l'espace de 60 ans, l'espèce la plus commune de Mombasa au détriment des espèces autochtones. On peut remarquer à nouveau que le milieu urbain constitue bien un environnement favorable au Moineau domestique, son expansion au Kenya se réalisant principalement en ville.

Figure 12 : Carte représentant l'expansion du Moineau domestique au Kenya depuis son arrivée à Mombasa (sources : Imboma, 2014 ; Safari-Tanzanie.net, 2020).



La colonisation de l'Afrique du Sud par le Moineau domestique a été encore plus rapide, n'ayant nécessité que 65 ans (Msimanga, 2000). Débutant par une phase peu active de 50 ans, l'expansion s'est accélérée selon un modèle exponentiel pendant les 15 années suivantes à raison d'une progression annuelle de 80 km, à partir du moment où la densité de moineaux était devenue suffisamment importante. Par ailleurs, Msimanga (2000) note que l'avancée du Moineau s'est accentuée le long des chemins de fer et des villes importantes. En tant qu'espèce anthropophile, le Moineau bénéficie de ces milieux artificiels.

L'attractivité du milieu urbain et de la présence humaine pour le Moineau domestique dans un nouveau territoire est confirmée par l'étude de Ramírez-Cruz et Ortega-Álvarez (2021). Ils ont cherché à savoir quels types de paysages et d'habitats déterminaient l'aptitude du Moineau à coloniser efficacement un milieu comme la ville de Mexico. Leurs résultats ont montré qu'une population de moineaux requérait une présence humaine pour sa survie. En effet, la probabilité pour le Moineau domestique de coloniser un environnement diminuait

significativement quand la distance par rapport aux habitations humaines s'accroissait. Cette probabilité était même réduite à 0,3 quand le lieu était éloigné de plus de 200 m d'une habitation humaine. Le Moineau domestique semble de plus privilégier les milieux artificiels par rapport aux zones végétalisées. La probabilité de colonisation d'un environnement diminuait significativement quand la couverture végétale augmentait et elle s'avérait maximale (0,6) quand le milieu était habité par les humains et ne présentait aucun arbre ou arbuste.

Comme Imboma (2014) au Kenya, MacGregor-Fors *et al.* (2009) ont constaté, au Mexique, que certaines communautés aviaires autochtones étaient affectées par la présence du Moineau domestique. Dans la ville de Cuitzeo, cette espèce représentait à elle seule près de la moitié du nombre total d'oiseaux, alors que dans les zones où elle n'était pas encore arrivée, les différentes espèces d'oiseaux présentes cohabitent en proportions équitables. Cette tendance existe aussi bien en milieu urbanisé qu'en zone rurale, bien que le Moineau soit davantage inféodé au premier ou à des zones assez dégagées à la végétation basse et peu dense. García-Arroyo *et al.* (2020) constataient également au Mexique une baisse significative de la diversité aviaire (nombre d'espèces) quand le nombre de moineaux domestiques augmentait, que ce soit en ville ou à la campagne.

Le Moineau domestique colonise rapidement de nouveaux territoires en remplaçant des espèces autochtones. Paradoxalement, les effectifs mondiaux de l'espèce diminuent à cause de la disparition des populations d'Amérique du Nord, d'Asie et d'Europe.

4. Le Moineau connaît un déclin dans les zones qu'il a déjà colonisé

La population générale du Moineau décline à l'échelle mondiale, particulièrement dans les zones qu'il occupait déjà avant le XX^e siècle. Elle a tant diminué qu'il est à présent inscrit depuis 2016 sur la liste rouge mondiale et européenne des espèces menacées de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), dans la catégorie « préoccupation mineure » (MNHN & OFB, 2003).

a) Importance du déclin en Amérique du Nord

Bien que présent en Amérique du Nord depuis le milieu du XIX^e siècle seulement, le Moineau domestique y est en déclin. Une étude participative menée à partir d'observations d'oiseaux par des citoyens nord-américains (projet FeederWatch) montre qu'entre 1995 et 2016 la population urbaine de moineaux domestiques américains a fortement diminué tandis que la population rurale de ce même pays demeurait stable (Berigan *et al.*, 2020). Elle montre par ailleurs que l'augmentation du nombre de rapaces du genre *Accipiter* spp. dans les villes n'a pas de lien significatif avec le déclin des moineaux.

Erskine (2006), fournit des précisions sur le déclin du Moineau, dans 3 Provinces maritimes de la côte atlantique du Canada («les Maritimes») : l'Île-du-Prince-Édouard, la Nouvelle-Écosse et le Nouveau-Brunswick. Cette étude exploite les résultats allant de 1960 à 2003 du Christmas Bird Count (CBC), un décompte annuel d'oiseaux réalisé par des citoyens amateurs entre le 13 décembre et le 5 janvier. Chaque année, l'observation est réalisée dans plusieurs zones de 24 km de diamètre, choisies au hasard dans les Maritimes. Une partie des résultats est colligée dans le tableau 7. Les données ont ensuite été extrapolées à toute la région des Maritimes, partiellement repris dans le tableau 8. On retient de ces observations que le déclin des effectifs de moineaux a atteint 75 % entre 1980 et 2002. Il concernait à la fois les milieux urbains et ruraux, bien que plus prononcé dans les premiers.

Tableau 7 : Résultats des observations du CBC réalisées de 1970 à 1979 et de 2000 à 2002 au sein de zones urbaines et rurales sélectionnées dans la région des Maritimes (source : Erskine, 2006)

	1970-1979	2000-2002	Evolution de la population entre les années 1970 et 2000
Zones urbaines (zone de 24 km de diamètre)	1001 individus par zone	19 individus par zone	Disparition de 98,1 % de la population
Zones rurales (zone de 24 km de diamètre)	2130 individus par zone	240 individus par zone	Disparition de 88,7 % de la population

Tableau 8 : Données extrapolées à toute la région des Maritimes à partir des observations du CBC (source : Erskine, 2006).

	1980	2002	Evolution de la population entre 1980 et 2002
Zones urbaines de toute la région	49.920 individus	4.710 individus.	Disparition de 90,6 % de la population
Zones rurales de toute la région	115.752 individus	45.020 individus	Disparition de 61,1 % de la population

b) Importance du déclin en Europe

Le déclin du Moineau domestique dans l'Union Européenne (UE) s'inscrit dans le cadre d'une évolution défavorable des populations d'oiseaux (Burns *et al.*, 2021). Entre 17 et 19 % des effectifs de 378 espèces d'oiseaux nicheurs de l'UE ont disparu entre 1980 et 2017, dont une grande majorité vit en milieu rural. Cette tendance a surtout été accentuée entre 1980 et 2000, avec une perte annuelle de 1 %, puis elle s'est ralentie, évoluant vers une stabilité des effectifs. Les espèces abondantes dont fait partie le Moineau domestique ont connu un déclin numérique très important (247 millions d'individus pour le seul Moineau domestique) et ont vu leurs nombres chuter de 19,3 %. Leur déclin correspond à la moyenne européenne (à laquelle il contribue fortement) mais est proportionnellement plus important que celui des espèces rares qui ne se chiffre qu'à 5,5 %.

Le déclin du Moineau domestique en Europe durant ces dernières décennies est documenté dans de nombreuses études, dont les résultats sont compilés dans le tableau 9. Beaucoup de ces travaux ont été réalisés au Royaume-Uni, un pays où la disparition des moineaux est des plus marquées. Il en ressort que cette situation est généralisée, sans être synchrone dans tous les habitats. La population du Moineau domestique a d'abord commencé à décliner dans les zones rurales dans les années 1970 et 1980 puis a chuté dans les sites urbains à partir des années 1980 et 1990. Au vu de certaines observations, le déclin semble plus important en milieu urbain mais De Coster *et al.* (2015) ne trouvent pas d'association entre degré d'urbanisation ou densité humaine et intensité de la raréfaction de l'espèce.

Tableau 9 : Résultats d'observations de suivi des populations de Moineau domestique réalisées pendant les dernières décennies dans plusieurs lieux de l'Europe.

Auteur(s) de l'article	Lieux	Période	Observations chez le Moineau domestique
Dott and Brown, (2000)	Princes Street Gardens, grand parc du centre d'Edimbourg (Royaume-Uni)	Comparaison des hivers 1982 à 1984 et des années 1997 à 1999	Diminution significative du nombre de Moineaux domestiques de 250 à 15-30 individus.
Robinson et al., (2005)	Tout le territoire du Royaume-Uni	1994 à 2000	Diminution annuelle de 5,5 %. Augmentation annuelle de 3,1 % et 2,8 % respectivement dans les prairies et autour des habitats humains ruraux. Déclin plus sévère dans les prairies en friche, en milieu périurbain et en milieu urbain.
	Jardins de particuliers au Royaume-Uni	1970 à 2000	Déclin de la population hivernale de 58 %. Déclin de 48 % dans les jardins de zones rurales. Déclin de 60 % dans les jardins périurbains. Population stable jusqu'en 1983 puis déclin lent jusqu'en 1995 puis fort déclin.
	Zones urbaines du Royaume-Uni	1994 à 2000	Diminution annuelle de 5,6 %.
	Zones rurales du Royaume-Uni	1976 à 2000	Diminution de 53 %. Déclin important entre 1979 et 1983 (38 %) qui s'est ralenti par la suite.
	Fermes de Grande-Bretagne	1970 à 1995	Augmentation de la population jusqu'en 1979. Diminution de 60% de la population ensuite.
	Petites villes de Grande-Bretagne	1990 à 2001	Pas de changement significatif du nombre de Moineaux domestiques.
	Kensington Gardens, parc du centre de Londres (Royaume-Uni)	1925 à 2001	Fort déclin dans les années 1920. Déclin lent et graduel entre 1945 et 1975. Fort déclin entre 1990 et 2001.
De Coster et al., (2015)	Région des Flandres (Belgique)	2002 à 2011.	Diminution significative de la population. Diminution du nombre de grosses colonies de plus de 30 individus et augmentation du nombre de colonies de moins de 5 individus.
Wegrzynowicz, (2013)	Zones résidentielles des villes de Pologne	1960 à 2010	Déclin lent non significatif entre 1980 et 2000. Puis déclin significatif jusqu'en 2010. Densité maximale de Moineaux observée entre 1960 et 1979 avec 84,2 couples pour 10 ha. Densité minimale observée dans les années 2000 avec 18,5 couples pour 10 ha.
	Zones vertes des villes de Pologne	1960 à 2010	Augmentation de la population entre 1960 et 1980. Puis léger déclin dans les années 1990. Déclin significatif dans les années 2000. Densité maximale de Moineaux observée dans les années 1980 avec 9,1 couples pour 10 ha. Densité minimale observée dans les années 2000 avec 1,4 couple pour 10 ha.
Seress et al., (2012)	Hongrie	1999 à 2011	Déclin modéré mais non significatif d'environ 20 % de la population.

c) *Importance du déclin en France*

En France métropolitaine, tenant compte de l'évolution des effectifs, le Moineau domestique est inscrit depuis 2016 sur la liste rouge des oiseaux nicheurs en tant que « préoccupation mineure ». La situation de la population varie d'une région à l'autre, ainsi que l'attestent les différents statuts de l'espèce selon les régions : classée en « vulnérable » en Ile-de-France, « quasi-menacée » dans le Nord-Pas-De-Calais et Poitou-Charentes et en « préoccupation mineure dans les autres régions » (MNHN & OFB, 2003).

Le déclin du Moineau domestique s'inscrit dans une évolution défavorable plus globale des populations aviaires en France. Fontaine *et al.* (2020) ont publié un rapport à partir des observations des programmes participatifs de suivi des oiseaux communs français. Entre 1989 et 2019, la population de 43 espèces d'oiseaux dont le Moineau domestique a décliné, et ce dans de nombreux biotopes :

- Espèces urbaines d'origine rurale, peu généralistes (Moineau friquet, Hirondelle de fenêtre *Delichon urbicum*, Hirondelle rustique *Hirundo rustica...*) : déclin de 28 %.
- Espèces spécialistes des milieux agricoles (Alouette des champs *Alauda arvensis*, Perdrix grise *Perdix perdix...*) : déclin de 30 %.
- Espèces forestières : déclin de 10 % avec stabilisation depuis 2000.

Toutefois certaines espèces, qui sont très généralistes et vivent aussi bien en zones rurales qu'urbaines, ont vu leur population augmenter : il en est ainsi du Pigeon ramier (*Columba palumbus*), de la Mésange bleue (*Cyanistes caeruleus*) ou du Geai des chênes (*Garrulus glandarius*) par exemple (Fontaine *et al.*, 2021). Ce n'est cependant pas le cas du Moineau domestique bien que généraliste.

Par exemple, on a enregistré, à Paris, une diminution de 73 % de la population du Moineau domestique entre 2003 et 2016, soit un déclin annuel de 10 % (Mor *et al.*, 2017). Cette tendance était inégalement répartie dans la ville : la réduction des effectifs n'était que de 19 % dans l'hyper-centre mais atteignait 83 % dans les quartiers Est et Sud. C'est d'ailleurs dans ces quartiers que l'évolution défavorable s'était amorcée, les quartiers centraux et Ouest ne connaissant un déclin que depuis 2009.

d) *Pistes de réflexion à propos du déclin du Moineau domestique*

Les biologistes confrontés au déclin général du Moineau domestique se sont interrogés sur ses causes. Le taux de croissance d'une population dépend du nombre de nouveaux individus qui intègrent la population et du nombre de ceux qui en sortent. Le Moineau domestique étant sédentaire, on peut considérer que sa population ne varie pas à cause de flux de migration. Ainsi, leur nombre dépend du nombre de naissances et du taux de mortalité. Les biologistes essaient donc de savoir si le déclin du Moineau est dû à une augmentation du nombre de morts et/ou à une baisse du nombre de naissances.

Le taux de survie du Moineau domestique est faible : 35 à 55 % des adultes meurent chaque année et 80 % des juvéniles n'atteignent pas l'âge d'un an (Hachemi et Charpentier, 2022).

Siriwardena *et al.* (1999) ont cherché à savoir si le taux de survie du Moineau avait changé au cours du temps. Le taux de survie annuel des moineaux de plus d'un an a diminué entre la fin des années 1960 et le début des années 1970. Il s'est avéré significativement plus faible (0,52 en moyenne) dans la phase de déclin (entre 1976 et 1994) que pendant la période

de stabilité (entre 1962 et 1975) où il atteignait 0,58 en moyenne. La baisse du taux de survie du Moineau semble être le moteur majeur de son déclin. Le succès reproducteur ne doit pas être négligé mais son impact semble bien moins important.

Crick et Siriwardena (2002), ont montré en effet que le succès reproducteur du Moineau n'avait pas franchement varié ces dernières décennies. Entre 1965 et 2000, une tendance significative à produire de plus petites couvées a été constatée, sans que le succès à l'éclosion et le succès général à l'envol n'en soient toutefois modifiés. Le taux d'échec, c'est-à-dire la proportion de couples n'ayant produit aucun juvénile à la fin de la période de nidification, a diminué pendant cette période malgré un pic observé dans la première moitié des années 1980. En comparant la dynamique de population et les paramètres de la reproduction, les auteurs ont remarqué que lorsque la population décline le plus, la taille des couvées et le taux d'échec augmentent. Les couples qui produisent au moins un juvénile ont à peu près le même taux de succès mais il y a davantage de couples qui ne produisent pas de juvénile à la fin de la période de reproduction. Ils estiment ainsi que l'accroissement du taux d'échec peut être une des causes du déclin.

D. Les modifications de l'état général du Moineau domestique et de son succès reproducteur en milieu urbain reflètent l'influence globale du milieu urbain chez cette espèce

1. Le succès reproducteur du Moineau domestique urbain

Le milieu urbain a une influence sur la reproduction du Moineau domestique, notamment sur le succès reproducteur et sur la morphologie des juvéniles au moment de leur envol, comme le montre le tableau 10.

Tableau 10 : Modification des paramètres de la reproduction du Moineau domestique en milieu urbain (sources : Crick and Siriwardena, 2002 ; Seress *et al.*, 2012).

Paramètre	Comparaison des données en milieu urbain par rapport au milieu rural
Date de la première ponte de la période	Significativement plus tôt (19 mai <i>versus</i> 23 mai)
Nombre d'œufs pondus	Pas de différence
Fréquence de nourrissage par les parents	Pas de différence
Taux d'éclosion	Pas de différence
Taux de juvéniles à l'envol	Significativement moins élevé
Succès général à l'envol	Significativement moins élevé
Nombre de couples sans aucun oisillon à la fin de la nidification	Pas de différence
Masse des juvéniles à l'envol	Significativement plus faible (- 4 g en moyenne)
Taille des juvéniles à l'envol (longueur du tarso-métatarse)	Significativement plus petite (- 1,7 mm en moyenne)

Seress *et al.* (2012) ont cherché à savoir si la modification du succès reproducteur comme de la morphologie de la progéniture en milieu urbain était imputable à des caractères héréditaires, au comportement des parents ou à l'environnement. Ils ont ainsi observé la reproduction d'adultes provenant de 2 sites urbains dans 2 volières et d'adultes originaires de zones rurales dans 2 autres volières. Les individus ont été capturés au mois de septembre afin qu'ils s'habituent à leur nouvel environnement avant la période de reproduction. Les conditions d'hébergement étaient tout à fait identiques avec eau et graines à volonté. Pendant la période de reproduction, leur ont été fournis des matériaux leur permettant de fabriquer un nid (plumes de poules et foin) et des aliments pour nourrir les oisillons (vers de farine-larves de *Tenebrio molitor*-, larves de diptères, œufs durs, aliment pour chat, carottes, pommes). Les nids étaient inspectés une fois par semaine pour récupérer des données sur la reproduction et les juvéniles mesurés et pesés avant leur envol.

Leurs résultats ont montré que l'environnement d'élevage de la couvée jouait un rôle dans les différences relatives aux données morphométriques enregistrées. En effet, placés dans un milieu identique, les oiseaux issus de couples ruraux *versus* urbains présentaient la même masse et la même taille avant leur envol. L'environnement joue aussi un rôle dans le succès reproducteur. En effet, le taux d'éclosion et le succès général à l'envol étaient similaires pour les 2 populations placées en volières. Les parents urbains ne manifestaient pas de problème de fertilité ou de capacité à élever les oisillons, c'est davantage le milieu qui semblaient limiter leur succès reproducteur.

2. Morphométrie des moineaux domestiques urbains

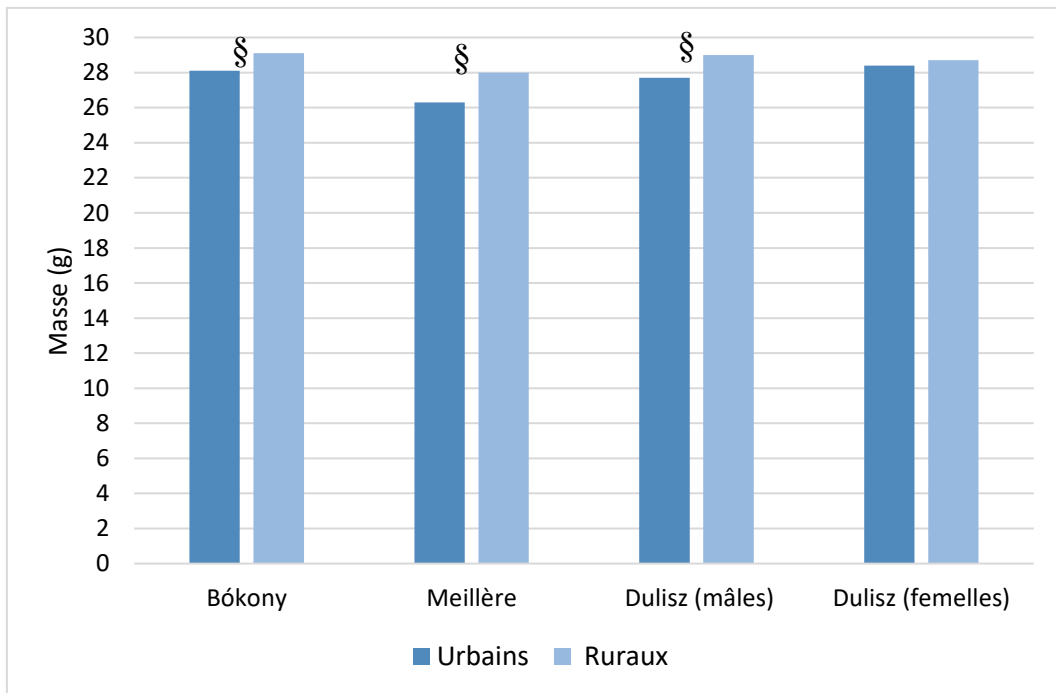
Il ressort de nombreuses études que des différences morphométriques existent entre les moineaux vivant en milieu rural *versus* en milieu urbain.

a) *Masse, taille et état corporel des moineaux domestiques adultes selon le degré d'urbanisation*

La masse des oiseaux a été obtenue par simple pesée sur une balance à plateau. La taille des oiseaux a été estimée par la mesure de la longueur du tarso-métatarse (*cf.* annexe 2), ce qui permet de disposer de données répétables, faciles à obtenir et comparables, non dépendantes de la taille des plumes.

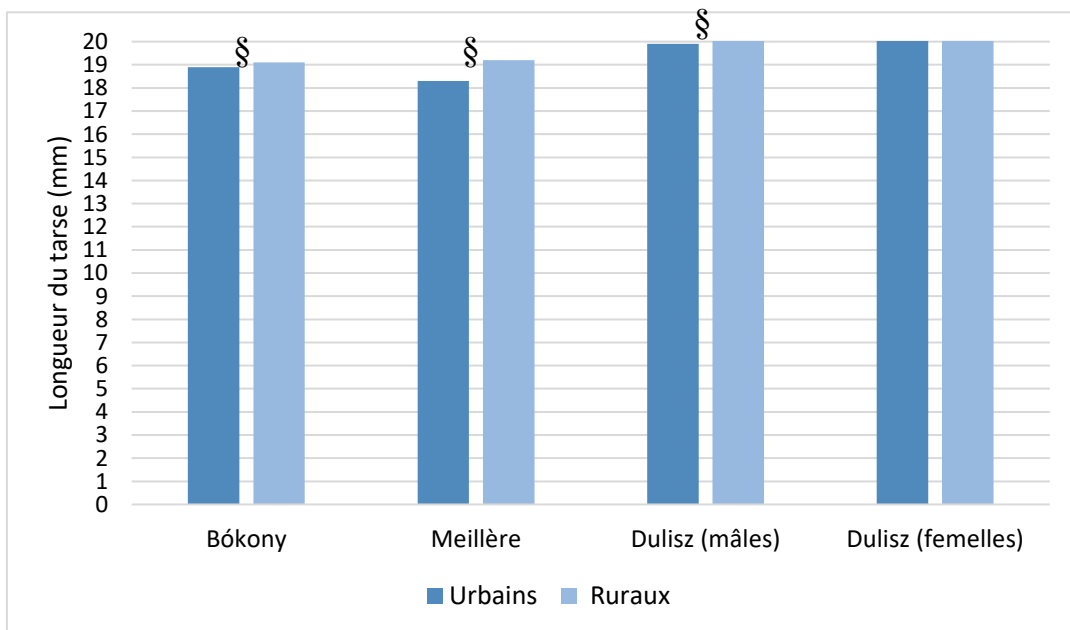
Comme le montrent les résultats de plusieurs études rassemblés dans les figures 13 et 14, les moineaux urbains adultes sont significativement plus petits et plus légers que leurs conspécifiques ruraux adultes. Dulisz *et al.* (2016) nuancent un peu ces observations en montrant que cette différence n'est significative que chez les mâles.

Figure 13 : Moyenne de la masse mesurée chez des moineaux adultes urbains et ruraux (sources : Bókony *et al.*, 2012; Dulisz *et al.*, 2016; Meillère *et al.*, 2015b).



Le symbole § indique une différence significative entre oiseaux urbains et ruraux.

Figure 14 : Moyenne de la longueur du tarse mesurée chez des moineaux adultes urbains et ruraux (sources : Bókony *et al.*, 2012; Dulisz *et al.*, 2016; Meillère *et al.*, 2015b).



Le symbole § indique une différence significative entre oiseaux urbains et ruraux.

Meillère *et al.* (2015b) précisent que les différences de masse et de taille sont également significatives entre oiseaux provenant de villes différant par le nombre d'habitants. Les moineaux adultes capturés au sein de La Rochelle (75.000 habitants) étaient significativement plus petits et plus légers que ceux attrapés dans Niort (58.000 habitants).

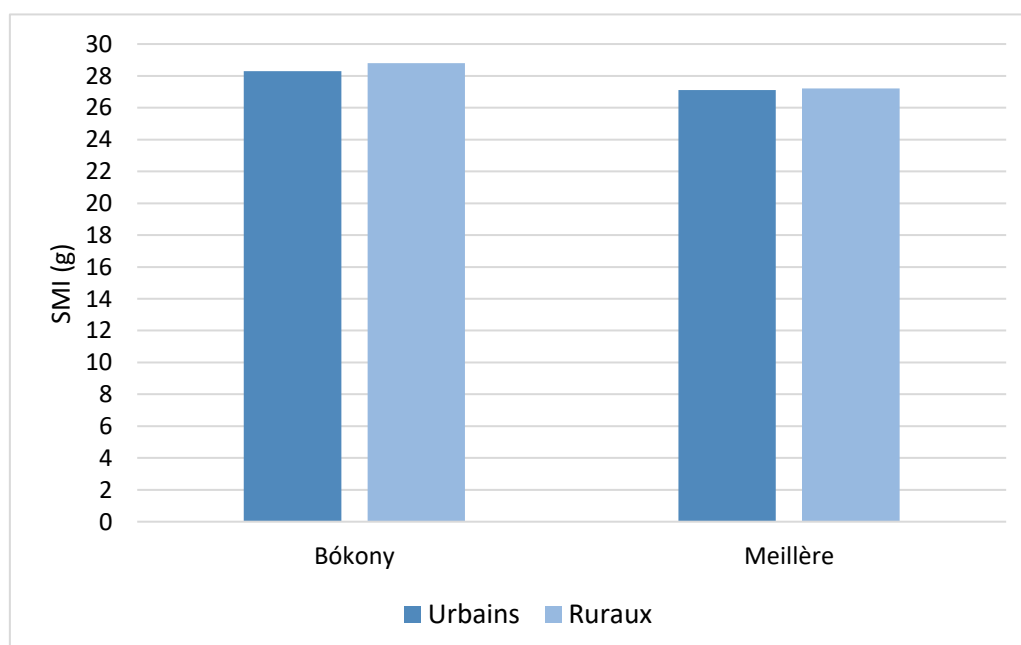
Masse et taille des moineaux urbains variant dans le même sens, il est difficile de savoir si leur état corporel diffère ou non de celui des spécimens ruraux. Il s'avère donc nécessaire d'introduire une nouvelle mesure. La plupart des auteurs calcule dans ce but le Scale Mass Index (SMI), selon la méthode mise au point par Peig et Green (2009), reconnue comme fiable, simple et répétable pour estimer l'état corporel des oiseaux. Le SMI est une masse (en g) rapportée à une longueur (ici en mm), ce qui permet de comparer facilement la masse des individus en faisant abstraction de leur taille. La longueur en question peut correspondre à la taille de n'importe quelle partie du squelette de l'animal tant qu'il s'agit de la même partie mesurée au même stade physiologique chez tous les individus de l'échantillon. Le SMI noté \widehat{M}_i se calcule comme suit :

$$\widehat{M}_i = M_i * \left(\frac{L_0}{L_i}\right)^{bSMA}$$

avec M_i = masse de l'individu i , L_i = longueur de la partie du squelette choisie de l'individu i , L_0 = valeur arbitraire de longueur constante (par exemple la moyenne arithmétique de toutes les L_i), et $bSMA$ = coefficient b calculé à partir de l'équation $\ln(M) = \ln(a) + b * \ln(L)$ par une régression Standard Major Axis (méthode des moindres carrés).

Une différence de SMI entre 2 individus correspond à une différence de masse grasseuse et/ou musculaire et donc à une différence d'état corporel. Bókony *et al.* (2012) et Meillère *et al.* (2015b) ont utilisé le SMI et montré qu'il n'y a pas de différence significative entre les moineaux adultes ruraux *versus* urbains en ce qui concerne leur état corporel (figure 15).

Figure 15 : Moyenne du SMI calculé chez des moineaux adultes urbains et ruraux (sources : Bókony *et al.*, 2012 ; Meillère *et al.*, 2015b).



Meillère *et al.* (2015b) sont allés plus loin dans l'estimation de l'état corporel en s'intéressant au score de masse grasseuse abdominale des individus. Ils ont palpé les individus au niveau de l'abdomen et ont attribué un score de graisse sur une échelle de 0 à 5 en fonction de la quantité de graisse sous-cutanée palpée (score de 0 = aucun dépôt de graisse et score de 5 = nombreux dépôts de graisse volumineux). Ces 2 scores ne discriminaient pas significativement les adultes ruraux et urbains. Dulisz *et al.* (2016) ont observé que les moineaux urbains mâles possédaient une masse grasseuse moins importante que leurs alter egos ruraux. Le nombre de mâles ruraux avec une quantité de graisse notable (score supérieur à 2/5) était significativement plus élevé que celui des mâles urbains. Aucune différence n'a par contre été notée chez les femelles.

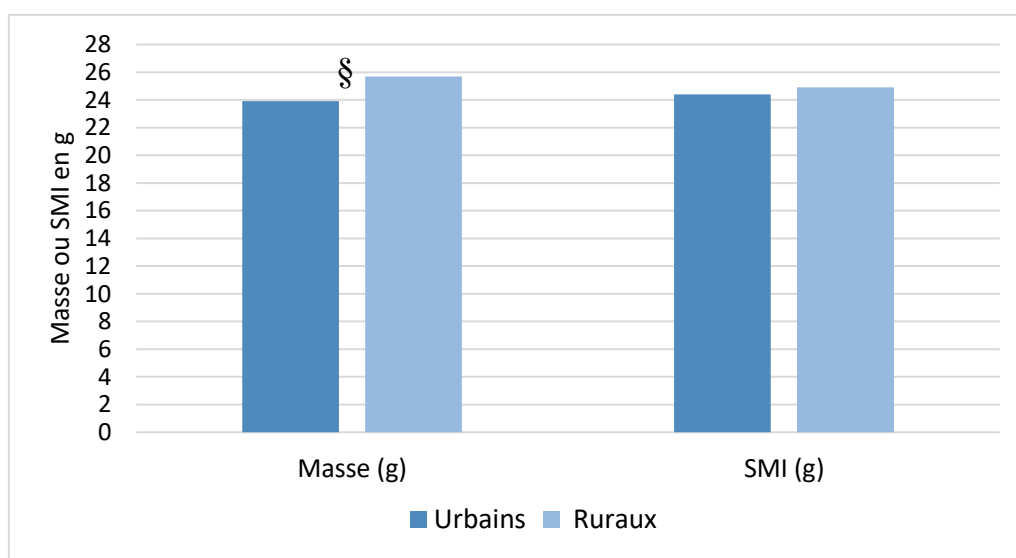
Un état corporel satisfaisant des moineaux adultes urbains peut aussi s'apprécier par la qualité du plumage. L'aspect des plumes des moineaux urbains adultes indique que, au moins pendant la mue, ceux-ci ne souffrent pas d'un déficit nutritionnel ou d'un stress particulier. En effet, le nombre de barres de stress* sur les plumes tout comme la densité du plumage étaient similaires chez les moineaux urbains *versus* ruraux (Meillère *et al.*, 2017).

En résumé, en dépit d'une masse corporelle plus réduite, les moineaux urbains adultes n'apparaissent pas forcément en moins bonne condition corporelle que leurs conspécifiques ruraux au même stade. Ils ne semblent donc pas être contraints ou favorisés sur le plan énergétique par leur environnement. Leur plus faible masse corporelle pourrait s'expliquer par une taille plus réduite.

b) Masse, taille et état corporel des moineaux domestiques juvéniles selon le degré d'urbanisation

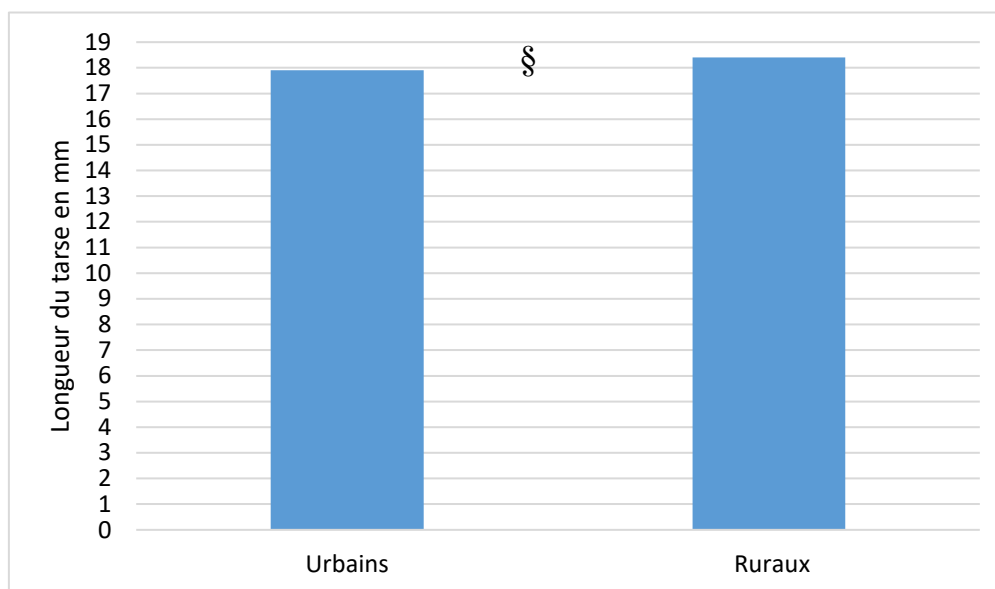
Masse, taille et SMI ont été également mesurés chez des moineaux juvéniles vivant en milieu urbain *versus* en zone rurale. Les résultats de Meillère *et al.* (2017) sont présentés dans les figures 16 et 17. Les juvéniles étaient capturés peu après leur envol du nid soit en fin de croissance.

Figure 16 : Moyenne de la masse mesurée et du SMI calculé chez des moineaux juvéniles urbains et ruraux (source : Meillère *et al.*, 2017).



Le symbole § indique une différence significative entre oiseaux urbains et ruraux.

Figure 17 : Moyenne de la longueur de tarse mesurée chez des moineaux juvéniles urbains et ruraux (source : Meillère *et al.*, 2017).



Le symbole § indique une différence significative entre oiseaux urbains et ruraux.

Comme l'avaient montré Seress *et al.* (2012) (*cf.* partie I.C.1.), la masse et la taille des moineaux juvéniles urbains étaient significativement plus faibles que celles des juvéniles ruraux. Par contre, tout comme chez les adultes, leur SMI ne différait pas significativement d'une origine à l'autre, soit avec des gabarits plus petits pour les premiers mais des états corporels similaires (SMI).

Les juvéniles citadins seraient même un peu plus gras que leurs conspécifiques ruraux. Meillère *et al.* (2015b) ont en effet constaté que le score de masse grasseuse était significativement plus élevé chez les premiers.

Comme pour les adultes, les plumes des juvéniles ont été récupérées avant leur première mue puis analysées (Meillère *et al.*, 2017). Les juvéniles urbains arboraient une densité de plumage significativement plus faible qui pourrait refléter un accès moindre aux nutriments nécessaires à la production des plumes.

En résumé, en dépit d'une masse corporelle plus faible, les moineaux juvéniles urbains ne semblent pas en moins bonne condition corporelle. Cependant, le fait qu'ils soient plus gras et que leurs plumes soient moins denses suggèrent que leur régime alimentaire est moins optimal que celui des jeunes en milieu rural. La différence au niveau de la densité des plumes n'étant pas observée chez les adultes, l'impact nutritionnel de l'environnement urbain interviendrait principalement pendant la phase de croissance des jeunes.

La croissance des tarso-métatarses des moineaux domestiques se finissant peu après leur envol du nid, la différence de taille entre adultes urbains *versus* ruraux peut s'expliquer par l'alimentation qu'ils reçoivent pendant leur croissance et qui ne semble pas très appropriée sur certains points. D'autres paramètres que l'alimentation pourraient aussi entrer en jeu.

c) *Une morphologie qui serait sélectionnée par le milieu urbain*

Shochat (2004), explique le plus petit gabarit des oiseaux urbains par le biais de la dynamique de population. Il formule ainsi l'hypothèse de « la carte de crédit ». Selon lui, le milieu urbain ne sélectionne pas majoritairement les individus les plus forts, et les spécimens « plus faibles » s'y trouvent donc présents en plus grande proportion. Ce milieu offrant de nombreuses sources de nourriture, ces derniers pourraient y survivre plus facilement. Plus précisément, si la nourriture n'y est pas très abondante au regard du nombre d'oiseaux susceptibles de la consommer, la quantité disponible s'avère très prédictible dans le temps et les ressources se renouvellent rapidement. Cette grande prévisibilité permet aux oiseaux de vivre à crédit. Ils n'ont pas besoin d'entrer en compétition pour profiter d'une source de nourriture, puisqu'elle sera forcément à nouveau disponible dans le futur. Ainsi, les juvéniles les plus faibles peuvent survivre après leur émancipation. Cette hypothèse est validée par le modèle mathématique créé par Anderies *et al.* (2007). Ce dernier est fondé sur un environnement aux caractéristiques constantes, exceptée la quantité de nourriture disponible. Celle-ci varie dans le temps selon une fonction sinusoïdale de période ω (en jours). Par exemple si ω vaut 7 jours, la nourriture est disponible tous les 7 jours. Dans cet environnement modélisé, évoluent deux populations d'oiseaux de la même espèce qui se distinguent par leur compétitivité pour se nourrir. La population de compétiteurs ingère 2 fois plus de nourriture (quand elle est disponible) que la population de non-compétiteurs. Anderies *et al.* (2007), en simulant un apport de nourriture à intervalle ω supérieur à 20 jours, ont constaté que la population d'oiseaux compétiteurs survivait mais pas l'autre. En réduisant ω à des intervalles compris entre 10 et 15 jours, plus conformes aux observations faites en milieu urbain, ils ont obtenu que les deux populations pouvaient survivre. Un apport de nourriture plus fréquent permet ainsi la survie des oiseaux les moins compétiteurs et les plus faibles. Selon ces deux équipes, les moineaux urbains seraient plus petits car la ressource alimentaire du milieu « leur permettrait d'être plus faibles ». Les parents n'auraient pas dépensé davantage d'énergie à les alimenter car ils pourraient survivre par la suite malgré une taille plus réduite. Les adultes aussi, malgré d'importantes sources de nourriture, ne pèsent pas plus lourds en moyenne car ce ne sont pas exclusivement les oiseaux les plus compétiteurs qui composent la population.

Des études indiquent cependant que l'hypothèse de Shochat ne suffit pas à expliquer la différence de gabarit entre individus urbains et ruraux. Bókony *et al.* (2010) ont étudié le comportement de compétition chez des oiseaux urbains *versus* ruraux capturés puis élevés en volière. Chacune des 4 volières hébergeait une quinzaine d'individus mélangeant un nombre égal de moineaux urbains et ruraux. Pendant 14 jours non consécutifs, la manipulation consistait à observer les oiseaux confrontés à une unique source de nourriture abondante. Ainsi, trois fois par jour, l'équipe apportait de la nourriture, dans un récipient unique, laissait ce récipient pendant 30 minutes, observait les oiseaux, puis le retirait et remettait la nourriture à volonté dans toute la volière. Les oiseaux restaient à jeun pendant l'heure précédant chacune des 3 manipulations quotidiennes. Les résultats sont présentés dans le tableau 11.

Tableau 11 : Résultats des observations comportementales chez des moineaux ruraux et urbains soumis à de la compétition pour la ressource alimentaire (source : Bókony *et al.*, 2010).

Comportement mesuré	Définition	Différence entre les 2 populations
Susceptibilité d'interférence	% d'abandon de recherche de nourriture d'un individu face à des concurrents	Non significative
Taux d'agression	% de batailles avec des concurrents engagées par l'individu lui-même	
Taux de compétition	% de participation de l'individu aux batailles	
Succès compétiteur	% de bataille gagnée par l'individu	
Latence du premier coup de bec	Temps écoulé entre le dépôt des bols et le premier coup de bec d'un individu de la population dans un bol	

Il ressort de ces résultats que les oiseaux d'origines distinctes ne se distinguaient pas dans leurs capacités de compétiteurs. Ni les moyennes ni les variances* ne différaient, ce qui signifie, qu'en moyenne, les deux populations se comportaient de la même manière et que les comportements extrêmes (compétiteurs « forts » et « faibles ») étaient exprimés dans les mêmes proportions. Ainsi, au regard de cette étude, l'hypothèse de Shochat n'explique pas la petite taille et la légèreté des moineaux urbains. Cependant les auteurs émettent des réserves quant à la spontanéité des comportements observés. Ils craignent que les oiseaux ruraux, n'étant pas habitués à la compétition, du fait de la plus faible densité des populations qu'on y observe, ne se soient pas montrés aussi « compétiteurs » qu'ils le sont réellement et qu'ainsi les deux populations paraissaient comparables.

L'analyse biométrique des ailes des moineaux ne remet pas en cause l'hypothèse de Shochat mais indique qu'elle n'est pas suffisante pour expliquer la morphologie des individus urbains (Dulisz *et al.*, 2016). Les mâles urbains ont des rectrices* significativement plus longues, une distance de Kipp* significativement plus importante et des ailes significativement plus pointues que les mâles ruraux. Les femelles urbaines arborent, quant à elles, des rectrices* et une envergure alaire significativement plus longues que les femelles rurales. La variance des mesures au sein du groupe urbain est faible et suggère une sélection de ces caractères. Selon l'équipe de Dulisz *et al.* (2016), les différences biométriques observées indiquent une possible adaptation des moineaux citadins au vol en milieu urbain. Les caractéristiques de leurs ailes leur permettraient d'échapper aux prédateurs : les ailes plus pointues leur confèrent en effet une meilleure agilité tout en optimisant l'énergie déployée pour s'enfuir. Cette hypothèse peut être extrapolée à la morphologie toute entière du moineau urbain : ses masse et taille réduites lui permettent de s'envoler plus rapidement en cas de dangers potentiellement plus nombreux ou plus difficiles à détecter en milieu urbain, voire moins surveillés par le Moineau en quête de nourriture.

Les résultats de ces études ne permettent donc pas de valider ou de réfuter à 100 % l'hypothèse de Shochat. Il semble possible que l'existence d'individus petits et légers en milieu urbain soit permise par des ressources alimentaires prévisibles et que ces caractéristiques, combinées avec une forme plus effilée de l'aile, aient été par la suite sélectionnées dans l'environnement citadin pour mieux échapper à la prédation et opérer un compromis entre le temps de recherche de nourriture et la surveillance des prédateurs. Ces caractères auraient été fixés dans le génome* du Moineau pendant la période d'urbanisation de cette espèce et se seraient transmis de manière héréditaire. Mais, l'expression du génome pouvant être sous

la dépendance de l'environnement, il est tout à fait possible que le phénotype* de petit gabarit du Moineau urbain ait été favorisé par les conditions de vie des jeunes au cours de leur croissance.

3. Le stress chronique chez le Moineau domestique urbain

a) Présentation du mécanisme physiologique du stress

Face à certains *stimuli* comme, par exemple, un bruit inattendu, l'attaque d'un prédateur ou d'un congénère, l'organisme de l'individu déclenche une réponse adaptative qui lui permet de fuir ou de se défendre. C'est ce qu'on appelle la réaction de stress. Les *stimuli* sont qualifiés alors de « stressants ». Ce mécanisme existe chez tous les Vertébrés et leur est commun à peu de choses près.

Cette réponse fait intervenir plusieurs organes (Harvey *et al.*, 1984) :

- Le système nerveux central (encéphale et moelle épinière);
- L'hypothalamus et l'hypophyse, zones du système nerveux central qui forment l'axe hypothalamo-hypophysaire ;
- Les deux glandes surrénales, chaque glande étant située au-dessus de chaque rein et se composant d'un cortex et d'une médulla.

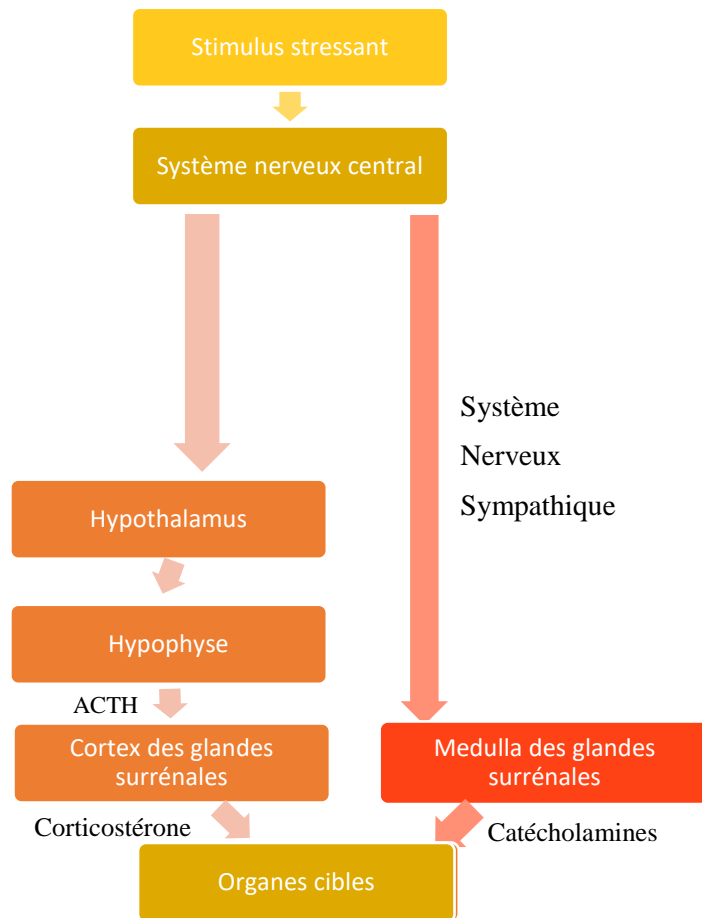
Comme le montre la figure 18, la réponse physiologique utilise 2 voies parallèles. D'abord, le système nerveux central active le système nerveux sympathique qui stimule la médulla des glandes surrénales. Il en résulte la synthèse et la libération des catécholamines, comme l'adrénaline ou la noradrénaline. Parallèlement, mais dans un délai un peu plus long (2 minutes), le système nerveux central active l'axe hypothalamo-hypophysaire qui stimule à son tour *via* la production d'ACTH le cortex des glandes surrénales. Ce dernier produit et libère des glucocorticoïdes. Chez l'Homme et de nombreux Mammifères, le glucocorticoïde principal est le cortisol, mais chez les Oiseaux il s'agit de la corticostérone (Harvey *et al.*, 1984). Cette production de glucocorticoïdes est aussi activée par les catécholamines.

La production de catécholamines constitue un signal d'alarme à court terme qui permet une meilleure utilisation des muscles et une préparation des organes cibles à l'action de la corticostérone (Harvey *et al.*, 1984). Ces hormones augmentent la fréquence cardiaque, dilatent certains vaisseaux sanguins et en contractent d'autres afin de redistribuer le sang vers les organes prioritaires.

La corticostérone a de nombreux effets qui optimisent l'efficacité musculaire et inhibent certaines fonctions de l'organisme qui pourraient s'avérer défavorables pour la fuite ou la défense (Harvey *et al.*, 1984) :

- Production de glucose (néoglucogénèse) à partir des réserves du foie ;
- Augmentation de la glycémie pour éviter une hypoglycémie face à l'utilisation massive du glucose sanguin par les muscles ;
- Effet anti-inflammatoire afin d'éviter une trop forte inflammation des éventuelles blessures qui pourrait devenir préjudiciables à la santé de l'organisme ;
- Augmentation du nombre d'hétérophiles* circulants, dans le sang afin d'accroître la capacité phagocytaire* pour éliminer rapidement les bactéries s'introduisant dans les éventuelles blessures.

Figure 18 : Représentation schématique du mécanisme de réponse d'un organisme aviaire face à un stimulus stressant (source : Harvey *et al.*, 1984).



Les noms inscrits en noir à côté des flèches correspondent aux moyens de transmission de l'information entre les différents organes

La réaction de stress aigu face à un danger immédiat est essentielle à la survie de l'animal. Mais l'exposition répétée ou constante à des *stimuli* stressants peut induire une forme chronique de stress à l'origine d'effets délétères possibles pour l'organisme (Harvey *et al.*, 1984). Il peut en effet s'ensuivre une insuffisance des glandes surrénales et une réduction de la capacité à produire de la corticostérone diminuant ainsi l'efficacité du mécanisme adaptatif de réponse à un stress aigu. L'effet le plus préjudiciable du stress chronique est l'inhibition de certaines fonctions du système immunitaire. Comme indiqué précédemment, le nombre d'hétérophiles* circulants dans le sang augmente, ce qui permet de mieux éliminer les bactéries, mais, dans le même temps, les lymphocytes* sont inactivés par la corticostérone. Ils ne peuvent plus assurer leur fonction de reconnaissance des agents pathogènes et de production d'anticorps. L'organisme s'avère ainsi plus vulnérable face à une infection importante, et ce d'autant plus si elle est de nature virale. De plus, l'activité anti-inflammatoire de la corticostérone inhibe la production de molécules inflammatoires qui permettent de mobiliser massivement les acteurs du système immunitaire et empêche l'individu d'initier une réponse correcte face à une infection.

Le Moineau domestique urbain est-il concerné par le stress chronique qui le fragiliserait du point de vue immunitaire ?

b) *Le Moineau domestique urbain n'est pas sujet au stress chronique dans son milieu*

Pour explorer l'état de stress et la physiologie du stress du Moineau domestique urbain, les biologistes dosent le taux de corticostérone basal au repos, dans des échantillons sanguins de spécimens capturés en milieu urbain ou en zone rurale. Comme recommandé par Romero et Reed (2005), l'échantillon sanguin est prélevé dans les 3 minutes qui suivent la capture afin de doser un taux de corticostérone (assimilé au « taux de corticostérone basal ») qui ne soit pas attribuable au stress de la capture. Puis, environ 30 minutes plus tard, ils récoltent un nouvel échantillon sanguin et mesurent le taux de corticostérone induit par le stress aigu de la capture. Le premier échantillon permet ainsi de déterminer si les oiseaux sont naturellement stressés avant la capture et le second de savoir comment ils réagissent physiologiquement face à un stress aigu. Ce protocole est celui utilisé dans les études de Bókony *et al.* (2012) et de Meillère *et al.* (2015b). Elles n'ont pas montré de différence significative du taux de corticostérone basal ni du taux de corticostérone post-stress de capture entre les individus d'origines distinctes. Les oiseaux urbains et ruraux exprimaient donc, en moyenne, un même niveau de stress avant la capture. On peut en déduire qu'avant la capture aucun de ces 2 milieux n'était plus stressant que l'autre. Cependant, le taux de corticostérone variait significativement selon les sites de capture, sans aucun lien avec le degré d'urbanisation. Des paramètres propres au milieu de vie, autres que l'urbanisation peuvent ainsi générer des corticostéronémies élevées chez le Moineau domestique.

Une seule mesure de la corticostéronémie ne permet pas d'avoir accès à la valeur basale de corticostérone sur le long terme et donc de mesurer le niveau de stress chronique. Il faudrait réaliser plusieurs mesures à plusieurs jours d'intervalle pendant plusieurs semaines. Il est possible d'avoir accès au niveau de stress chronique d'un oiseau pendant la période de mue en dosant la concentration en corticostérone stockée dans les plumes. Ce corticostéroïde circulant dans le sang va se fixer en partie dans les plumes lors de leur croissance. La quantité fixée augmente avec l'augmentation de la corticostéronémie. En dosant la concentration en corticostérone dans les plumes de plusieurs oiseaux on compare donc la quantité totale de corticostérone produite pendant la croissance des plumes chez ces individus. Cette période s'étalant sur plusieurs semaines, on a accès à une mesure du niveau de stress chronique. Une étude montre que les moineaux domestiques urbains ne présentaient pas de différence significative du taux de corticostérone stockée dans leurs plumes avec les moineaux ruraux (Salleh Hudin *et al.*, 2018).

Trois hypothèses peuvent alors être formulées :

- le milieu urbain ne constitue pas un milieu plus stressant que le milieu rural ;
- le Moineau urbain ne perçoit plus les *stimuli* du milieu urbain comme stressants, s'y étant habitué ;
- le Moineau urbain ne répond plus de la même manière aux *stimuli* stressants car son axe hypothalamo-hypophysaire est altéré.

Salleh-Hudin *et al.* (2018) ont tenté de valider ou de réfuter la dernière hypothèse. Ils ont élevé en captivité des moineaux capturés en milieux rural et urbain et les ont soumis à des épreuves expérimentales sur le plan nutritionnel, afin de provoquer chez eux un stress. Indépendamment de leur origine, les oiseaux étaient alimentés avec une nourriture représentative de celle que l'on trouve en milieu urbain ou avec une nourriture représentative de celle que l'on trouve en milieu rural. Les oiseaux étaient donc approvisionnés avec une nourriture à laquelle ils étaient habitués ou non, de manière aléatoire. Ils récupéraient sur chaque oiseau deux plumes au moment de la capture et les deux mêmes plumes ayant

repoussé, à la fin de la période de captivité et mesuraient le taux de corticostérone présente dans les plumes. Les résultats furent les suivants :

- Aucune différence de taux de corticostérone entre individus urbains *versus* ruraux, avant la captivité ;
- Tendance chez le Moineau urbain à présenter un taux de corticostérone légèrement plus important que les oiseaux ruraux après la captivité sans que la différence ne soit significative ;
- Pas de variation significative entre les spécimens ruraux et urbains du taux de corticostérone en fonction de l'adéquation du régime alimentaire avec l'origine géographique du Moineau.

Si l'axe hypothalamo-hypophysaire des moineaux urbains était altéré, on aurait observé une baisse de la corticostérone pendant leur captivité ainsi qu'un effet du régime alimentaire plus important sur les oiseaux ruraux que sur les urbains. On peut en conclure que cette hypothèse n'est pas valide. Soit le milieu urbain n'est pas stressant, soit le Moineau urbain est habitué aux *stimuli* stressants qui s'y trouvent. Ce résultat est confirmé par les taux de corticostérone mesurés 30 minutes après la capture des oiseaux (*cf.* précédemment Bókony *et al.*, (2012) ; Meillère *et al.*, (2015b)). Si l'axe hypothalamo-hypophysaire était défaillant, le taux de corticostérone des moineaux urbains aurait été plus bas.

Les jeunes moineaux urbains, en revanche, semblent affectés par leur environnement. L'équipe de Beaugeard *et al.* (2019), s'est intéressée au stress chez les oisillons pendant leur croissance. Elle a travaillé sur le taux de corticostérone présente dans les plumes et qui y est stockée pendant leur croissance. L'analyse des plumes de juvéniles intervenant avant leur première mue permet d'avoir accès au taux de corticostérone circulant tout au long de la croissance de l'oisillon au nid. L'équipe a obtenu une concentration significativement supérieure (+ 19,45 %) chez les juvéniles d'origine urbaine. Le milieu urbain semble donc exercer des contraintes sur les jeunes en croissance qui entraînent chez eux un stress chronique. Ce dernier pourrait induire une diminution de l'immunité qui les rendrait plus sensibles aux infections mais aussi nuire à leur croissance. Le stress chronique est aussi une hypothèse permettant d'expliquer le plus petit gabarit des jeunes moineaux urbains (*cf.* partie I.C.2.b.).

L'environnement urbain exercerait donc des contraintes pouvant entraîner un stress chronique chez les jeunes oiseaux. L'absence de stress observée chez les moineaux domestiques adultes résulterait donc d'une habitude de ceux-ci aux conditions citadines ; ils ne percevraient plus les *stimuli* de leur milieu comme stressants. Cependant, cette constatation ne s'accorde pas avec ce qui est observé sur le plan immunitaire.

Le paramètre immunitaire le plus fréquemment étudié concerne la distribution des hétérophiles* et des lymphocytes* à travers le ratio hétérophiles/lymphocytes (H/L). L'augmentation de ce ratio reflète la présence d'un stress chronique chez les oiseaux (Davis *et al.*, 2008). L'équipe de Bókony *et al.* (2012) n'a pas mis en évidence de différence significative de la valeur du ratio H/L entre moineaux urbains *versus* ruraux en hiver. Pendant la mue en revanche, ces derniers présentaient un ratio plus élevé. Cette période de l'année serait ainsi perçue comme plus stressante chez ces oiseaux. Cependant, l'équipe de Pineda-Pampliega *et al.* (2013), ont constaté une augmentation significative du ratio H/L (avec une augmentation du nombre d'hétérophiles* et une diminution du nombre de lymphocytes*) chez les moineaux vivant dans les milieux les plus urbanisés en déduisant qu'un tel environnement causait chez eux un stress chronique important. Elle a également observé que la concentration globale en immunoglobulines* et l'activité de lyse cellulaire du complément* étaient significativement réduites chez les spécimens urbains.

Comment peut-on alors conclure sur l'existence effective ou non d'un stress chronique chez les moineaux urbains ? Il est possible que selon les conditions locales, les moineaux ne soient pas stressés dans les mêmes proportions ou qu'ils ne perçoivent pas les *stimuli* stressants de la même manière. Par exemple, dans les villes de Hongrie, là où l'équipe de Bókony *et al.* (2012) a réalisé ses mesures, les moineaux urbains ne présentaient aucun des 2 indices de stress chronique : leur corticostérone était produite dans les mêmes proportions que par les individus ruraux et leur ratio H/L n'était pas augmenté. On peut conclure que les moineaux urbains de Hongrie ne présentaient pas de stress chronique. Une mesure conjointe du taux de corticostérone et du ratio H/L aurait pu être informative dans les études de Pineda-Pampliega *et al.* (2013), et de Meillère *et al.* (2015b) pour confirmer le stress des moineaux urbains espagnols et l'absence de stress des moineaux urbains français.

Dans la suite de cette thèse, nous aborderons les facteurs qui, dans l'environnement urbain, modifient l'état général des moineaux domestiques et induisent, malgré une fertilité et un investissement identiques chez les parents, un succès reproducteur moindre ainsi qu'une diminution de la taille comme de la masse des oisillons.

II. Ressources offertes par le milieu urbain aux oiseaux pour leur nidification, leur reproduction et leur alimentation.

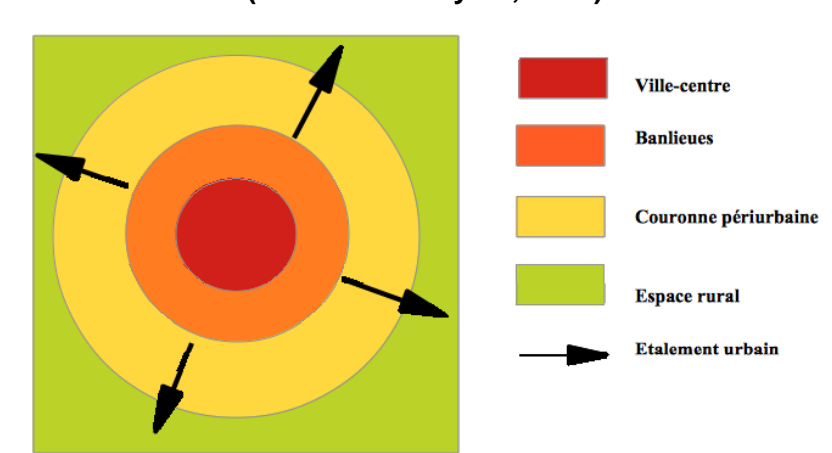
Un environnement, pour permettre à une espèce de vivre et de se reproduire, doit lui offrir des ressources adaptées. Il s'agit, pour les oiseaux, de lieux où ils peuvent s'abriter, dormir et installer un nid, de matériaux pour construire le nid et de nourriture couvrant des besoins alimentaires pouvant varier au cours de l'année et selon le stade physiologique. Le milieu urbain offre potentiellement toutes ces ressources, mais elles ne sont pas forcément adaptées aux oiseaux ou à certaines espèces d'oiseaux et ne sont pas réparties de manière uniforme.

A. L'inégale répartition des ressources du milieu urbain conduit les oiseaux à occuper préférentiellement certaines zones urbaines.

1. Description de l'organisation de la ville

D'après le site Géoconfluences (Bouron, 2022), la ville est un espace « à fort degré d'anthropisation, le lieu privilégié de la concentration des humains et de l'accumulation historique ». Elle se différencie du milieu rural par « une concentration cumulative de vivres et de richesses, par une accumulation verticale de l'habitat qui surélève progressivement le niveau des rues et du bâti, et par une densification humaine ». En France, d'après la définition de l'INSEE (INSEE, 2016), une unité urbaine est une commune ou un ensemble de communes qui comporte sur son territoire une zone bâtie comptant au moins 2.000 habitants où aucune habitation n'est séparée de la plus proche de plus de 200 mètres. En Amérique du Nord et en Europe, une unité urbaine est composée de 3 zones, comme représenté schématiquement sur la figure 19 : la ville-centre, les banlieues et le milieu périurbain (Anonyme, 2016). Quand l'unité urbaine est composée d'une seule commune (parce que les habitations des autres communes proches sont distantes de plus de 200 m), on parle alors de centre-ville, de zones périphériques résidentielles et de milieu périurbain. La ville-centre et les banlieues font partie du milieu urbain alors que le milieu périurbain est considéré comme un milieu à part.

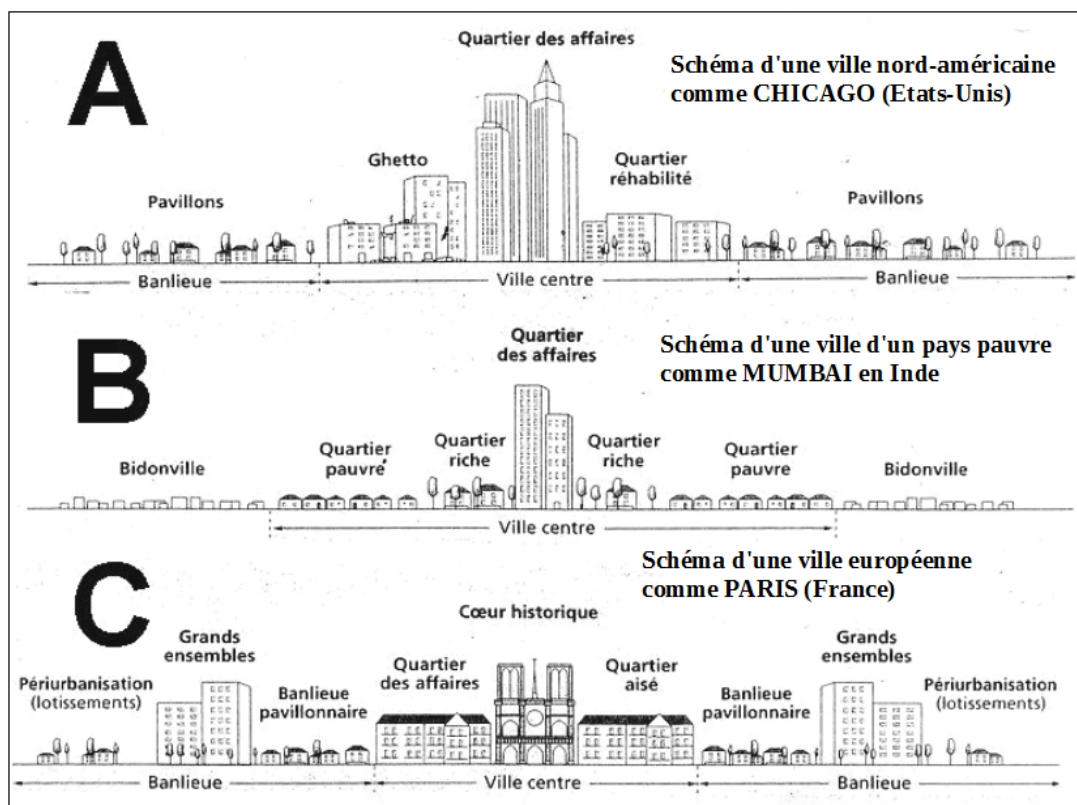
Figure 19 : Représentation schématique des différentes zones constituant une ville (source : Anonyme, 2016).



La densité humaine comme du bâti diminue de manière exponentielle avec la distance parcourue depuis le cœur de la ville-centre (Pumain, 2020). Au sein de chaque zone composant l'unité urbaine on retrouve des habitats humains, des voies de communication (rues, avenues, voie rapides, autoroutes, voies de chemin de fer) et des espaces verts avec des densités variables. Les villes-centres et les centres-villes abritent en plus de lieux résidentiels, les administrations, les commerces, les services, et parfois les quartiers d'affaire (Pumain, 2020). On y trouve un habitat regroupé en ensembles d'immeubles de taille et d'architecture variées, sauf dans les quartiers d'affaire caractérisés par la présence de gratte-ciels de plusieurs centaines de mètres. Les banlieues sont composées de communes urbanisées sous l'influence de la ville-centre et localisées à la périphérie suburbaine (contiguë) de cette ville-centre (Géoconfluences, 2005). Plusieurs types de banlieues existent : résidentielles, industrielles, commerciales, mixtes. On y trouve comme habitat des immeubles semblables à ceux de la ville-centre, des cités composées de hautes barres d'immeuble entourées d'espaces verts, et des pavillons avec ou sans jardin (Goglin, 2019). Les zones commerciales et industrielles se caractérisent par des bâtiments longs et larges, souvent à toit plat, entourés de parkings au sol artificialisé. Les villes de plus petite taille ne possèdent pas de banlieues mais des quartiers résidentiels périphériques contigus au centre-ville, à l'urbanisation semblable. Le milieu périurbain est un espace situé autour de la ville-centre où l'étalement urbain s'effectue « non pas en nappe continue mais en mosaïque avec une alternance d'espaces bâtis et d'espaces non-bâtis » (Géoconfluences, 2022). On y retrouve principalement comme forme d'habitation le lotissement pavillonnaire (ensemble de pavillons avec jardin de taille et d'architecture homogènes) mais on peut aussi y voir des petits immeubles, des quartiers résidentiels fermés, des noyaux villageois anciens. Le milieu périurbain accueille aussi bon nombre d'activités : surfaces commerciales, centres de recherche, zones d'activités diverses. Les espaces non bâtis occupent cependant une part importante des surfaces (Géoconfluences, 2022).

Les agglomérations des pays en voie de développement ne sont pas organisées comme les villes nord-américaines et européennes (figure 20). L'organisation est plutôt concentrique, avec une ville-centre entourée de bidonvilles. La ville-centre regroupe le quartier d'affaires, les commerces, les quartiers résidentiels des classes aisées et ceux des classes moyennes et inférieures ayant les moyens de payer un logement hors des bidonvilles (Goglin, 2019).

Figure 20 : Schéma de l'organisation des villes nord-américaine, européenne et des pays en voie de développement (source : Goglin, 2019).



De par son organisation, la ville n'est pas uniforme du point de vue de l'habitat humain, de la distribution des espaces verts, des zones industrielles et commerciales. La ville-centre (ou centre-ville), les banlieues (ou zones périphériques résidentielles) et le milieu périurbain n'offrent donc pas aux oiseaux les mêmes ressources tant sur le plan qualitatif que quantitatif.

2. Certaines caractéristiques et ressources du milieu urbain sont plus favorables aux oiseaux et influent sur leur abondance locale au sein des villes

a) Répartition des oiseaux en fonction de l'utilisation des surfaces urbaines

Donnelly et Marzluff (2006) ont montré que les communautés aviaires de la ville de Seattle aux Etats-Unis d'Amérique étaient significativement influencées par la surface occupée par les bâtiments d'origine humaine et par la structure de l'urbanisation. Par exemple, en moyenne, plus la surface de la canopée ou de la végétation au sol augmentait, plus les oiseaux étaient nombreux. Mais cet effet variait radicalement selon les espèces d'oiseaux. Ainsi, les espèces anthropophiles telles que le Moineau domestique ou l'Etourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*) s'avéraient plus abondantes quand les habitations étaient plus denses contrairement aux espèces forestières. Certaines espèces, comme le Merle d'Amérique (*Turdus migratorius*) ou le Grimpereau brun (*Certhia americana*), étaient absentes des zones dont plus de 52 % de la surface était artificialisée et d'autres, comme le Troglodyte des forêts (*Troglodytes hiemalis*)

ou le Junco ardoisé (*Junco hyemalis*), des zones disposant de moins de 9,8 arbres par hectare.

Dans la ville de Rennes (France), la diversité des populations aviaires augmentait avec la distance depuis le centre-ville (Clergeau *et al.*, 1998). La répartition des espèces d'oiseaux au sein de la ville dépendait notamment de leur régime alimentaire. Les insectivores étaient quasiment absents du centre-ville mais étaient présents dans les zones résidentielles périphériques situées autour du centre. Ils représentaient ainsi 1 % des espèces présentes en centre-ville, 30 à 40 % des espèces présentes dans les zones urbaines périphériques et 50 % des espèces dans les zones périurbaines. Les omnivores dominaient l'avifaune urbaine ; ils étaient très présents en centre-ville (soit 95 % des espèces présentes) et se raréfiaient dans les zones résidentielles périphériques (50 % des espèces présentes) et les zones périurbaines (30 % des espèces présentes). Dans la ville de Québec (Canada), le nombre d'oiseaux était maximal dans les zones résidentielles périphériques et minimal dans le centre-ville comme dans les zones récemment construites (Clergeau *et al.*, 1998). Par rapport à Rennes, les oiseaux y préféraient, en proportions bien plus importantes, les espaces verts et ouverts de la ville. La répartition des espèces d'oiseaux dépendait de leur régime alimentaire, comme à Rennes, mais aussi de leur statut d'indigène ou d'exotique. Les insectivores étaient absents du centre-ville et ne vivaient que dans les zones urbaines très végétalisées, les omnivores prédominaient dans toutes les zones (75 à 100 % des espèces présentes), les espèces indigènes vivaient dans les zones végétalisées (51 % des espèces présentes) et les espèces exotiques (introduites) se concentraient dans le centre-ville (99 % des espèces présentes).

b) Paramètres du milieu urbain influençant la présence et l'abondance des oiseaux

L'équipe de Bernat-Ponce *et al.* (2018) a réalisé des comptages matinaux de 5 minutes de moineaux domestiques, pendant et en-dehors de la période de reproduction, en 905 points aléatoirement distribués dans une rue, un parc public ou une cour d'école de 5 villes de la région de Valence et d'Alicante en Espagne. Chaque point correspondait à un cercle de 50 m de rayon et était décrit par 17 variables correspondant à un élément de structure urbaine (par exemple la hauteur moyenne des bâtiments), à un facteur anthropique (par exemple la quantité de piétons passant par ce point chaque minute) ou à une ressource de nourriture (par exemple la présence de poubelles). Il ressortait que 6 caractéristiques avaient un effet positif au moins à l'échelle d'une saison sur la présence du Moineau : leur présence en un point était ainsi associée (sans qu'une relation de cause à effet n'ait été mise en évidence) à une augmentation locale du nombre de Moineaux (tableau 12). Il ressortait également de cette étude que 4 caractéristiques avaient un effet négatif saisonnier sur la présence de moineaux : plus leur valeur en un point était élevée, plus faible était le nombre de moineaux observés localement (tableau 12). Les Moineaux semblaient privilégier les lieux possédant des espaces verts ou des arbres, des bâtiments anciens et/ou pas trop élevés ainsi que de nombreuses poubelles qui leur fournissaient alimentation et lieux de nidification potentiels, les rues étroites, et les rues peu fréquentées par les humains et leurs véhicules.

Tableau 12 : Caractéristiques du milieu urbain et des parcs publics urbains favorisant ou défavorisant la présence de moineaux domestiques dans des villes espagnoles (source : Bernat-Ponce *et al.*, 2018)

Caractéristiques du milieu	Favorise la présence ou l'absence des moineaux ?	Saisonnalité	Hauteur de la participation à l'effet observé
Présence de bâtiments de plus de 4 étages.	Absence	Toute l'année	7,1 à 16,6 % en fonction de la saison
Nombre important de piétons par minute	Absence	Toute l'année	5,7 à 18,7 % en fonction de la saison
Largeur importante des rues	Absence	Eté	5,6 %
Nombre important de véhicules par minute	Absence	Automne Hiver	13,9 % 10,1 à 11,9 % selon les hivers
Présence de poubelles dans les rues	Présence	Toute l'année	9,9 à 25,4 % selon la saison
Proximité d'un parc public	Présence	Toute l'année	8,9 à 33,4 % selon la saison
Présence de pelouse	Présence	Eté	6 %
Bâtiments construits avant 1950	Présence	Automne	20,6 %
Présence de terrains en friche	Présence	Automne	9,3 %
Présence d'arbres dans les rues	Présence	Hiver	6,9 %
Parc de grande surface	Présence	Eté	56,5 %
Présence de poubelles dans les parcs	Présence	Hiver	59,9 %
Présence de chiens traversant le parc avec leur propriétaire	Absence	Eté	43,2 %
Distance importante entre un parc et son parc le plus proche	Absence	Automne Hiver	99,3 % 29 %

L'équipe de White *et al.* (2005) s'est intéressée plus particulièrement à l'influence du type de végétation sur les communautés aviaires, en comptant les oiseaux présents sur plusieurs sites répartis dans 3 types de rues de Melbourne (Australie). Soixante espèces d'oiseaux indigènes et 7 espèces d'oiseaux introduites, comme le Moineau domestique ou le Merle noir (*Turdus merula*) ont été identifiées. Les résultats de ces observations sont rassemblés dans le tableau 13. Il en ressort que la diversité (nombre d'espèces) et l'abondance (nombre d'individus) aviaires diminuaient significativement quand la végétation proposée n'était pas originaire d'Australie. Cependant, le schéma n'était pas le même en fonction des espèces d'oiseaux. Les espèces autochtones vivaient préférentiellement dans les rues abritant une végétation indigène alors que les oiseaux introduits, en dépit de leur plus grand nombre dans les rues récentes à végétalisation débutante, ne semblaient privilégier aucun des types de végétation.

Tableau 13: Diversité et abondance des oiseaux en fonction du type de végétation présente dans les rues de Melbourne (source : White *et al.*, 2005).

	Rues à végétation indigène	Rues à végétation exotique	Rues récentes
Nombres de site	9 sites de 1 ha	9 sites de 1 ha	9 sites de 1 ha
Caractéristiques des rues	Rues résidentielles plantées d'arbres d'origine australienne : <i>Eucalyptus ficifolia</i> (<i>Corymbia ficifolia</i>), <i>Eucalyptus</i> à écorce de fer (<i>Eucalyptus sideroxylon</i>) et <i>Eucalyptus</i> moucheté (<i>Corymbia maculata</i>)	Rues résidentielles plantées d'arbres allochtones, importés en Australie.	Rues récemment aménagées, plantées d'arbustes ou d'arbres indigènes et exotiques n'ayant pas atteint l'âge adulte.
Diversité d'espèces (nombre d'espèces) #	15,2	8,6	8,9
Abondance d'oiseaux (nombre d'oiseaux) #	26,4	17	13,3
Nombre d'espèces d'oiseaux indigènes #	11,6	4,7	4,4
Nombre d'espèces d'oiseaux introduites	3,7	4,1	4,2

Les résultats présentés correspondent aux moyennes calculées à partir des observations dans chaque site d'un hectare. Le dièse # indique que les différences entre les 3 types de rue sont significatives.

c) Influence du statut socio-économique sur l'abondance des Moineaux domestiques

L'équipe de Bernat-Ponce *et al.* (2018) a montré que le statut-socio-économique des habitants d'un quartier contribuait à hauteur de 32 % à la présence des moineaux en automne dans les villes de la région de Valence et Alicante. Ceux-ci étaient plus nombreux dans les zones défavorisées que dans les zones habitées par les classes moyennes ou les plus riches. Cependant, ce schéma ne semble pas se reproduire dans toutes les villes et pour toutes les espèces d'oiseaux. A Sheffield, au Royaume-Uni, les populations aviaires les plus diversifiées étaient observées dans les quartiers occupés par les classes moyennes ou les zones périurbaines occupées par les classes aisées et les communautés aviaires les moins diversifiées se rencontraient dans les zones défavorisées et proches du centre-ville (Fuller *et al.*, 2008).

Le statut socio-économique d'une zone urbaine, en créant un certain type de paysage urbain, peut influencer l'abondance des moineaux domestiques et des autres espèces d'oiseaux. A Tiruchirappalli (Inde), le type d'habitations varie en fonction du statut socioéconomique des habitants : les zones défavorisées sont aménagées avec des maisons à toit de chaume ou de tuiles, les zones les plus riches avec des habitations en briques et celles des classes moyennes avec un mélange de ces différents types (Menon *et al.*, 2013). A Sheffield, les variations de la diversité de l'avifaune selon le statut socioéconomique des habitants (Fuller *et al.*, 2008) montrait que les zones défavorisées offraient des ressources qui satisfaisaient quelques espèces tandis que les zones habitées par les classes moyennes et

aisées procuraient des conditions favorables pour un plus grand nombre d'autres espèces. Les classes aisées de Sheffield, en particulier, s'avéraient plus enclines à nourrir les oiseaux (24,7 % de la population) que les classes les plus pauvres (5,6 % de la population) (Fuller *et al.*, 2008).

3. Les espaces verts publics et privés sont des lieux importants pour les oiseaux urbains

Chamberlain *et al.* (2007) ont essayé d'identifier l'habitat clé du Moineau domestique dans plusieurs villes du Royaume-Uni. Une prospection de 1223 zones de 1 km², choisies au hasard, où la couverture au sol du bâti variait, a été réalisée. Des citoyens volontaires participant au projet de la British Trust of Ornithology (équivalent anglais de la LPO) ou au projet Garden Bird Watch se sont vus attribuer 4 zones proches de leur domicile afin d'aller y compter le nombre de moineaux domestiques. Ces citoyens ont parcouru ces zones 4 fois pendant les étés et les automnes de 2003 et 2004, au cours des 2 heures suivant le lever du soleil, et ont noté le nombre de moineaux observés ainsi que le lieu d'observation. Les citoyens ont également récupéré des données sur chacune des zones leur ayant été attribuées. Pour décrire le plus précisément possible l'habitat des moineaux observés, chaque zone a été subdivisée en secteurs pour lesquels un type d'habitat parmi une liste de 13 types prédéfinis (« terres arables », « bâtiments commerciaux », « maisons avec jardin »...) a été défini. Il ressort des calculs et des analyses statistiques que les populations de moineaux les plus denses vivaient dans des jardins ouvriers, des jardins urbains mis à la disposition des citoyens pour cultiver fleurs, fruits et légumes (1,6 à 2 oiseaux/ha), et dans les zones résidentielles pavillonnaires avec ou sans jardin privé attenant aux maisons (1,5 à 2,3 oiseaux/ha et 1 à 1,4 oiseaux/ha respectivement). Les modèles statistiques utilisés par l'équipe indiquent que la présence de maisons avec jardin était un facteur clé de la présence de moineaux domestiques dans un quartier. De plus, dans un quartier donné, quand le rapport entre le nombre de maisons sans jardin et le nombre de maisons avec jardin augmentait, la probabilité d'observer des moineaux diminuait. Les jardins ouvriers et les maisons avec jardins, présents principalement dans le milieu périurbain, semblent représenter des lieux essentiels à la présence de moineaux domestiques.

Les parcs publics sont, eux aussi, cruciaux pour les moineaux domestiques. Comme mentionné plus haut (partie II.A.2.b, tableau 12) ils contribuent à la présence des moineaux dans un quartier urbain (Bernat-Ponce *et al.*, 2018). Leurs caractéristiques ont une influence sur la densité de moineaux qui y vivent. Bernat-Ponce *et al.* (2018) ont dressé une typologie, à l'aide de 21 variables (« hauteur de la végétation », « présence de poubelles », « présence de chats »), des parcs publics de cinq villes de la région de Valence et Alicante. Les moineaux étaient attirés par les parcs urbains qui leur fournissaient des ressources alimentaires, notamment *via* les poubelles et une superficie importante (plus d'aliments dans les parcs plus étendus), peu fréquentés par d'éventuels prédateurs et proches les uns des autres, formant une sorte de « trame verte » (tableau 12).

Une étude réalisée à Salamanque (Espagne) chez plusieurs espèces d'oiseaux complète les observations précédentes (Peris et Montelongo, 2014). Les auteurs ont réalisé un comptage du nombre d'oiseaux (en notant leur espèce) dans chaque parc de la ville en les parcourant pendant 2 saisons de reproduction (avril-mai) successives. Ils ont également récupéré quelques données sur chaque parc comme par exemple sa dimension ou son éloignement avec le parc le plus proche. Ils n'ont cependant pas répertorié de données sur les ressources alimentaires ou la fréquentation par les humains. Ils ont observé en tout 21 espèces différentes. Ils ont remarqué que plus un parc public était grand et sa couverture arborée (la surface au sol couverte par l'envergure des arbres) importante, plus l'avifaune

résidente était diversifiée (tableau 14). En analysant les résultats par espèce ils ont également remarqué que les caractéristiques du parc n'impactaient pas la présence de chacune d'entre elle de la même manière (tableau 14). Pour 4 espèces (Moineau domestique, Pie bavarde (*Pica pica*), Chardonneret élégant (*Carduelis carduelis*) et Pigeon ramier (*Columba palumbus*)) aucun paramètre n'a semblé avoir d'influence sur leur présence.

Tableau 14 : Variations de la diversité et de l'abondance dans les parcs publics de Salamanque en fonction de leurs caractéristiques (source : Peris et Montelongo, 2014)

Caractéristique du parc	Espèce	Effet sur l'espèce
Surface	Population aviaire générale	Explique à hauteur de 65 % le nombre d'espèces présentes
Couverture arborée		Explique à hauteur de 8,1 % le nombre d'espèces présentes
Distance avec le parc voisin		Aucune influence
Distance importante avec le parc voisin	Moineau friquet et Etourneau unicolore (<i>Sturnus unicolor</i>).	Augmente le nombre d'individus
Présence de buissons denses	Tourterelle turque (<i>Streptopelia decaocto</i>)	Augmente le nombre d'individus
	Pigeon biset	Diminue le nombre d'individus
Nombre d'arbres et de buissons	Verdier d'Europe (<i>Carduelis choris</i>)	Augmente le nombre d'individus

Les parcs publics et les jardins de particulier sont des lieux essentiels à la présence des oiseaux dans le milieu urbain car ils leur procurent une variété de lieux de nidification et d'aliments potentiels (tableau 15). Cependant, la forte proportion de végétaux d'origine exotique dans certains parcs et jardins (tableau 15) pourrait, au vu des résultats des travaux de White *et al.* (2005), nuire aux espèces d'oiseaux indigènes qui auraient alors tendance à les éviter (*cf.* partie II.A.2.b), ne pouvant plus s'y reproduire et s'y nourrir.

Tableau 15 : Diversité de la végétation des parcs et jardins des villes de 6 pays.

Auteurs	Lieu	Type d'espace vert	Diversité végétale	Proportion d'espèces végétales exotiques
Borysiak <i>et al.</i> , (2017)	Poznań (Pologne)	Jardins ouvriers	182 à 248 espèces végétales par jardin. Légumes cultivés, plantes ornementales, pelouses, plantes non domestiques. Nombreux végétaux qui poussent spontanément.	31 % en moyenne.
Çoban <i>et al.</i> , (2021)	Istanbul (Turquie)	Espaces verts publics et privés	606 taxons végétaux en tout. Diversité végétale plus importante dans les jardins botaniques.	Jardins privés : 71 % Parcs publics : 52 % Jardins botaniques : 54 %
Loram <i>et al.</i> , (2008)	5 villes du Royaume-Uni : Edimbourg, Cardiff, Oxford, Belfast, Leicester.	Jardins de particuliers	7 à 157 espèces végétales par jardin pour une moyenne de 57,6 espèces. La moitié des jardins possèdent des arbres de plus de 3 m ou des buissons.	63 à 68 % dans chaque jardin.
Marco <i>et al.</i> , (2008)	Lauris (petite ville du Sud-Est de la France)	Jardins de particuliers	973 espèces dans tous les jardins. Jardins plus grands et avec un plus grand nombre d'espèces dans les zones à densité humaine faible.	88 % en moyenne non originaires du bassin méditerranéen.
Fousséni <i>et al.</i> , (2019)	Atakpamé (Togo)	Espaces verts publics	1405 d'arbres de 67 espèces dans toute la ville.	Voirie : 73 % Jardins de bâtiments administratifs : 82 % Parcs publics : 90 %
Threlfall <i>et al.</i> , (2016)	Métropole de Melbourne (Australie)	Espaces verts privés et publics	1000 espèces dans toute la métropole. Diversité la plus importante dans les jardins de particuliers et les golfs, plus importante que dans les zones naturelles en friche de la zone rurale voisine.	67 % en moyenne

4. La perpétuelle transformation du paysage urbain perturbe les populations d'oiseaux

Une étude menée par Pauleit *et al.* (2005) dans l'aire urbaine de Merseyside, qui comprend notamment Liverpool (Royaume-Uni), a estimé la proportion du paysage urbain qui a été modifiée entre 1975 et 2000. Au cours de ces deux années, 11 quadrats de 500 m de côté ont été sélectionnés dans des zones résidentielles et dans chacun d'eux plusieurs petits carrés de 20 m de côté ont été définis. A chacun de ces derniers ont été affectés une modalité d'usage du sol, correspondant à celle observée majoritairement (par exemple « voies de communication », « jardin de particulier », « espace de loisirs »...) et un type de revêtement (par exemple « goudron », « pavés », « pelouse »...). L'évolution enregistrée par les auteurs en 25 ans, dans ces 11 zones était la suivante :

- la surface du bâti a augmenté de 4 % en moyenne (maximum de 16 %) ;
- la surface dédiée aux voies de communication a augmenté de 5 % ;
- la surface des terrains en friche a diminué de 3 % ;
- les surfaces végétalisées ont diminué de 5 %.

L'artificialisation du sol, l'augmentation de la surface bâtie et la disparition des terrains végétalisés ne sont pas des caractéristiques spécifiques de l'aire urbaine de Merseyside. L'Assemblée de Londres (l'assemblée élue de la collectivité territoriale du Grand Londres au Royaume-Uni) s'est notamment alarmé dans un rapport (London Assembly, 2005a) de l'artificialisation des espaces présents devant les maisons particulières (*front gardens* en anglais, figure 21). Même si ces surfaces ne représentaient qu'une toute petite partie des jardins des particuliers, elles correspondaient au final à 3 à 5 % de la surface de la métropole de Londres. En 2005, les deux tiers de ces jardins étaient recouverts par un revêtement autre que de la végétation, principalement du goudron et des pavés afin de permettre aux habitants d'y garer leur véhicule, ce qui équivaut à une surface de 32 km² (soit 22 fois la taille de Hyde Park à Londres) artificialisée ces dernières années. L'Assemblée de Londres s'est intéressée, dans un autre rapport, (London Assembly, 2006) à la disparition des jardins ouvriers. Entre 1997 et 2006, le nombre de sites dédiés aux jardins ouvriers a diminué de 4,2 %.

Figure 21 : Photographie d'un « front garden » de Londres (source : A New Garden London, 2013).



Au vu de l'importance (cf. partie II.A.3) pour les oiseaux des espaces végétalisés, leur disparition dans les villes en transformation pourrait nuire à leur présence en milieu urbain. Bernat-Ponce *et al.* (2020) ont démontré cette nuisance pour le Moineau domestique dans 4 villes des provinces d'Alicante et de Valence. Les auteurs ont réalisé des comptages de moineaux domestiques chaque été de 2015 à 2018 dans les parcs des villes sélectionnées, pendant 5 minutes en un même point de 50 m de rayon. Pour chacun d'entre eux, les différents substrats du sol ainsi que la surface qu'ils recouvraient ont été enregistrés chaque année, afin d'estimer la proportion des travaux réalisés (tableau 16). En 2015, avant le début des modifications, le nombre de moineaux domestiques était approximativement le même dans tous les parcs mais après la réalisation de travaux, leur nombre a diminué significativement plus dans les parcs réaménagés (tableau 16). Cette réduction de leur nombre était intervenue majoritairement au cours de l'été suivant les travaux, la population se stabilisant ensuite. Elle s'expliquait soit par de la mortalité soit par un déplacement des moineaux vers les rues adjacentes ou les parcs voisins. Étonnamment, les auteurs ont remarqué que le remplacement d'un sol abiotique* naturel (par exemple du sable, du gravier) par un sol artificiel a entraîné un déclin plus important que l'artificialisation d'un sol végétalisé.

Tableau 16 : Diminution du nombre de moineaux domestiques dans des parcs espagnols en fonction de la conservation ou de la modification de leurs substrats (source : Bernat-Ponce *et al.*, 2020).

	Parcs modifiés	Parcs restés intacts
Nombre de parcs entre 2015 et 2018	10	32
Proportion de surface de substrat naturel (pelouse, gravier, terre) remplacée par un substrat artificiel	16 %	0 %
Diminution du nombre de moineaux domestiques entre 2015 et 2018	60 %	15 %

B. Les lieux et matériaux utilisés pour la nidification en milieu urbain sont variés et présents en nombre suffisant mais menacés par la modernisation des villes

1. Le milieu urbain semble offrir des sites de nidification en quantité suffisante mais sa modernisation menace cette offre

Comme vu précédemment (cf. partie II.A) le milieu urbain est composé d'habitats humains très divers du point de vue de la taille et de l'architecture ainsi que d'espaces verts publics comme privés pouvant abriter une végétation également très variable. Cette mosaïque de micro-paysages permet potentiellement aux oiseaux de disposer d'un nombre assez important de site de nidification. Toutefois la disparition des espaces verts et des terrains en friche en faveur de nouvelles constructions humaines et l'architecture de ces nouvelles constructions menacent cette disponibilité.

a) Sites utilisés par les oiseaux pour nicher en milieu urbain

Indykiewicz (1991) a décrit à partir d'observations et de mesures effectuées sur 1232 nids, la taille, la forme, la localisation des nids de moineaux domestiques dans les zones urbaines, périurbaines et rurales de Pologne. Dans tous les milieux prospectés, l'auteur a observé des nids aménagés dans les trous des murs, dans les cavités des arbres, sous les tuiles des toits, dans les espaces présents entre les murs et les gouttières, sur les corniches en bois, mais certains sites de nidification du Moineau étaient exclusivement retrouvés en milieu urbain (figure 22). Les 5 sites représentés sur la figure 22 étaient par ailleurs très souvent exploités par les moineaux urbains, puisque 60,2 % d'entre eux y nichaient.

Figure 22 : Sites de nidification du Moineau domestique exclusivement retrouvés en milieu urbain (source : Indykiewicz, 1991).



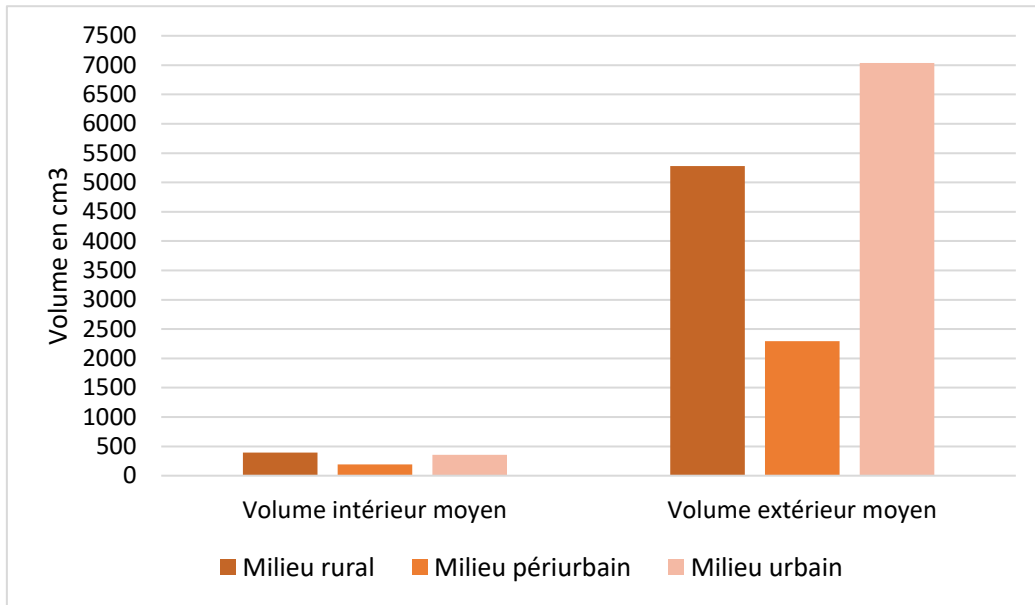
Légende :

- Image A : entre 2 descentes de gouttière murales
- Image B : dans les espaces laissés vacants entre le plafond et le toit des bâtiments à toit plat (accessible par les canaux de ventilation)
- Image C : au niveau des enrouleurs de stores et de volets des boutiques
- Image D : entre les enseignes lumineuses des boutiques et les murs
- Image E : au sein des enseignes lumineuses des boutiques

Pour rappel, le volume moyen du nid du Moineau domestique représente 306 cm³ pour sa partie intérieure et 4707 cm³ au total (Indykiewicz, 1991). Ce volume moyen connaît cependant des variations (figure 23). Dans les environnements urbains le Moineau aménage son nid dans des endroits plus spacieux et est donc moins contraint quant à la taille de celui-ci, lequel peut accueillir le même nombre d'oisillons qu'à la campagne.

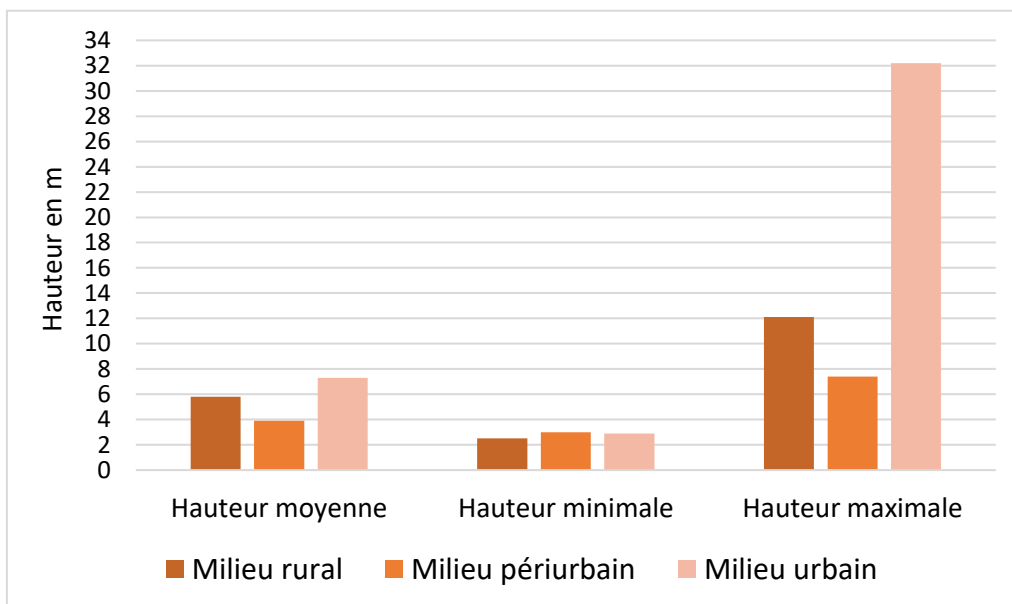
Le nid du Moineau domestique est construit à 5,7 m du sol en moyenne (Indykiewicz, 1991), mais hauteurs moyennes comme maximales peuvent varier significativement selon les environnements (figure 24). Le Moineau domestique s'adapte ainsi à la hauteur des bâtiments présents. Ainsi il installera son nid assez bas en milieu périurbain où les maisons dépassent rarement plus de 7-8 m; un peu plus haut dans la campagne où certains bâtiments s'élèvent davantage, les églises culminant à 15 m de haut; et encore plus haut dans les villes où certains bâtiments atteignent plusieurs centaines de mètres de haut (figure 24). Cependant, le Moineau n'installe pas son nid au sommet des bâtiments urbains les plus élevés, aucun nid n'ayant été observé au-delà de 32,2 m par Indykiewicz (1991).

Figure 23 : Volume intérieur moyen et volume extérieur moyen du nid du Moineau domestique polonais en milieu rural, en milieu périurbain et en milieu urbain (source : Indykiewicz, 1991).



La différence est significative entre les 3 milieux pour les 2 volumes.

Figure 24: Hauteurs moyenne, minimale et maximale auxquelles sont installés les nids des moineaux domestiques polonais en milieu rural, périurbain et urbain (source : Indykiewicz, 1991).



La différence est significative entre les 3 milieux pour la hauteur moyenne et la hauteur maximale.

Si les constructions urbaines offrent de nombreuses opportunités de sites de nidification dans les villes, elles ne satisfont pas toujours les besoins des oiseaux. Comme le montrent les études de Mason (2006) et Wotton *et al.* (2002), certaines espèces d'oiseaux nichant dans les cavités des façades privilégient des bâtiments plus anciens.

Mason (2006) a réalisé des travaux à Harwich (Royaume-Uni) et ses environs. Pendant le printemps 2003, il s'est rendu à 3 reprises sur chacun des 12 sites d'observation sélectionnés (centre historique médiéval, centre de la période victorienne, espaces verts de la ville, villages, fermes et campings) afin d'y compter le nombre d'oiseaux. Il a recueilli par ailleurs l'âge des bâtiments rencontrés dans chaque site. Ses résultats pour 4 espèces d'oiseaux, parmi les plus abondantes rencontrées, sont rassemblés dans le tableau 17. Ainsi, les moineaux domestiques étaient plus abondants près des bâtiments datant des années 1920 à 1930 et des années 1960 à 1970 qu'à proximité des bâtiments datant des années 1990.

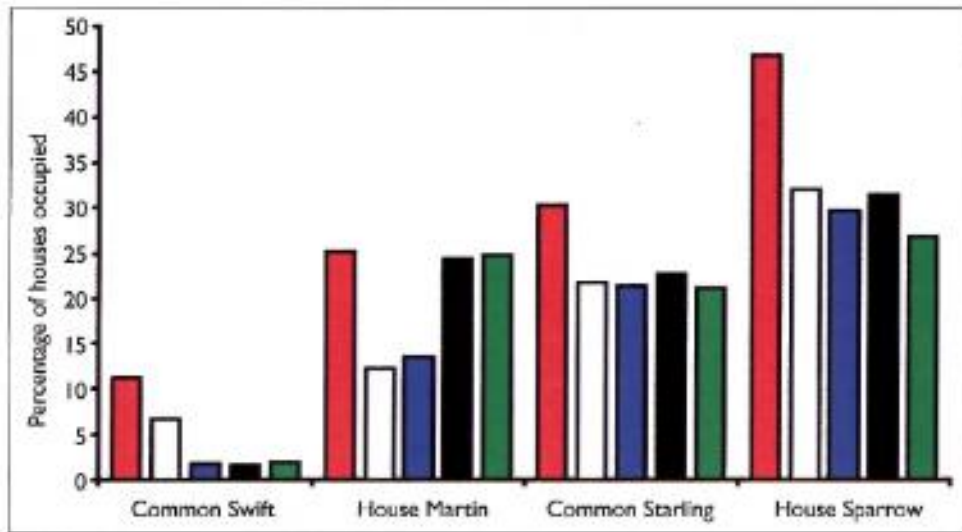
Tableau 17 : Période de construction des bâtiments où 4 espèces d'oiseaux sont les plus abondantes (source : Mason, 2006).

	Epoque médiévale	Epoque victorienne	Période d'entre deux guerres	Années 1960 et 1970	Années 1990
Moineau domestique			x	x	
Merle noir			x	x	x
Tourterelle turque				x	x
Etourneau sansonnet	x		x		x

La petite croix « x » indique les périodes des bâtiments où la population est plus dense qu'ailleurs.

L'équipe de Wotton *et al.* (2002), a interrogé près de 10.000 Anglais, propriétaires d'habitations, à l'aide d'un questionnaire écrit. Ceux-ci ont répondu à des questions portant sur la date de construction et le type de leur maison, et sur la présence éventuelle de nids de 4 espèces d'oiseaux dans leur bâtiment (Moineau domestique, Martinet noir (*Apus apus*), Hirondelle de fenêtre et Etourneau sansonnet). Le Moineau domestique, l'Etourneau commun et le Martinet noir occupaient significativement plus souvent les maisons les plus anciennes (datant d'avant 1919) et l'Hirondelle de fenêtre nichait sans distinction notable sur les maisons datant d'avant 1919, de 1965 à 1984 et d'après 1984 (figure 26).

Figure 25 : Proportion de bâtiments du Royaume-Uni occupés par le Martinet noir (Common Swift en anglais), l'Hirondelle de fenêtre (House martin), l'Etourneau sansonnet (Common starling) et le Moineau domestique (House sparrow) selon leur période de construction (source : Wotton *et al.*, 2002).



Les bâtiments sont représentés selon le code couleur suivant :

- rouge : bâtiment datant d'avant 1919
- blanc : bâtiment datant de 1919 à 1944
- bleu : bâtiment datant de 1945 à 1964
- noir : bâtiment datant de 1964 à 1984
- vert : bâtiment datant d'après 1984

b) Disponibilité des sites de nidification en milieu urbain

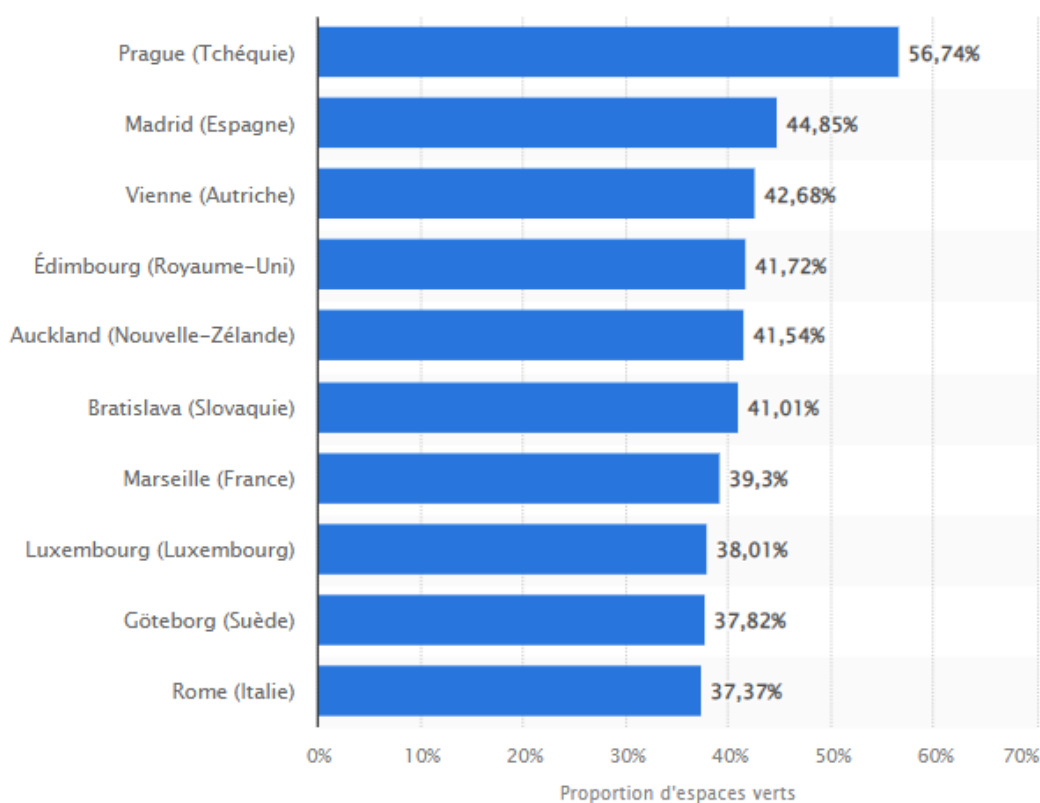
Pour expliquer le déclin du Moineau domestique dans les villes ces dernières décennies, de nombreux auteurs avancent comme hypothèse le manque de cavités, donc de sites de nidification appropriés pour cette espèce, en milieu urbain, sans toutefois le démontrer. Angelier et Brischoux (2019) ont tenté de le vérifier en évaluant le taux d'occupation de nichoirs par des moineaux domestiques dans un site rural et dans un site urbain. Si le taux d'occupation des nichoirs est faible, cela signifie qu'il y a peu de compétition et donc un nombre suffisant de sites de nidification pour la population. A l'inverse un taux d'occupation élevé serait associé à une compétition accrue rendant compte d'une disponibilité insuffisante de sites de nidification pour la population. Les auteurs ont installé, à 3 m de hauteur, 9 à 15 nichoirs sur des murs dépourvus de cavités, fréquentés par les moineaux, dans 5 sites ruraux similaires (ensembles de terres agricoles et de fermes) et répartis dans un rayon de 65 km en région Poitou-Charentes (France) et 6 sites urbains (association de maisons anciennes avec un toit en tuiles et de quelques bâtiments récents au milieu desquels se trouvaient de nombreux espaces verts publics) au sein de la ville de Niort. Pendant 6 ans, les auteurs ont relevé le taux d'occupation des nids par les couples de l'espèce d'intérêt. La taille de la population de moineaux vivant sur aucun des 11 sites n'étant pas déterminée, elle pouvait différer sans cependant être jamais nulle, et impacter le taux d'occupation des abris artificiels. Les résultats ont mis en évidence un déficit de sites de nidification satisfaisants en zone rurale mais pas en zone urbaine. Le fait que les populations urbaines de moineaux soient potentiellement plus réduites ne suffit pas à expliquer le phénomène observé. Une compétition pour l'occupation des nichoirs avec la Mésange bleue (*Cyanistes caeruleus*) ou la Mésange charbonnière (*Parus major*) non plus, puisque seuls 20 à 40 % des abris artificiels niortais étaient occupés par l'une

des 2 espèces compétitrices. Ces résultats ne permettaient pas de prédire ce qu'il en serait dans des villes de taille plus importante, ou d'architecture et d'urbanisme différents.

Quand plusieurs espèces utilisent dans un même espace des sites de nidification peu nombreux elles peuvent entrer en concurrence. Dans la ville de Mostardas (Brésil) Wagner (2012) a observé une agression par 5 moineaux domestiques mâles (espèce introduite au Brésil) de 3 conures veuves (*Myiopsitta monachus*, espèce indigène) au niveau d'un poteau électrique, lieu de nidification de 50 à 60 conures veuves. Trois agresseurs ont pu ainsi récupérer les cavités d'abord occupées, puis définitivement abandonnées par les psittacidés.

Pour les espèces nichant dans les arbres, certaines villes peuvent fournir un nombre important et suffisant de sites de nidification car elles disposent d'un nombre important d'arbres au bord des voiries et d'importantes superficies d'espaces verts publics arborés (figure 26, tableau 15). Par exemple, les parcs publics occupent 56,7 % de la superficie de la ville de Prague (République Tchèque) (Statista Research Department, 2022). La ville de Paris (France) possède 500 espaces verts publics qui couvrent une surface de 2300 hectares (Office du Tourisme et des Congrès de Paris, 2015). Les zones résidentielles et le milieu périurbain regorgent de jardins de particuliers où l'on retrouve également quantités d'arbres et arbustes (tableau 15).

Figure 26: Classement mondial des 10 villes ayant la plus grande proportion de leur surface occupée par des espaces verts publics en 2018 (sources : Statista Research Department, 2022).



L'importante disponibilité en arbres pour la nidification des oiseaux est attestée dans un parc de Rome (Italie). En visitant le parc Villa Doria Pamphili le matin au printemps, Dodaro et Battisti (2014) ont recensé sur 55 Cèdres du Liban (*Cedrus libanotica*) les cavités pouvant potentiellement accueillir un nid de Perruche à collier (*Psittacula krameri*) ou d'Étourneau sansonnet, et les ont inspectées. Les auteurs voulaient savoir si les perruches, espèce envahissante, pourraient empêcher les étourneaux, espèce autochtone, de nicher. Parmi les

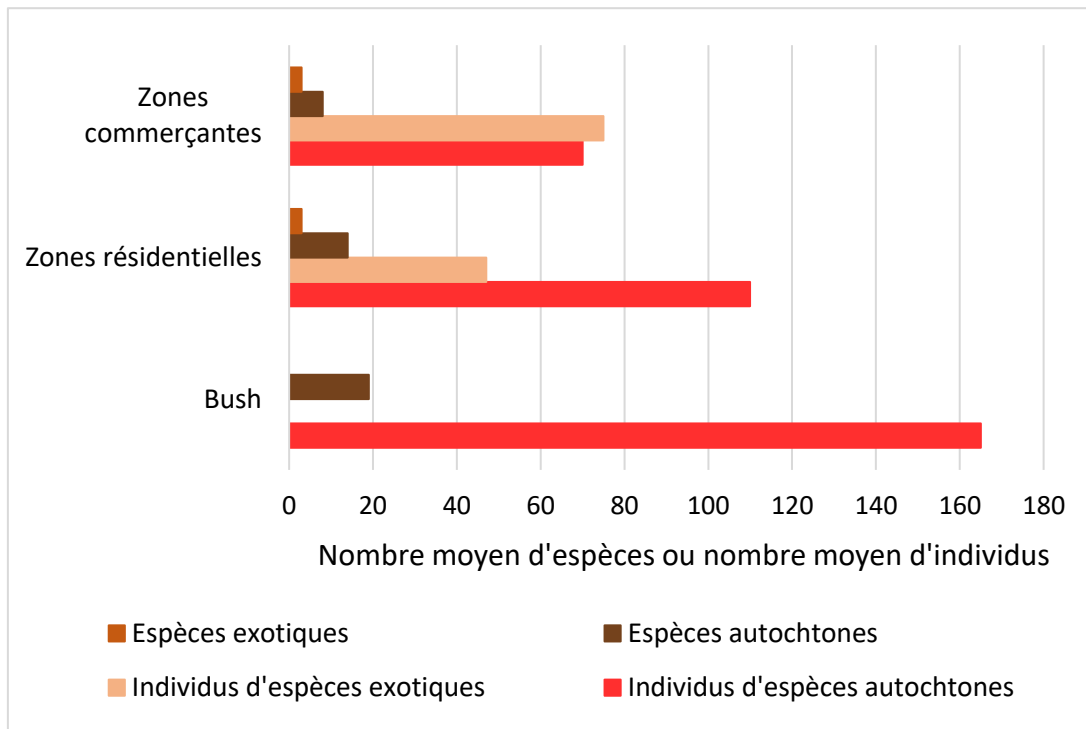
73 cavités recensées, 38,4% étaient habitées (Perruche à collier, Etourneau sansonnet ou Moineau domestique ; tableau 18). Ils ont observé une ségrégation spatiale des nids de perruches et d'étourneaux qui n'occupaient pas les arbres de la même manière (tableau 18). Quand le nombre d'arbres et de cavités était important, comme dans ce parc romain, les 2 espèces trouvaient un nombre de cavités suffisant pour nicher sans entrer en compétition ni se mélanger. Il restait même suffisamment de cavités pour d'autres espèces comme le Moineau domestique. Les étourneaux privilégiant les cavités situées à faible hauteur et les perruches étant beaucoup plus opportunistes, on peut imaginer que les étourneaux seraient davantage défavorisés en cas de faible disponibilité en cavités à moins qu'ils ne s'adaptent en changeant de stratégie dans ce cas.

Tableau 18 : Proportion de cavités de cèdres du Liban du parc romain Villa Doria Pamphili occupées par les perruches à collier et les étourneaux sansonnets et leurs caractéristiques (source : Dodaro et Battisti, 2014)

	Perruche à collier	Etourneau sansonnet
Proportion de cavités habitées occupées par l'espèce	32,1 %	57,1 %
Hauteur au sol moyenne des cavités occupées	8,2 m	5,4 m
Hauteur des arbres occupés	14,5 m	14,5 m

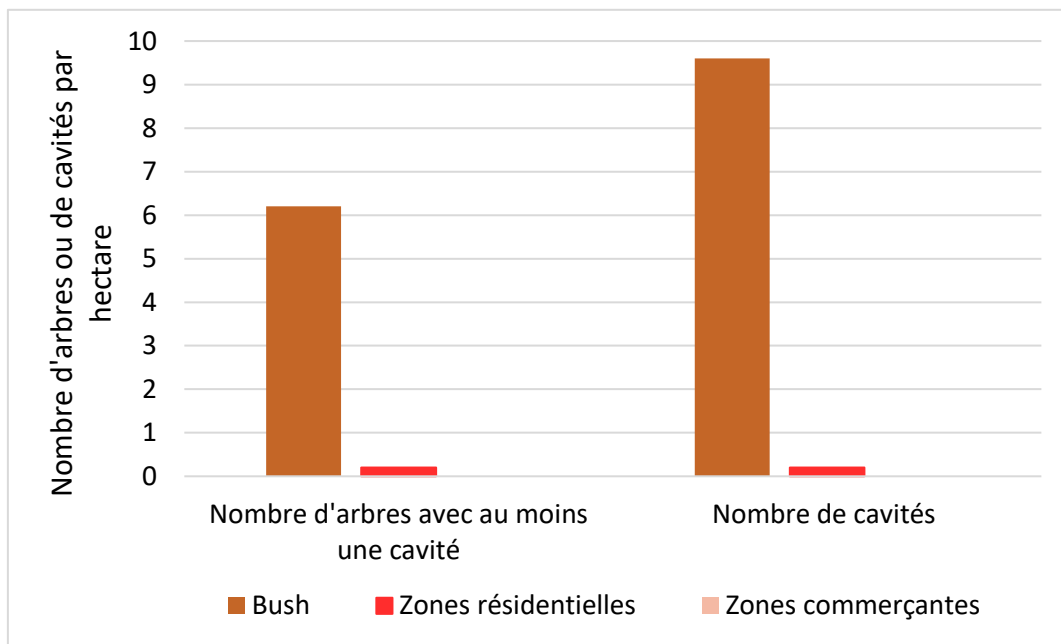
Dans certaines zones d'une ville voire à l'échelle de villes entières, le nombre de sites de nidification disponibles peut être insuffisant. Lowe *et al.* (2011) se sont intéressés à la façon dont le Martin triste (*Acridotheres tristis*) exploite le milieu urbain et interagit avec les autres espèces d'oiseaux nichant à Sydney (Australie). Il s'agit d'une espèce synurbique originaire d'Asie du sud, introduite à de multiples reprises en Australie entre le milieu du XIX^e siècle et le milieu du XX^e siècle, devenue très commune dans le sud et l'est du pays, au point d'être considérée comme envahissante. Les auteurs ont sélectionné 18 sites de 2 ha représentatifs de 3 habitats différents : zone de bush (savane australienne composée de broussailles et de forêts arbustives), zone résidentielle et zone commerçante. Si l'abondance globale des oiseaux dénombrés était similaire dans les 3 habitats, le nombre d'espèces, quant à lui diminuait significativement avec l'urbanisation du site (figure 27). Le nombre d'arbres présentant des cavités et le nombre de cavités différaient selon les sites (figure 28). Les martins tristes occupaient exclusivement les zones urbanisées, à l'instar de toutes les autres espèces exotiques présentes, mais étaient les seuls à nicher dans 50 % des cavités des arbres disponibles localement. Parmi les nids de martins tristes recensés, 80,5 % étaient installés au niveau de bâtiments (gouttières, sous des toitures, cavités, circuit de ventilation) et 19,5 % dans une cavité d'un arbre. Ces oiseaux semblaient donc s'adapter à l'environnement anthropisé en logeant dans des cavités artificielles plutôt que naturelles, souffrant ainsi moins de la raréfaction de ces dernières. A Sydney la compétition est plus rude en zone urbanisée qui possède très peu d'arbres par rapport à la zone de bush et cet état contribue à la fuite des espèces dépendantes des cavités naturelles.

Figure 27 : Nombre moyen d'oiseaux et nombre moyen d'espèces vivant dans les différentes zones de la ville de Sydney (source : Lowe *et al.*, 2011).



Chaque paramètre est significativement différent entre les 3 zones.

Figure 28 : Nombre d'arbres possédant au moins une cavité et nombre de cavités dans une zone urbaine de Sydney en fonction du paysage (source : Lowe *et al.*, (2011).



Il n'y avait pas de cavités dans les zones commerciales.

En conclusion, la disponibilité effective des sites de nidification dépend à la fois du tissu urbain local et des espèces présentes. Les espèces synurbiques, à l'instar du Martin triste et du Moineau domestique semblent plus avantagées, car quand les sites de nidification naturels viennent à manquer elles s'avèrent, contrairement aux autres, capables de nicher dans des sites artificiels caractéristiques du milieu urbain.

c) La modification des infrastructures humaines préexistantes et du paysage urbain menace les sites de nidification des oiseaux urbains

Le besoin constant de nouveaux logements génère à la fois une densification et une verticalisation de l'habitat humain. Des infrastructures sont construites à la place de terrains en friche et des bâtiments existants sont remplacés par d'autres plus grands tant en hauteur qu'en surface.

A Londres, par exemple, 89 % des terrains en friche (soit 2090 ha) font l'objet d'une planification d'urbanisation en cours (London Assembly, 2005b). Or, ils représentent des « espaces verts » en ville, lesquels abritent un grand nombre de ressources pour les oiseaux urbains (cf. partie II.A.3.). Un reportage de France 24 (Bertsch *et al.*, 2022) s'intéressant au déclin du Moineau domestique à Paris a évoqué la disparition, pour l'instant abrogée, d'un espace vert privé parisien, constituant un refuge, entre autres, pour des moineaux domestiques. Il s'agit d'une cour d'immeuble du 12^e arrondissement, végétalisée depuis 30 ans par des plantes ornementales. Un des murs de cette cour, haut de 15 m et large de 40 m, est entièrement recouvert par du lierre (*Hedera helix*), des hortensias grimpants (*Hydrangea petiolaris*) et des bambous (*Bambusa spp.*). Le toit de l'immeuble de 600 m² est également végétalisé. Olivier Païkine, chargé d'études en ornithologie à la LPO, a estimé la taille de la colonie de moineaux présente en ce lieu à 30-40 couples, ce qui est exceptionnel dans la capitale. Cet ensemble était voué à la destruction afin d'y bâtir 2 immeubles. L'avis défavorable de la LPO a abouti à l'annulation du projet suite à une décision judiciaire. Ce type de projet est tout à fait représentatif de la destruction de milieux urbains riches en ressources pour les moineaux et les autres oiseaux.

La verticalisation des villes, par l'élévation de la hauteur des bâtiments est un phénomène qui se développe depuis le XX^e siècle sur tous les continents (Bouron, 2021). En janvier 2015, le projet SKYLINE, lancé dans la métropole de Londres, consistait en la construction de 342 tours dont certaines de plus de 20 étages (Appert, 2015; Bernard, 2015). Depuis la fin des années 1990, des tours résidentielles dépassant 150 m de haut (soit plus de 50 étages) ont été construites dans le centre-ville de Tokyo (Japon) alors que les zones résidentielles étaient auparavant constituées de tours de 10 étages maximum ou de pavillons en bois. De plus, les tours du quartier d'affaires ont été réhaussées (Scoccimarro, 2017). Or, (étude de Bernat-Ponce *et al.* (2018), partie II.A.2.b) les moineaux domestiques privilégient les milieux urbains où les bâtiments sont les plus bas. L'augmentation de la hauteur des bâtiments urbains leur serait donc défavorable, tout comme à d'autres espèces d'oiseaux.

L'architecture des bâtiments urbains évolue avec les époques. Les façades des bâtiments ont tendance à être plus lisses et homogènes depuis la fin du XX^e siècle. Comme on le voit sur la figure 29, les façades de bâtiments datant du XIX^e siècle sont garnies de cavités, de corniches, de frontons, de rebords de fenêtres, de gouttières qui représentent autant de sites de nidification disponibles pour les oiseaux tels que le Moineau domestique. Comme on le constate sur les figures 30 et 31 tous ces éléments distinctifs disparaissent des façades de la plupart des bâtiments du XXI^e siècle. Certaines tours présentent des jardins en leur sommet, mais ils sont parfois trop haut perchés pour être fréquentés par les oiseaux urbains (figure 31).

Figure 29 : Immeuble de style haussmannien situé dans le 16^e arrondissement de Paris, datant de la seconde moitié du XIX^e siècle (source : Home Select, 2021)



Figure 30 : Immeuble situé passage Josseaume, 20^e arrondissement de Paris, datant de 2006 (source : Alba et al., 2020).



Figure 31 : Tours duo, situées rue Bruneseau, 13^e arrondissement de Paris, datant de 2022 (source : Alba *et al.*, 2020).

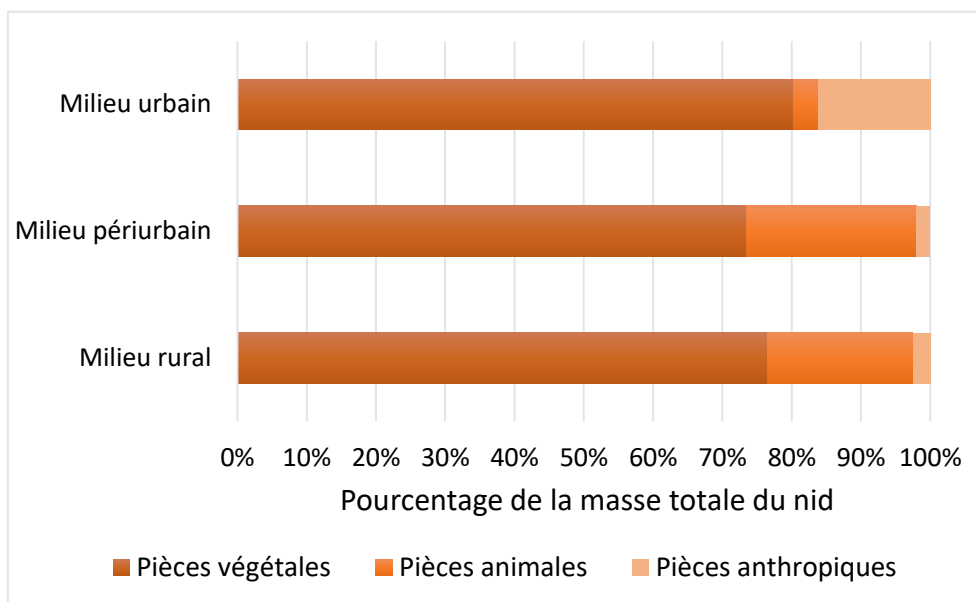


2. Les déchets anthropiques urbains représentent une source de matériaux utiles à la construction du nid

Les déchets d'origine humaine constituent, entre autres, une source de matériaux utiles à la construction du nid. En milieu urbain, les oiseaux peuvent y recourir en proportions plus importantes qu'ailleurs afin de compenser le manque de matériaux végétaux et animaux (Indykiewicz, 1991; Radhamany *et al.*, 2016) mais ce n'est pas toujours le cas (Townsend et Barker, 2014).

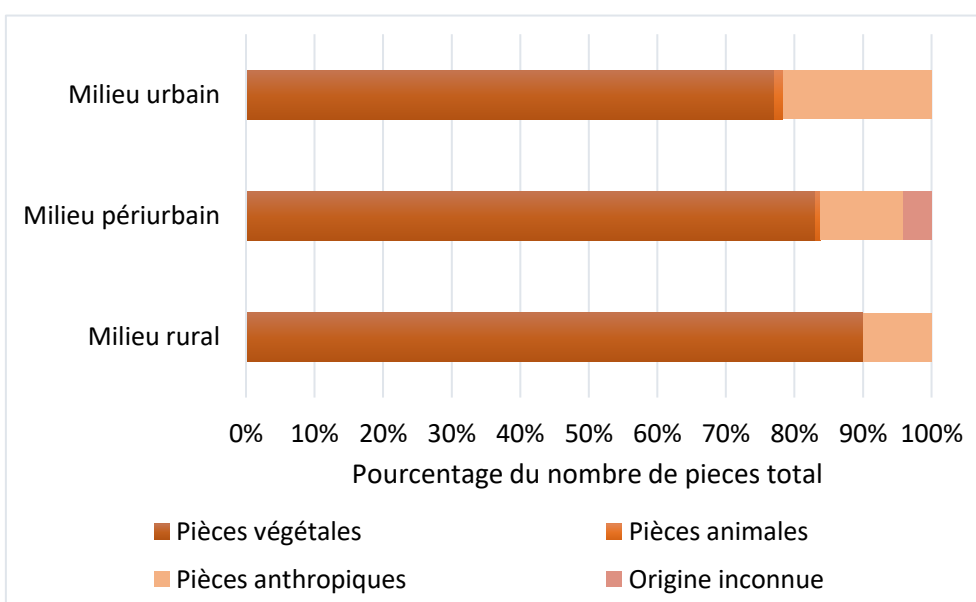
En Pologne, Indykiewicz (1991) a noté, à partir de la dissection de 1232 nids, que les matériaux d'origine anthropique étaient proportionnellement plus importants dans les nids urbains que dans les nids ruraux et périurbains et y remplaçaient les matériaux d'origine animale (figure 32). Les couples de moineaux citadins avaient également tendance à choisir plus souvent des matériaux anthropiques : ainsi 73 % des couples urbains incorporaient ce type de matériau dans leur nid contre 30 et 26 % de leurs conspécifiques ruraux et périurbains respectivement. L'auteur a noté l'emploi de 17 items anthropiques différents de nature variée comme des fils, bandes de tissus, papier, filtre et papier à cigarette, papier d'aluminium, chatterton, câbles...

Figure 32: Proportion de pièces végétales, animales et anthropiques, en pourcentage de la masse totale du nid, dans les nids de moineaux domestiques de Pologne (source : Indykiewicz, 1991).



En Inde, Radhamany *et al.* (2016) ont récupéré à l'issue de la saison de reproduction des nids de Moineau domestique à proximité d'une autoroute, traversant une ville (Coimbatore) mais aussi des zones périurbaines et la campagne environnante. Ils ont été disséqués pour récupérer les matériaux les composant. Plus le degré d'urbanisation était important, plus la quantité de pièces anthropiques augmentait et celle des items végétaux diminuait (figure 31). Les auteurs ont pu identifier comme matériaux utilisés par les oiseaux du papier, du plastique, du fil de coton, du jute, des pièces de coton et de fibre de coco.

Figure 33: Proportion de pièces végétales, animales et anthropiques, en pourcentage du nombre total de pièces, dans les nids de moineaux domestiques de la région de Coimbatore (source : Radhamany *et al.*, 2016).



Townsend et Barker (2014) ont quant à eux analysé les matériaux utilisés par les Corneilles américaines (*Corvus brachyrhynchos*) urbaines et rurales de la région de Davis (Californie, Etats-Unis d'Amérique) pour construire leur nid. La longueur cumulée de toutes les pièces de nature anthropique mesurant plus de 5 cm a été calculée pour chaque nid, mettant en évidence des valeurs supérieures dans les nids provenant de zones rurales (363,7 cm cumulés en zone rurale contre 163,6 cm cumulés en zone urbaine).

Certains de ces matériaux peuvent avoir des conséquences favorables pour les occupants des nids (élimination des ectoparasites présents dans le nid, augmentation du succès reproducteur), mais d'autres peuvent s'avérer préjudiciables pour leur santé.

Suárez-Rodríguez *et al.* (2013) se sont intéressés à l'effet des mégots de cigarettes sur le nombre d'ectoparasites présents dans le nid de Moineaux domestiques et de Roselins familiers (*Haemorhous mexicanus*), car les cigarettes contiennent, entre autres, des molécules insecticides. Les ectoparasites ont été récupérés à l'aide d'un appareil de Berlese (annexe 5) puis dénombrés. Les résultats ont montré que le nombre de parasites diminuait significativement quand la masse de cellulose de cigarette augmentait. Suárez-Rodríguez et Macías Garcia (2014) ont évalué le succès reproducteur et la santé des oisillons de couples de roselins familiers en enregistrant le nombre d'œufs pondus et éclos ainsi que le nombre de juvéniles à l'envol. Ils ont également pesé les oisillons entre l'âge de 13 et 15 jours, et mesuré la longueur de leur tarso-métatarse. Ils ont réalisé un frottis sanguin à partir de prélèvements sanguins obtenus chez des oisillons de 8 jours pour rechercher un effet génotoxique* éventuels sur les globules rouges. Leurs analyses ont suggéré que l'impact des mégots de cigarettes à court terme pour les oisillons était intéressant puisque le nombre d'ectoparasites diminuait et le succès reproducteur (en termes de nombres d'œufs éclos et de juvéniles à l'envol) s'améliorait quand la masse de cellulose de cigarette augmentait. Cependant, la santé des oisillons était spécifiquement détériorée par la présence des mégots car le nombre de globules rouges génotoxiques* augmentait avec la masse de cellulose de cigarette. Toutefois les érythrocytes (globules rouges) étant complètement renouvelés tous les 15 jours environ les juvéniles devraient reconstituer un stock de nouveaux globules rouges non génotoxiques* après l'envol du nid. Ni la masse ni la taille des oisillons n'étaient cependant modifiées par la présence de mégots.

Des couples reproducteurs de roselins familiers et moineaux domestiques ont été capturés à 4 moments de leur période de reproduction à Mexico (Suárez-Rodríguez *et al.*, 2017) : 15 jours après le début de la construction du nid, pendant l'incubation, à l'éclosion et quand les juvéniles étaient âgés de plus de 15 jours. Oiseaux et nid ont été traités de manière similaire au protocole précédemment décrit. Ni la masse, ni la taille des adultes n'ont varié en fonction de la masse de cellulose de cigarette pesée chez aucune des 2 espèces. Chez le Roselin familial, le nombre de globules rouges génotoxiques* des femelles augmentait avec la masse de cellulose de cigarettes mais pas chez les mâles. Cette différence n'est pas étonnante car c'est la femelle qui construit le nid et couve les œufs, le mâle ne faisant que nourrir sa compagne et sa progéniture. La génotoxicité* s'avérait maximale pendant la construction du nid et l'incubation, lorsque la femelle était de fait au contact des mégots puis diminuait. Chez le Moineau domestique, le nombre de globules rouges génotoxiques* augmentait chez les 2 sexes en proportion de la masse de cellulose de cigarettes. Celui des femelles était cependant plus important que celui des mâles pendant la construction du nid et l'incubation puis la situation s'inversait par la suite. Chez les roselins et les moineaux adultes, les mégots de cigarettes induisent donc une génotoxicité* des globules rouges par contact : c'est lorsque les parents sont le plus en contact avec le nid qu'ils sont davantage exposés aux effets toxiques et que la génotoxicité* de leurs globules rouges est la plus marquée.

Les pièces d'origine anthropique sont également dangereuses pour les oisillons car elles peuvent s'emmêler autour de leurs membres ou de leur cou, ce qui entraîne par la suite des strictions ischémiantes, voire des mutilations des extrémités ou leur mort. Townsend et Barker (2014) ont ainsi répertorié dans chaque nid de corneilles américaines urbaines et

rurales de la région de Davis le nombre d'oisillons piégés par les matériaux anthropiques de leur nid, notant s'ils étaient morts, enregistrant les mutilations observées et ont libéré ceux encore piégés. Ils ont constaté que 5,6 % de la totalité des oisillons étaient piégés par différents items (ficelles, cordes, rubans, pièces de vêtements, fil de pêche, filets, bandage de gaze, treillis métallique). Dix-huit pour cent d'entre eux avaient succombé et ceux qui survivaient grâce à l'intervention des parents ou des auteurs conservaient des mutilations comme des strictions autour du tarso-métatarse ou des malformations des doigts. De plus, aucun des oisillons touchés n'a réussi à atteindre l'âge de l'envol ou n'a eu la capacité de quitter le nid. La probabilité d'enchevêtrement était 7,5 fois plus élevée pour chaque mètre de matériel anthropique présent dans le nid. Les oisillons qui vivent dans des nids contenant proportionnellement plus de pièces anthropiques sont donc plus à risque de succomber ou de souffrir de mutilation que les autres oisillons.

C. Les ressources alimentaires urbaines, par leur qualité et leur distribution ont des conséquences physiologiques et comportementales chez les oiseaux

1. Ressources alimentaires présentes en milieu urbain et régime alimentaire des oiseaux urbains

Les ressources alimentaires en milieu urbain sont réparties en 3 catégories : les ressources naturelles, les déchets (ressources anthropiques involontairement mises à disposition des oiseaux) et le nourrissage (ressources anthropiques intentionnellement mises à disposition des oiseaux). Ces ressources n'offrent pas les mêmes ingrédients qu'en milieu rural, et modifient donc le régime alimentaire des oiseaux.

a) *Les ressources alimentaires naturelles présentes en milieu urbain*

Certaines villes comme Prague, Paris, Londres ou Atakpamé (Togo) disposent de nombreux espaces verts publics, de jardins ouvriers et de particuliers. Ces zones offrent une variété importante de végétaux, qui produisent graines et fruits dont se nourrissent les oiseaux granivores et omnivores comme le Moineau domestique (cf. partie II.A.3. tableau 15). Cependant, les espèces végétales exotiques peuvent représenter une forte proportion de la couverture végétale (tableau 15). Les oiseaux non habitués à ces espèces peuvent ne pas spontanément exploiter ces ressources alimentaires surtout lorsqu'il ne s'agit pas d'espèces synurbiques plus promptes à s'adapter au milieu urbain. La quantité d'aliments d'origine végétale disponible en ville s'en trouve donc limitée pour certaines espèces.

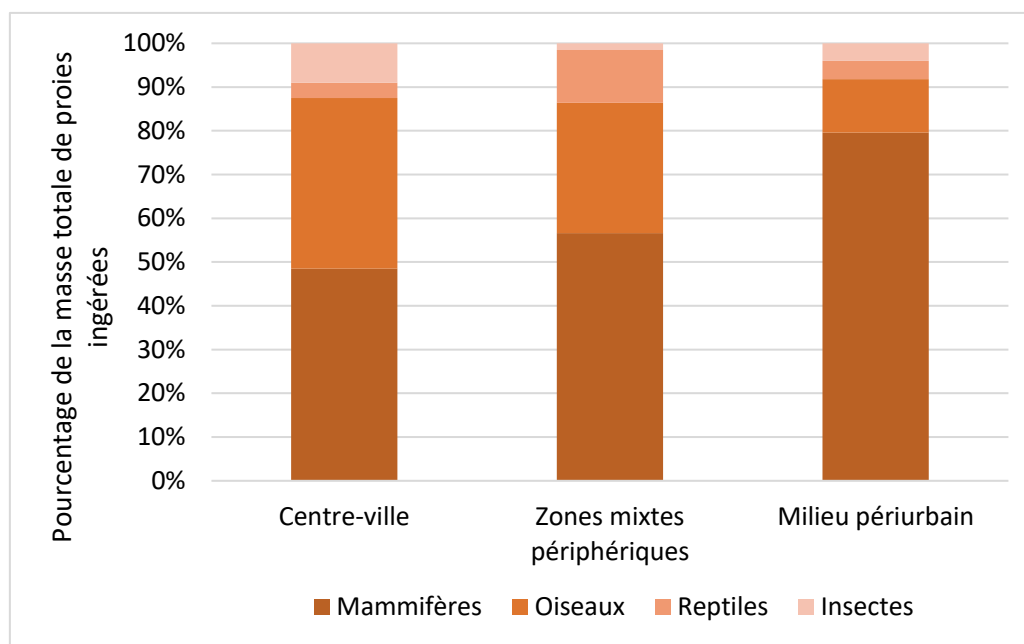
En plus des végétaux, parcs et jardins urbains sont des lieux riches en invertébrés. Smith *et al.* (2006) ont montré, qu'en été, les jardins de particuliers de la ville de Sheffield présentaient une microfaune composée de 22 taxons d'invertébrés. Ils ont ainsi capturé un nombre médian de 1260 individus par jardin. Les cloportes, crustacés isopodes, dominaient l'échantillon d'invertébrés terrestres cumulant 72,3 % de la masse d'invertébrés extraite du sol. Les mouches (sous-Ordre Brachycera), les guêpes parasitoïdes (famille des Ichneumonidae) et les coléoptères étaient les plus représentés parmi les invertébrés volants.

Toutefois, la quantité d'insectes en ville est moins importante qu'à la campagne. Par exemple, la masse d'insectes volants capturés en Allemagne et au Danemark à l'aide de filets disposés sur des toits de voiture était plus faible en milieu urbain qu'en milieu rural pour des trajets parcourus de même longueur (Svenningsen *et al.*, 2020). De plus, la quantité totale

d'insectes en ville a diminué ces dernières années. A Rome, entre 1885 et 1999 (Fattorini 2011) ont disparu 65 % des espèces de scarabées coprophages, 55 % des espèces de scarabées non coprophages, 32 % des espèces de Tenebrionidae et 42 % des espèces de Lépidoptères. De plus, les Arthropodes présents en ville et dont se nourrissent les oiseaux sont de plus petite taille qu'en milieu rural et leur procurent donc moins d'énergie et de protéines par proie. Seress *et al.* (2012), ont remarqué que les grosses proies de plus de 2 cm de large étaient capturées en plus faible proportion en milieu urbain par les moineaux domestiques pendant la phase de nourrissage de leurs oisillons.

La ville peut fournir quantité de proies aux oiseaux carnivores tels que les rapaces et les corvidés mais dans des proportions différentes en fonction du degré d'urbanisation et des taxons concernés (mammifères, oiseaux, insectes ou reptiles). Sumasgutner *et al.* (2014) ont cherché à estimer les proies disponibles pour le Faucon crécerelle (*Falco tinnunculus*) dans la ville de Vienne (Autriche). Des restes de proies et des pelotes de réjection ont été récupérés dans 37 nids et analysés en laboratoire. Plus on se rapprochait du centre-ville, plus le Faucon crécerelle ingérait d'oiseaux au détriment des Mammifères (figure 34).

Figure 34 : Proportion, en pourcentage de la masse totale ingérée, des différents types de proies ingérés par les faucons crécerelle de la métropole de Vienne (Autriche) (source : Sumasgutner *et al.*, 2014).



Les auteurs voulant évaluer la disponibilité des proies dans l'environnement, une équipe d'ornithologistes a inspecté 25 zones dans 3 milieux distincts : le centre-ville, les banlieues et le milieu périurbain. Ils ont compté le nombre d'oiseaux et posé des pièges pour capturer les rongeurs. Leurs résultats ont montré que les oiseaux de la taille du Moineau domestique étaient plus abondants en milieu périurbain et les oiseaux de la taille du Pigeon biset, plus nombreux en centre-ville. Les rongeurs ubiquistes étaient principalement des espèces nocturnes, moins accessibles aux rapaces diurnes comme le Faucon crécerelle. On retrouvait ainsi des micromammifères du genre *Apodemus*, des souris grises (*Mus musculus*), des rats bruns (*Rattus norvegicus*) et des campagnols roussâtres (*Clethrionomys glareolus*).

b) *Les déchets humains, sources de nourriture anthropique répandues en milieu urbain*

La présence de poubelles dans les rues constitue un des facteurs clés de la présence de moineaux dans une zone urbaine en participant à hauteur de 9,9 à 25,4 % à leur nombre (Bernat-Ponce *et al.*, 2018). Elles exercent un effet durable dans le temps sur la présence de cette espèce, bien qu'elles aient plus d'impact en hiver et en été. Les poubelles contribuent à hauteur de 59,9 % de la présence de moineaux dans les parcs en hiver.

Bernat-Ponce *et al.* (2022) ont confirmé l'importance des poubelles extérieures dans les rues en étudiant, dans 8 villes de la province de Valence (Espagne) et en hiver, leur exploitation par les moineaux selon qu'elles étaient enterrées ou non et en fonction de l'environnement périphérique. Les auteurs ont noté que les moineaux étaient fréquemment présents autour des poubelles, observés à proximité de 90 à 97 % de celles en surface et de 65 à 81 % de celles enterrées. Ils étaient également attirés par les poubelles quand d'autres sources de nourriture anthropique étaient présentes dans les environs. Ainsi, la présence de terrasses de bar ou de jardins privés était associée à une plus grande fréquentation des poubelles par les moineaux. Ils étaient, en revanche, moins attirés par les poubelles quand des sources de nourriture naturelle étaient disponibles dans l'environnement. Leur fréquentation décroissait ainsi lorsque des arbres se trouvaient à proximité.

Les restes de repas abandonnés par les humains représentent également une source de nourriture pour les oiseaux. En Suède, les terrasses de restaurants urbains ou ruraux peuvent attirer plusieurs espèces d'oiseaux (Haemig *et al.*, 2015). Ils ont observé sur l'ensemble des terrasses 13 espèces d'oiseaux et sur chaque terrasse un nombre maximal de 8 espèces. Dans chaque établissement les auteurs ont remarqué une espèce prédominante, c'est-à-dire regroupant plus de 51 % des individus présents. Le Moineau domestique était l'espèce la plus densément présente. L'exploitation des terrasses par les espèces en fonction du milieu fréquenté est résumée dans le tableau 19. Par exemple, le Moineau domestique fréquentait 40,6 % des restaurants urbains et 18,2 % des restaurants ruraux. On remarque ainsi que certaines espèces étaient prédominantes sur les terrasses du milieu urbain et d'autres sur celles du milieu rural.

Tableau 19: Proportion de terrasses de restaurant fréquentées par 8 espèces d'oiseaux en fonction du milieu (source : Haemig *et al.*, 2015).

	Pourcentage de terrasses urbaines fréquentées	Pourcentage de terrasses rurales fréquentées	Conclusion
Moineau domestique	40,6 %	18,2 %	Utilisation de la nourriture anthropique préférentiellement en ville
Moineau friquet	0 %	12,2 %	Utilisation de la nourriture anthropique préférentiellement en milieu rural
Bergeronnette grise (<i>Motacilla alba</i>)	0 %	36,4 %	Pas d'information sur la population suédoise pour conclure
Pinson des arbres (<i>Fringilla coelebs</i>)	0 %	6,1 %	Pas d'information sur la population suédoise pour conclure
Mésange charbonnière	0 %	18,2 %	Utilisation de la nourriture anthropique préférentiellement en milieu urbain
Choucas des tours (<i>Coloeus monedula</i>)	53,1 %	6,1 %	Utilisation de la nourriture anthropique préférentiellement en ville
Pie bavarde	3,1 %	3 %	Utilisation de la nourriture anthropique équivalente dans les 2 milieux
Pigeon biset	3,1 %	0 %	Vit en milieu urbain uniquement

c) Description de la pratique du nourrissage des oiseaux

Le nourrissage des oiseaux est une activité pratiquée dans de nombreux pays par un nombre important de foyers (tableau 20). Tous les foyers n'utilisent pas des mangeoires, déposant la nourriture à même le sol, ou sur des structures en hauteur non initialement destinées à recevoir de la nourriture (tableau 20). Les foyers qui distribuent de la nourriture aux oiseaux ne le font pas forcément toute l'année (tableau 21). Certains s'abstiennent pendant l'été, une saison considérée comme moins critique que l'automne et l'hiver en termes de besoins énergétiques des oiseaux (Cowie et Hinsley, 1988; Galbraith *et al.*, 2014; Horn et Johansen, 2013). Tous les particuliers ne nettoient et ne désinfectent pas le matériel qu'ils utilisent (tableau 22), ou n'emploient pas les produits adéquats ; seuls 20 % de ceux qui nettoient leur mangeoire utilisent du savon ou un détergent, 1,1 % utilisent du désinfectant seul, les autres n'utilisant que de l'eau chaude ou froide (Galbraith *et al.*, 2014).

Tableau 20: Proportion de foyers nourrissant les oiseaux sur leur propriété, fréquence de nourrissage et lieux de dépôt de nourriture utilisés

Etude	Lieu	Pourcentage de foyers nourrissant les oiseaux	Lieux de dépôt de la nourriture
Davies <i>et al.</i> , (2009)	Royaume-Uni	48 % des foyers et 51 % des foyers possédant un jardin	28 % des foyers et 23 % de foyers avec un jardin utilisent une mangeoire. Les autres déposent à même le sol.
Lepczyk <i>et al.</i> , (2004)	Etat du Michigan (Etats-Unis d'Amérique)	65,6 %	98 % utilisent une mangeoire (2,98 par foyer en moyenne) et les autres déposent au sol.
Galbraith <i>et al.</i> , (2014)	Ville de Nouvelle-Zélande	46,6 %	75 % déposent au sol 19,5 % utilisent des mangeoires 5,5 % déposent sur une barrière
Cox et Gaston, (2016)	Villes du Royaume-Uni	83 %	Pas d'information

Tableau 21 : Proportion de particuliers nourrissant les oiseaux chaque saison parmi ceux qui déclarent le faire au moins une fois dans l'année

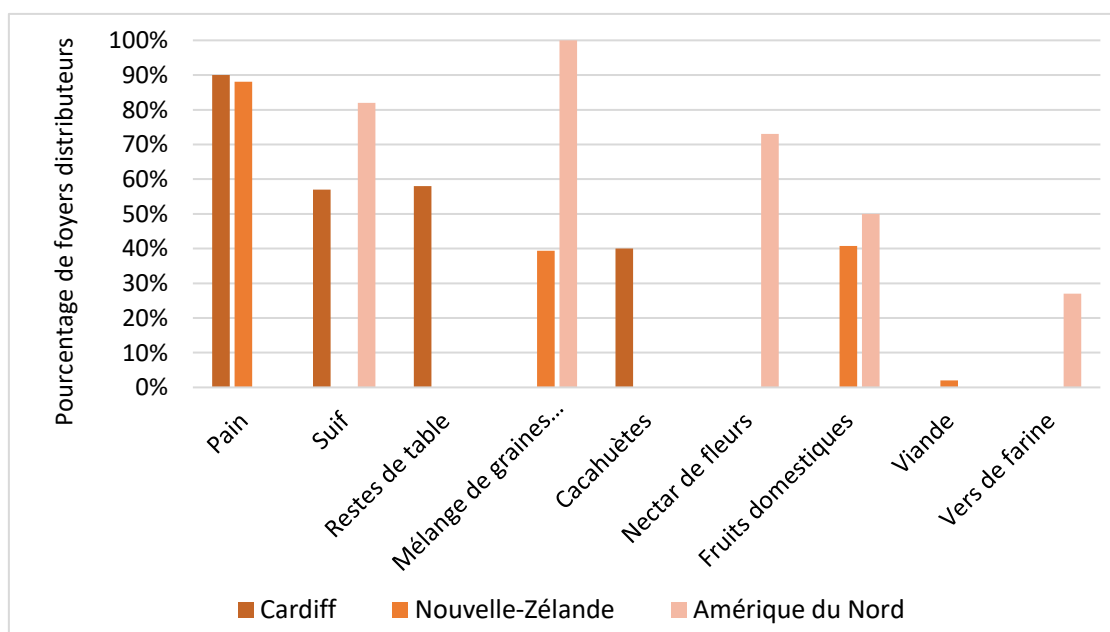
Etude	Lieu	Toute l'année	Hiver	Printemps	Été	Automne
Horn et Johansen, (2013)	Canada et Etats-Unis d'Amérique	84 %	95 %	94 %	86 %	84 %
Cowie et Hinsley, (1988)	Cardiff (Royaume-Uni)	Pas d'information	75 à 78 % selon les mois	38 à 62 % selon les mois	37 % tous les mois	42 à 66 % selon les mois
Galbraith <i>et al.</i> , (2014)	Nouvelle-Zélande	82,80 %	81 %	69 %	66 %	73 %

Tableau 22 : Fréquence de nettoyage du matériel utilisé pour nourrir les oiseaux

Etude	Lieu	Nettoyage quotidien	Nettoyage hebdomadaire	Nettoyage mensuel	Nettoyage annuel
Horn et Johansen, (2013)	Canada et Etats-Unis d'Amérique	0 %	23 %	37 %	32 %
Galbraith <i>et al.</i> , (2014)	Nouvelle-Zélande	8 %	43 %	20 %	9 %

Les aliments distribués sont peu nombreux et plus ou moins adaptés au régime alimentaire des oiseaux (Cowie et Hinsley, 1988; Galbraith *et al.*, 2014; Horn et Johansen, 2013). Les foyers néo-zélandais distribuent en moyenne 2,42 aliments différents (Galbraith *et al.*, 2014). Les aliments adaptés aux oiseaux sont les mélanges commerciaux contenant des graines de Millet commun (*Panicum miliaceum*), de Sorgo commun (*Sorghum vulgare*) et de Tournesol (*Helianthus annuus*) entre autres, les cacahuètes (fruit d'*Arachis hypogaea*), le nectar de fleurs, les fruits consommés par les humains (comme la pomme (*Malus domestica*), la poire (*Pyrus communis*)...), la viande et les vers de farine. Les aliments inappropriés pour les oiseaux sont le pain, le suif (distribués très fréquemment) et les restes de table. La proportion de foyers distribuant chacun de ces aliments est présentée dans la figure 35. Horn et Johansen (2013) ne mentionnent pas l'utilisation du pain en Amérique du Nord, ce qui est étonnant. Le questionnaire auquel ont répondu les volontaires ne devait pas le mentionner. Cowie et Hinsley (1988) n'évoquent pas les mélanges de graines commerciaux, qui sont cependant très utilisés par les particuliers. Les particuliers ne pensent pas toujours à proposer de l'eau, pourtant indispensable à disposition des oiseaux : c'est le cas de seulement un foyer sur deux à Cardiff (Cowie et Hinsley, 1988) et de 3 foyers sur 4 en Amérique du Nord (Horn et Johansen, 2013).

Figure 35: Pourcentage de foyers distribuant les types d'aliments majoritairement utilisés pour nourrir les oiseaux en Amérique du Nord, à Cardiff et en Nouvelle-Zélande (sources : Cowie et Hinsley, 1988 ; Galbraith *et al.*, 2014 ; Horn et Johansen, 2013)



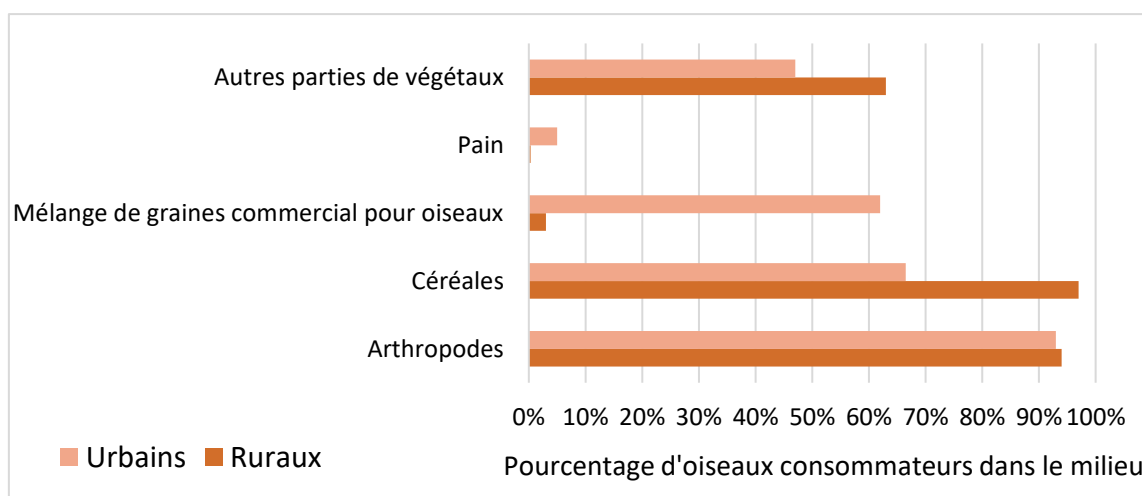
Le nourrissage intentionnel n'est pas pratiqué de manière équivalente dans les milieux urbains et à la campagne en Pologne (Tryjanowski *et al.*, 2015). En ville, les sites de nourrissages étaient respectivement 1,6 à 2 fois plus nombreux qu'en milieu rural. Dans le Michigan, les foyers urbains étaient moins nombreux à disposer de mangeoires mais les utilisaient en plus grand nombre que les foyers ruraux et périurbains.

Le nombre d'espèces d'oiseaux utilisant les points de nourrissage varie en fonction du pays. En Pologne, Tryjanowski *et al.* (2015) ont dénombré 51 espèces soit 25 de plus qu'en Nouvelle-Zélande (Galbraith *et al.*, 2014). Le Moineau domestique était l'espèce la plus commune dans plusieurs pays (Cowie et Hinsley, 1988; Galbraith *et al.*, 2014). Venaient ensuite le Merle noir, la Mésange charbonnière, la Mésange bleue, le Pigeon biset, le Corbeau freux (*Corvus frugilegus*), le Choucas des tours, le Moineau friquet, le Verdier d'Europe, la Tourterelle turque, et la Pie bavarde (Cowie et Hinsley, 1988; Galbraith *et al.*, 2014; Tryjanowski *et al.*, 2015). En Nouvelle-Zélande, l'espèce autochtone la plus fréquemment observée aux sites de nourrissage (mais derrière le Moineau domestique et le Merle noir, espèces allochtones) était le Zostérops à dos gris (*Zosterops lateralis*) (Galbraith *et al.*, 2014). Selon Cowie et Hinsley (1988) la consommation de nourriture aux sites de nourrissage de Cardiff (Royaume-Uni) était maximale en décembre et en mars et minimale de mai à juillet.

d) Proportion de nourriture naturelle et de nourriture anthropique dans le régime des oiseaux urbains

Gavett et Wakeley, (1986) ont étudié le régime alimentaire du Moineau domestique en Pennsylvanie (Etats-Unis d'Amérique) en milieu urbain et en milieu rural entre avril et juillet. Les auteurs ont constaté des différences entre moineaux ruraux et urbains (figure 36). Les premiers se nourrissaient essentiellement de céréales, de végétaux et d'Arthropodes et laissaient de côté la nourriture anthropique (seulement 0,3 % des oiseaux consommaient du pain) alors que les derniers ingéraient céréales, arthropodes, végétaux et nourriture anthropique. Les graines commerciales pour oiseaux représentaient le volume de nourriture le plus important dans les régurgitations des moineaux urbains alors qu'il s'agissait des céréales dans le cas de leurs conspécifiques ruraux.

Figure 36 : Pourcentage de moineaux consommant chaque catégorie alimentaire en fonction de leur milieu de vie (source : Gavett et Wakeley, 1986).



Céréales : Maïs, Avoine commune, Blé tendre (*Triticum aestivum*). Mélange de graines commercial : Millet, Sorgho commun, Tournesol. Autres parties de végétaux : tiges, feuilles, anthères, racines.

O'Leary et Jones, (2006) se sont intéressés au régime alimentaire de la Pie australienne (*Gymnorhina tibicen*) dans le milieu périurbain de Brisbane (Australie). Ils ont observé 20 couples de pies bagués et sexés. Parmi elles, 12 (« pies nourries ») fréquentaient régulièrement des jardins de particuliers où étaient distribué quotidiennement un mélange de 78 % de viande et restes de table carnés (bœufs, saucisse, jambon, bacon) et de 22 % de pain et fromage. Les 8 autres (« pies témoins ») n'en fréquentaient pas. Ils ont également observé l'approvisionnement en nourriture des oisillons, et relevé le type et la quantité de nourriture délivrée. Les résultats ont montré que la nourriture d'origine naturelle (non issue des déchets ou des particuliers) composait la majorité du régime alimentaire des couples, mais que les « pies nourries » en consommaient significativement moins que les autres (tableau 23). Les 2 groupes de pies consommaient le même nombre d'aliments tout au long de la journée mais pas de la même manière : les « pies témoins » se nourrissaient proportionnellement davantage le matin et à la mi-journée que les « pies nourries » (tableau 23). La nourriture naturelle composait majoritairement le régime alimentaire des oisillons, même si les « pies nourries » procuraient significativement plus d'items de nature anthropique à leur progéniture que les autres (tableau 23). La quantité d'aliments apportés aux oisillons était la même dans les 2 groupes (tableau 23).

Tableau 23 : Quantité d'aliments ingérés et proportion de nourriture d'origine naturelle ingérée par des Pies australiennes du milieu périurbain de Brisbane et leurs oisillons, selon qu'elles soient nourries ou non par des particuliers (source : O'Leary et Jones, 2006)

Caractéristiques du régime	« Pies témoins »	« Pies nourries »
Quantité d'aliments ingérés par les adultes (nombre d'items par minute)	Matin : 1,5 # Mi-journée : 0,9 Après-midi : 0,8	Matin : 0,5 Mi-journée : 0,7 Après-midi : 0,6
Proportion de nourriture d'origine naturelle ingérée par les adultes	92 % #	76 %
Quantité d'aliments apportée à la progéniture (nombre d'items par tranche de 30 minutes)	16	13
Proportion de nourriture d'origine naturelle ingérée par les oisillons	97 % #	68 %

Le dièse # indique que la différence est significative entre les 2 groupes de pies.

2. Disponibilité des ressources alimentaires urbaines pour les oiseaux

a) *La dispersion des espaces verts restreint l'accès aux ressources alimentaires en milieu urbain et soumet les oiseaux à un stress alimentaire en cas de besoins spécifiques.*

Le milieu urbain ne semble, pas sur le long terme, restreindre le Moineau domestique sur le plan énergétique, puisque la condition corporelle des individus urbains est identique à celle des moineaux ruraux (cf. partie I.C.2.a) Cependant, lorsqu'il requiert davantage d'énergie et/ou des nutriments spécifiques, les ressources alimentaires qu'il peut trouver en ville pourraient ne pas suffire. C'est le cas par exemple lors de la mue (Vangestel *et al.*, 2010).

Treize populations belges de moineaux domestiques ont été suivies par Vangestel *et al.*, (2010) en les équipant des radio-transmetteurs. Elles vivaient soit dans la ville de Gand, soit en périphérie de cette ville (milieu périurbain) soit dans une zone rurale distante de 12 km. A Gand, les haies et buissons étaient plus dispersés dans les deux autres milieux. Grâce aux données GPS, les auteurs ont pu déterminer la taille et la composition du domaine vital* de chaque individu. Par ailleurs, 206 individus issus de ces 13 populations ont été capturés et leur 5^{ème} rectrices* gauche et droite prélevées pour compter et mesurer, sur chaque plume, les barbes*. Chaque barbe* correspond à 24 heures de la vie du Moineau pendant sa mue et sa largeur est associée aux conditions nutritionnelles pendant ce même laps de temps : plus elle est étroite plus les conditions nutritionnelles correspondantes étaient limitées pendant sa mue.

Contrairement à ce qu'avait montré Meillère *et al.* (2017) chez des moineaux français (partie I.D.2), les moineaux belges urbains en mue se sont avérés être davantage restreints sur le plan énergétique pour produire des plumes de qualité. Dans cet environnement, plus les domaines vitaux* étaient étendus et la densité de haies et de buissons importante, plus les barbes* étaient larges. Les auteurs en ont conclu que le comportement alimentaire des moineaux urbains était lié à la distribution de la végétation. Quand les haies et buissons étaient dispersés, les moineaux urbains semblaient soumis à un stress nutritionnel pendant la mue. Certains individus urbains augmentaient la taille de leur domaine vital*, en quête de nouvelles ressources alimentaires. Mais ces déplacements chronophages diminuaient le temps dédié à la recherche de nourriture, rendant celle-ci moins performante. Ils dépensaient ainsi plus d'énergie pour ingérer la même quantité de nourriture. L'extension du domaine vital* permettrait ainsi d'améliorer leur apport nutritionnel et la qualité de leurs plumes sans leur permettre d'atteindre néanmoins les performances de leurs conspécifiques ruraux et périurbains.

b) *Compétition entre oiseaux urbains pour accéder aux ressources alimentaires*

Skórka *et al.* (2016) ont voulu savoir si la présence d'oiseaux utilisant les mêmes ressources alimentaires que les Moineaux domestiques et les Moineaux friquets affectaient leur présence. Les auteurs ont compté le nombre de moineaux domestiques, de moineaux friquets, de pigeons bisets, de pigeons ramiers et de tourterelles turques dans 60 sites de 25 ha situés dans les quartiers résidentiels de Poznań (Pologne). Ces 3 Colombidés sont des espèces granivores qui concurrencent ainsi les moineaux sur une partie de leurs ressources alimentaires. Ont également été comptabilisés les nombres de points de nourrissage, de

poubelles, de terrasses de cafés et de restaurants présents sur ces sites pour estimer la quantité de ressources alimentaires anthropiques disponible.

Contrairement à ce qui était attendu les moineaux domestiques nichaient dans des zones densément peuplées par les Colombidés. Le partage des mêmes ressources alimentaires même limitantes ne leur semblaient pas préjudiciables, les Colombidés pouvant jouer favorable d'indicateurs de points d'alimentation et de la présence de prédateurs. Les deux taxons cohabiteraient ainsi pour optimiser la recherche de nourriture et leur vigilance face aux prédateurs ; elles pourraient aussi se répartir les ressources alimentaires en relation avec leurs tailles respectives. Les 2 espèces de moineaux seraient par contre en compétition pour les ressources alimentaires puisqu'elles ne cohabitaient pas dans les zones faiblement dotées en points d'alimentation mais étaient simultanément présentes dans les zones où les points d'alimentation étaient nombreux.

Lowe *et al.* (2011) ont cherché à savoir si les martins tristes entraient en compétition avec 2 autres espèces autochtones se nourrissant au sol, le Rhipidure hochequeue (*Rhipidura leucophrys*) et la Gralline pie (*Grallina cyanoleuca*). Même s'ils fréquentaient les mêmes sites en quête de nourriture, les interactions agonistiques* envers ces 2 espèces (tableau 24) étaient limitées. Le Martin triste, espèce envahissante, n'est clairement pas l'espèce la plus agressive envers les espèces autochtones. Chez le Rhipidure hochequeue on peut même dire que la compétition est surtout intraspécifique.

Tableau 24 : Interactions agonistiques entre des martins tristes, des rhipidures hochequeue et des grallines pies en recherche de nourriture à Sydney (source : Lowe *et al.*, 2011).

	Grallines pies	Rhipidures hochequeue
Présence de martins tristes dans un rayon de 10 m	50 % des sites	20 % des sites
Présence de martins tristes recherchant de la nourriture	8 % des sites	17 % des sites
Proportion d'interactions initiées contre un martin triste	0 %	0 %
Proportion d'interactions initiées par un martin triste	0 %	16,6 %
Proportion d'interactions interspécifiques initiées par une autre espèce	14,2 % par des rhipidures hochequeue 43% par d'autres espèces	0 %
Proportion d'interactions intraspécifiques	42,8 %	83,4 %

c) *Compétition au niveau des points de nourrissage pour accéder à la nourriture distribuée*

(1) **Compétition entre les passereaux**

Wojczulanis-Jakubas *et al.* (2015) ont évalué l'intensité des interactions agonistiques* interspécifiques entre passereaux autour d'une mangeoire disposée dans un jardin de la ville de Rumia (Pologne). Ils ont noté des interactions agonistiques* entre 7 espèces de passereaux (tableau 25).

Tableau 25 : Proportion d'interactions agonistiques initiées et gagnées face à un individu d'une autre espèce au niveau d'une mangeoire (source : Wojczulanis-Jakubas *et al.*, 2015).

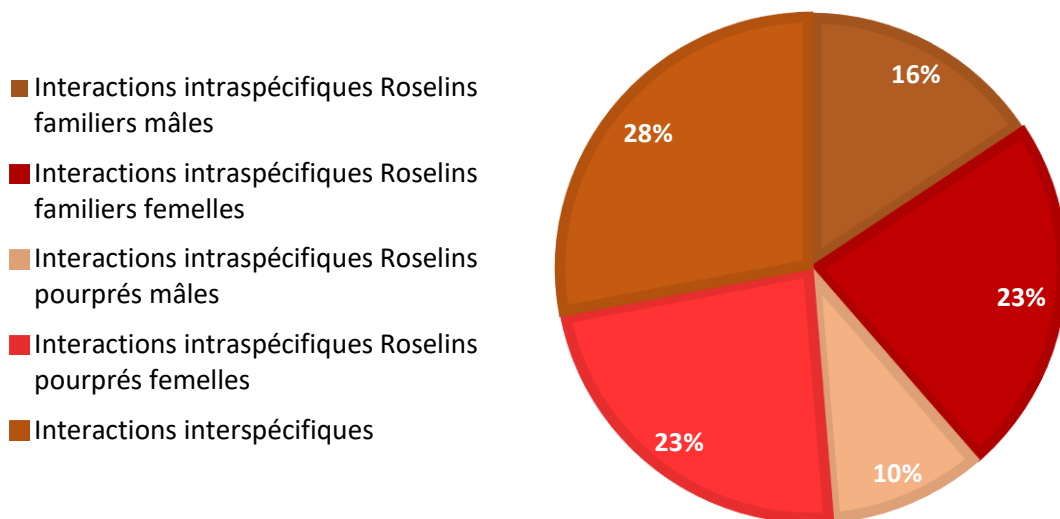
	Gros-bec casse-noyau	Verdier d'Europe	Chardonneret élégant	Pinson du Nord (<i>Fringilla montifringilla</i>)	Mésange charbonnière	Mésange bleue	Tarin des aulnes (<i>Spinus spinus</i>)
Proportion (en %) d'interactions initiées par un Gros-bec casse-noyau		87	100	100	0	0	90
Proportion (en %) d'interactions initiées par un Verdier d'Europe	13		79	80	77	95	90
Proportion (en %) d'interactions initiées par un Chardonneret élégant	0	21		62	68	95	61
Proportion (en %) d'interactions gagnées par un Gros-bec casse-noyau		98	100	100			98
Proportion (en %) d'interactions gagnées par un Verdier d'Europe	2		78	66	65	95	90
Proportion (en %) d'interactions gagnées par un Chardonneret élégant	0	22		56	67	100	59

Les cases grisées correspondent à des interactions non mesurées ou non observées.

Les auteurs concluent qu'une compétition existe bel et bien entre les passereaux autochtones de taille similaire au niveau d'un point de nourrissage urbain où la quantité de nourriture n'est pas illimitée et qu'elle s'amplifie avec le nombre d'oiseaux présents. Ils notent également que certains passereaux sont plus compétitifs que d'autres et que cela peut s'expliquer par leur taille. Les gros-becs casse-noyaux (*Coccothraustes coccothraustes*) plus agressifs, s'imposaient le plus souvent mais étaient également les plus gros oiseaux observés à la mangeoire, alors que les chardonnerets élégants moins souvent victorieux étaient également les plus petits.

Shedd (1990) s'est intéressé aux interactions agonistiques* intraspécifiques et interspécifiques impliquant Roselins familiers et Roselins pourprés (*Haemorhous purpureus*) survenant en hiver au niveau d'une mangeoire installée dans un jardin de particuliers aux Etats-Unis d'Amérique. La fréquence des interactions agonistiques* interspécifiques s'est avérée significativement moins importante qu'attendu alors que les interactions intraspécifiques agonistiques* ont suivi un schéma inverse (figure 37). Il existait clairement une compétition intraspécifique importante chez ces deux espèces de roselins au niveau des mangeoires, bien plus importante que celle opposant des roselins d'espèces différentes, qui par ailleurs s'avérait défavorable au Roselin pourpré. Les femelles semblaient également dominer les mâles de leur espèce.

Figure 37 : Proportion d'interactions agonistiques intraspécifiques et interspécifiques au niveau d'une mangeoire chez des Roselins familiers et des Roselins pourprés (source :Shedd, 1990).



(2) Compétition entre les passereaux et les oiseaux de plus grand gabarit

Parsons *et al.* (2006) se sont intéressés à la présence de petits oiseaux dans les jardins des zones périurbaines de Sydney (Australie) et au rôle potentiellement dissuasif que pourraient exercer certaines espèces aviaires sur les premiers. Le Rhipidure hochequeue et le Méliphage bruyant (*Manorina melanocephala*) étaient les 2 espèces de passereaux les plus fréquemment observées. Le Rhipidure hochequeue était toutefois significativement moins observé dans les jardins où étaient présents des méliphages bruyants (tableau 26), et ce de manière systématique quels que soient le type de jardin et le degré d'urbanisation. Ce phénomène était constaté chez toutes les espèces de petits passereaux (tableau 26). Au contraire, 4 espèces, de taille moyenne à grande, étaient plus fréquemment rencontrées dans les jardins fréquentés par des méliphages bruyants à savoir le Loriquet arc-en-ciel (*Trichoglossus moluccanus*), le Cacatoès rosablin (*Eolophus roseicapilla*), le Cassican flûteur (*Gymnorhina tibicen*) et le Grand réveilleur (*Strepera graculina*).

Tableau 26 : Fréquentation de jardins de particuliers de la région de Sydney par 7 espèces de passereaux en fonction de la présence de Méliphages bruyants (source : Parsons *et al.*, 2006).

Espèce	Fréquence d'observation en absence de Méliphages bruyants	Fréquence d'observation en présence de Méliphages bruyants
Méliphage de Nouvelle-Hollande (<i>Phylidonyris novaehollandiae</i>)	42 %	12,2 %
Méliphage à bec grêle (<i>Acanthorhynchus tenuirostris</i>)	37,6 %	12,7 %
Zostérops à dos gris	43,7 %	18,1 %
Miro à poitrine jaune (<i>Eopsaltria australis</i>)	9,5 %	4,7 %
Diamant à cinq couleurs (<i>Neochmia temporalis</i>)	15,6 %	9,4 %
Mérion superbe (<i>Malurus cyaneus</i>)	30,8 %	19,7 %
Rhipidure hochequeue	47,1 %	29,6 %

Toutes les différences de fréquentation sont significatives.

Les auteurs ont mis en évidence que la fréquentation des jardins en présence de Méliphages bruyants augmentait significativement avec la taille de l'oiseau. Les espèces indifférentes ou associées à la présence du Méliphage bruyant pesaient toutes plus de 100 g. Il semble donc que le Méliphage bruyant dissuadait la présence de petits passereaux. Cette espèce instituerait donc une compétition au sein des jardins privés portant sur l'accès à la nourriture et non à l'habitat. Les oiseaux de plus grands formats ne seraient pas dissuadés par la présence du Méliphage bruyant car en meilleure capacité à faire face au comportement agressif de cette espèce dont le poids oscille entre 70 et 80 g.

Deguines *et al.* (2020) ont étudié la compétition entre espèces d'oiseaux de tailles différentes au niveau des sites de nourrissage en France. Vingt-et-une espèces ont été observées dont 18 espèces de passereaux et 3 espèces de gros gabarit. Le temps cumulé passé au niveau des mangeoires par les passereaux diminuait significativement en présence de tourterelles turques et en présence de perruches à collier (tableau 27). Par ailleurs, seule

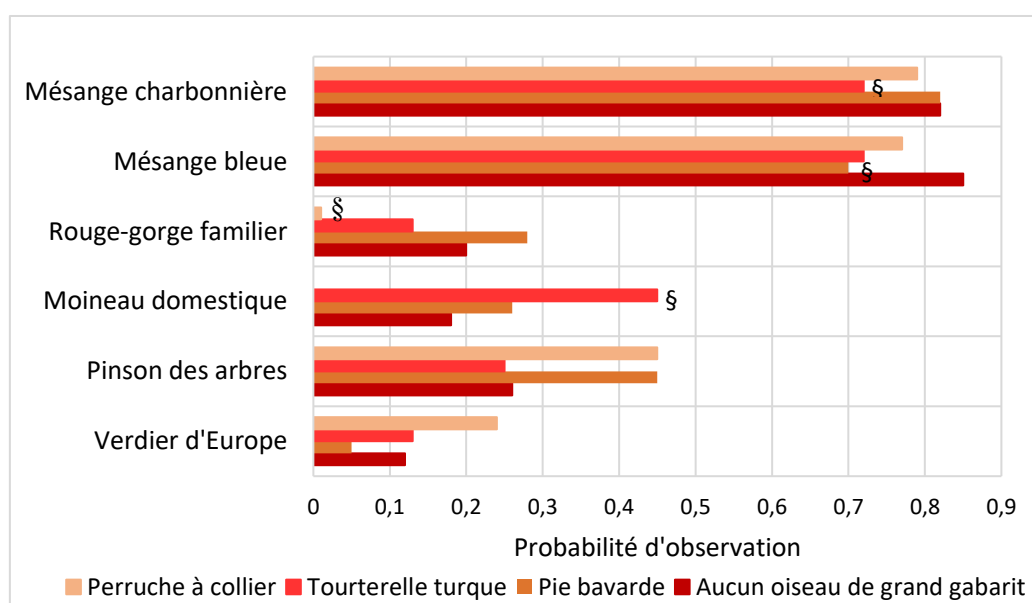
la présence des tourterelles turques affectait à la baisse le nombre d'espèces au niveau de la mangeoire (tableau 27).

Tableau 27 : Influence de la présence de 3 espèces de gros gabarit à une mangeoire sur l'utilisation de cette mangeoire par 18 espèces de passereaux (source : Deguines et al, 2020).

Espèce	Influence sur le temps passé par les passereaux à la mangeoire	Influence sur le nombre d'espèces de passereaux présentes à la mangeoire
Tourterelle turque	Diminution significative de 33 %	Diminution significative de 13 %
Pie bavarde	Pas de variation significative	Pas de variation significative
Perruche à collier	Diminution significative de 43 %	

La probabilité de présence à la mangeoire de 4 espèces de passereaux était significativement modifiée en présence d'au moins une espèce de gros gabarit (figure 38). La présence de la Perruche à collier diminuait significativement celle du Rouge-gorge familier, la présence de la Pie bavarde celle de la Mésange bleue et la présence de la Tourterelle turque celle de la Mésange charbonnière mais favorisait au contraire celle du Moineau domestique (figure 38). Il semble donc que certaines espèces de gros gabarit entrent en compétition avec certaines espèces de passereaux au niveau des mangeoires provoquant leur éloignement. Certaines, à l'instar du Verdier d'Europe et du Pinson des arbres parviennent quand même à cohabiter avec ces oiseaux de gros gabarits, se montrant plus compétitives. C'est également le cas du Moineau domestique qui ne semble pas effarouché et profiterait même de la présence de la Tourterelle turque faisant le vide autour d'elle pour accéder aux mangeoires. Des résultats similaires ont été obtenus en dans des environnements ruraux comme urbains.

Figure 38 : Probabilité d'observation de 6 espèces de passereaux en présence de tourterelles turques, de pies bavardes ou de perruches à collier (source : Deguines et al., 2020).



Le symbole § indique une différence significative en présence d'une des espèces.

La présence du Moineau domestique en présence de la Perruche à collier n'a pu être évaluée.

3. Conséquences du régime alimentaire urbain chez les oiseaux

Le régime alimentaire des oiseaux urbains diffère de celui des oiseaux ruraux et peut avoir des conséquences sur leur physiologie.

a) *Conséquences sur différents aspects de la reproduction des oiseaux*

(1) **Conséquences sur la date de ponte du premier œuf**

Schoech et Bowman, (2003) se sont intéressés à l'initiation de la ponte chez la femelle du Geai à gorge blanche (*Aphelocoma coerulescens*) en Floride (Etats-Unis d'Amérique) en fonction de son milieu de vie. Celles vivant en milieu périurbain pondaient significativement plus tôt que celles vivant dans un environnement non anthropisé. Dans chacune des 2 colonies suivies, 50 % des femelles entraient en ponte dans les 15 jours suivant la ponte du premier œuf de la colonie.

Un certain nombre d'analyses ont été réalisées (mesures biométriques, profil biochimique, dosages hormonaux, évaluation de la masse grasse corporelle par la méthode TOBEC) dont les principaux résultats sont compilés sur les figures 39. La concentration en protéines plasmatiques a augmenté dans les 2 populations à l'approche de la ponte, bien que plus rapidement et plus fortement chez les femelles périurbaines chez qui elle était supérieure dans les 20 jours précédant la ponte. Quantité de gras et masse corporelle étaient similaires au sein des 2 populations et suivaient la même évolution en lien avec la période de reproduction. La masse maigre augmentait notamment à l'approche de la ponte. Calcémie et oestradiolémie augmentaient à l'approche de la date de ponte pour atteindre des valeurs similaires avant la ponte dans les deux colonies. La concentration en LH s'élevait à l'approche de la date de ponte mais atteignait des valeurs plus importantes chez les femelles périurbaines. Il en résulte que :

- Le milieu périurbain fournissait une nourriture plus riche en protéines mais pas plus grasse en fin d'hiver et au début de la saison de reproduction ;
- L'ingestion accrue de protéines et la mobilisation des réserves lipidiques provoquaient une augmentation de la concentration d'oestradiol et de LH déclenchant la ponte (*cf.* partie I.A.2) ;
- Le régime alimentaire périurbain est responsable d'une initiation de la ponte plus précoce chez les femelles périurbaines.

Figures 39: Variation de différents paramètres physiologiques chez la femelle Geai à gorge blanche à l'approche de la ponte en fonction de son milieu de vie en Floride (source : Schoech et Bowman, 2003).

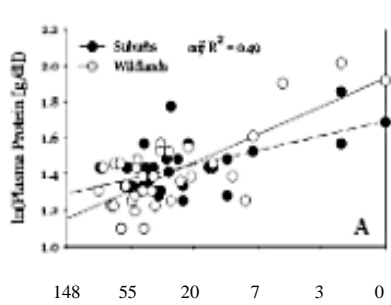


Figure A :
Concentration en protéines plasmatiques

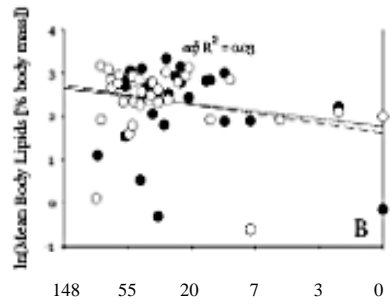


Figure B :
Quantité de gras corporel

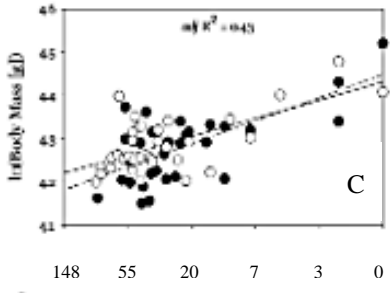


Figure C :
masse corporelle

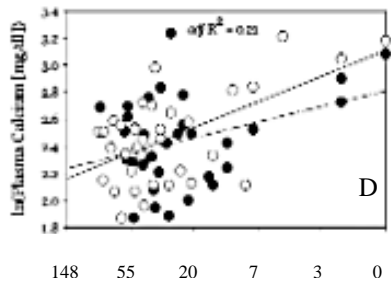


Figure D :
concentration en calcium plasmatique

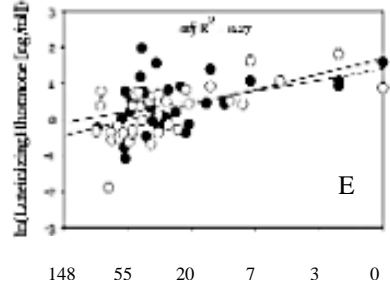


Figure E :
concentration sanguine en LH

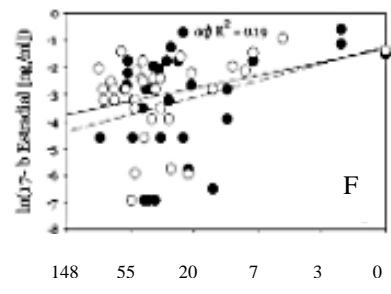


Figure F :
concentration sanguine en œstradiol

L'axe vertical représente la valeur du paramètre physiologique et l'axe horizontal le nombre de jours avant la date de ponte (148 à 0 de gauche à droite) selon une graduation logarithmique. Les points noirs représentent les valeurs des femelles périurbaines et les points blancs représentent celles des femelles vivant dans le milieu non anthropisé (réserve naturelle). Les droites en trait plein représentent la droite de régression linéaire ou logarithmique (figures E et F) des valeurs des femelles périurbaines en fonction du nombre de jours avant la ponte et les droites en traits pointillés représente celle des valeurs des femelles de la réserve.

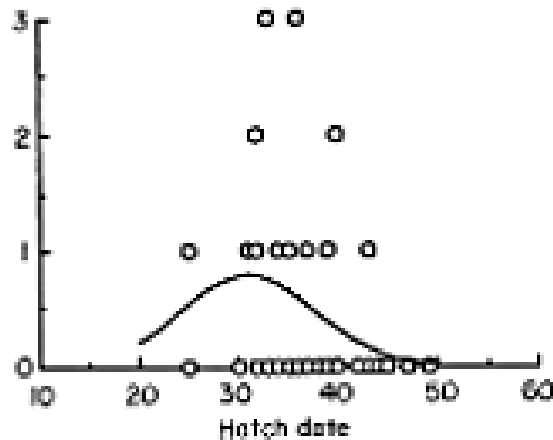
(2) Conséquences sur le succès reproducteur des couples

Les faucons crécerelles du centre-ville de Vienne consomment proportionnellement plus d'oiseaux et moins de rongeurs que leurs conspécifiques périurbains (partie II.C.1.a) et pourraient se retrouver en situation de déficit énergétique relatif compte tenu de la composition corporelle de leurs proies. Pourtant aucun impact sur le succès reproducteur (rapport du nombre de juvéniles à l'envol sur le nombre d'œufs pondus) des couples de faucons crécerelles n'a été relevé.

La survie des oisillons du Moineau domestique est significativement améliorée quand ils ingèrent des Arthropodes de taille importante (> 2 cm) (Schwagmeyer et Mock, 2008). Or Seress *et al.* (2012), ont remarqué que ce type de proies serait moins disponible en milieu urbain, ce qui pourrait contribuer au succès reproducteur plus faible de cette espèce relevé par Crick and Siriwardena (2002) ou Seress et al. (2012) (*cf.* partie I.C.1.).

Une ponte plus précoce en ville (*cf.* partie précédente) sous l'effet du régime associé pourrait aussi impacter le succès reproducteur du couple. Chez la Mésange bleue (*Parus caeruleus*) Norris (1993) a montré qu'en forêt de la région d'Oxford (Royaume-Uni), la date de ponte moyenne était plus tardive que la date optimale de ponte telle qu'estimée en tenant compte des ressources alimentaires disponibles. Les couples qui auraient le meilleur succès reproducteur seraient ceux qui pondraient juste un peu avant ou un peu après cette date optimale et non ceux qui s'éloigneraient davantage de cette date que ce soit en amont ou en aval. Le nombre d'oisillons survivants à l'envol augmenterait au fur et à mesure que la date de ponte de leurs œufs se décalerait, pour atteindre un pic autour de la date optimale de ponte puis diminuerait ensuite (figure 40). En substituant des couvées pondues précocement avec des couvées pondues tardivement dès le début d'incubation, Norris (1993) a montré que l'augmentation de la survie serait due à un environnement de bonne qualité via les ressources qu'il fournit et non à de meilleures capacités parentales des couples qui pondent autour de la date optimale.

Figure 40 : Variation du nombre d'oisillons de mésanges bleues survivants à l'envol en fonction de leur date d'éclosion dans un milieu forestier anglais (source : Norris, 1993).



L'axe vertical représente le nombre d'oisillons survivants dans la couvée. L'axe horizontal représente le numéro du jour de leur éclosion (le jour 0 étant la date de ponte du premier œuf de la colonie).

La droite représente la relation entre la date d'éclosion et le nombre de survivants en prenant en compte toutes les couvées. Les points représentent le nombre d'oisillons survivants dans les couvées échangées.

Nilsson (1994), en nourrissant quotidiennement 30 couples de Mésange bleue de forêts de Suède avec 50 g de vers de farine de début janvier jusqu'à la ponte des œufs, a fait avancer leur date de ponte de 6 jours. Le nombre d'œufs éclos n'était pas affecté par rapport à des couples non nourris vivant plus loin dans les mêmes forêts. Dès lors qu'au moins un juvénile était présent dans le nid au moment de l'envol, le nombre de juvéniles à l'envol ne différait pas selon que leurs parents avaient été alimentés ou non. Par contre, la proportion de couples n'ayant produit aucun jeune à l'envol étaient plus forte (36,4 %) chez les couples expérimentaux que chez les couples témoins (3,8 %). Ainsi les couples approvisionnés jusqu'au premier œuf mais pas au-delà, ont initié leur ponte plus précocement mais connu un taux d'échec reproducteur plus important que les couples ayant pondu à la date habituelle. La disponibilité plus constante et prédictible des ressources anthropiques en ville pourraient conduire à des résultats différents dans ce contexte. Cependant, (*cf.* partie II.C.1.d), les adultes nourrissant leur progéniture avec une proportion d'aliments d'origine naturelle importante pourraient se trouver en situation de déficit, pour cette raison même, en cas de ponte avancée.

b) Conséquences sur la condition corporelle des oiseaux

Nous savons que la masse des oisillons des moineaux domestiques est significativement améliorée quand ils ingèrent des proies Arthropodes de taille importante (Schwagmeyer et Mock, 2008), lesquelles sont moins disponibles en milieu urbain (Seress *et al.*, 2012) ce qui pourrait expliquer la plus faible masse des oisillons urbains (Meillère *et al.*, 2017) (partie I.C.2.a). D'autre part, les moineaux domestiques adultes urbains sont plus petits et plus légers que leurs conspécifiques ruraux même si leurs conditions corporelles restent équivalentes (Bókony *et al.*, 2012 ; Dulisz *et al.*, 2016 ; Meillère *et al.*, 2015b).

Auman *et al.* (2008) ont capturé des goélands argentés (*Larus argentatus*) pendant leur saison de reproduction dans la ville de Hobart (Tasmanie), sur l'île rurale du Grand Chien

et sur les îles rurales des Fourneaux en Australie. La ville de Hobart comptait de nombreuses poubelles, restaurants et boutiques de restauration rapide alors que les îles étaient dépourvues de sources de nourriture d'origine anthropique. Les études morphométriques (pesée, longueur, hauteur, état corporel des oiseaux calculé en faisant le rapport $\frac{\text{masse}}{\text{hauteur}+\text{longueur}}$) ont montré (tableau 28) que les mâles urbains étaient significativement plus lourds et en meilleur état corporel que leurs congénères ruraux, pourtant de mêmes dimensions. Cette différence était dès lors attribuable non pas à un problème de croissance mais plutôt à la quantité d'énergie ingérée à l'âge adulte et donc au régime alimentaire correspondant. Ce dernier serait plus calorique en ville en lien avec une meilleure condition corporelle.

Ces résultats vont à l'encontre de ce qui a été observé chez les moineaux domestiques urbains, qui possèdent une même condition corporelle que leurs conspécifiques ruraux. D'autres paramètres du milieu urbain empêcheraient donc les moineaux domestiques d'augmenter leurs réserves corporelles.

Tableau 28 : Masse, taille et condition corporelle des Goélands argentés urbains et ruraux de Tasmanie (source : Auman *et al.*, 2008).

	Masse (g)	Longueur (mm)	Hauteur (mm)	Index de condition corporelle (g/mm)
Goélands urbains mâles	366,54	60,72	87,72	2,74
Goélands ruraux mâles	338,07	60,8	87,06	2,29
Goélands urbains femelles	323,9	56,9	81,04	2,35
Goélands ruraux femelles	298,6	59,72	80,14	2,13

c) Conséquences sur le microbiote intestinal des oiseaux

Des échantillons fécaux ont été récupérés (Gadau *et al.*, 2019) sur des moineaux domestiques adultes capturés en ville ou à la campagne dans l'Arizona (Etats-Unis d'Amérique) puis euthanasiés. Leur microbiote intestinal (ensemble des micro-organismes qui vivent dans l'intestin) a été caractérisé en analysant l'abondance relative des micro-organismes à l'échelle des phyla, des classes, des ordres et des genres. Dix phyla de micro-organismes ont été identifiés : *Crenarchaeota*, *Euryarchaeota*, *Acidobacteria*, *Actinobacteria*, *Bacteroides*, *Chloroflexi*, *Cyanobacteria*, *Firmicutes*, *Proteobacteria*, *Tenericutes*. Leurs proportions ne variaient pas en fonction de l'origine géographique des moineaux. Des différences s'observaient par contre à l'échelle des ordres et des genres. Les moineaux urbains hébergeaient proportionnellement davantage de bactéries de la famille des *Pseudomonadaceae* et du genre *Pseudomonas* d'une part et de bactéries de la famille des *Williamsiaceae* et du genre *Williamsia* d'autre part.

Le microbiote intestinal de moineaux domestiques attrapés dans 18 zones présentant un degré d'urbanisation variable situées dans les environs de Gand, Anvers, Bruxelles et Louvain (Belgique) a été également analysé (Teyssier *et al.*, 2018). Le nombre des espèces bactériennes était significativement plus faible chez individus provenant des endroits les plus

urbanisés. Les bactéries des phyla *Firmicutes* et *Proteobacteria* étaient présentes dans les mêmes proportions dans le microbiote des spécimens ruraux comme urbains tandis que les bactéries du phylum *Actinobacteria* étaient moins représentées chez ces derniers.

La diversité du microbiote intestinal étant le reflet de l'abondance relative des nutriments, les modifications du microbiote du Moineau urbain pourrait signifier un déséquilibre de son régime alimentaire. La surreprésentation du phylum *Proteobacteria* (dont font partie les *Pseudomonadaceae*) associée à des régimes saturés en graisse et en glucides, pourrait signifier que le régime alimentaire des moineaux urbains est plus riche en ces éléments (Agus *et al.*, 2016). Les transformations du microbiote intestinal ne sont pas anodines, compte tenu de la contribution majeure des micro-organismes intestinaux à de nombreux processus physiologiques (dégradation des macromolécules...) (Bäckhed *et al.*, 2004). Teyssier *et al.* (2018) ont suggéré que le microbiote intestinal des moineaux urbains contribuerait à une biodégradation des xénobiotiques* plus importante que celui des moineaux ruraux. Un microbiote intestinal plus diversifié (contenant le plus d'espèces) assurerait à l'hôte une meilleure résilience après une infection par un agent pathogène intestinal (Buffie et Pamer, 2013).

d) Conséquences sur le métabolisme des oiseaux

Isaksson *et al.* (2017) ont cherché à comparer les effets du régime alimentaire urbain en Suède sur les espèces omnivores synurbiques, représentées par le Moineau domestique, et chez des espèces omnivores en cours d'adaptation au milieu urbain représentées par la Mésange charbonnière et la Mésange bleue. L'équipe a capturé des oiseaux des 3 espèces dans la ville de Malmo et dans des localités rurales environnantes. La quantité d'acides gras totaux (issus des lipides alimentaires), des acides gras oméga-3 et des acides gras oméga-6 a été mesurée à partir d'échantillons sanguins et le ratio oméga-6 / oméga-3 calculé. Ce ratio indique si la nourriture ingérée permet de maintenir en bonne santé les oiseaux confrontés à des facteurs environnementaux délétères. Les oméga-3 sont des acides gras anti-inflammatoires et les oméga-6 sont en revanche des acides gras pro-inflammatoires (Silva *et al.*, 2020). Un ratio oméga-6 / oméga-3 élevé suggère ainsi une sensibilité accrue à l'inflammation chronique en situation d'exposition à certains agents comme les polluants et donc également aux infections et aux maladies métaboliques. La sensibilité des lipides à la peroxydation en dosant le malodialdéhyde (métabolite* issue de la peroxydation) a été mesurée afin de tester la capacité du régime alimentaire à protéger les cellules de l'organisme contre les phénomènes d'oxydation imputables aux bioagresseurs d'origines diverses (polluants...). Les résultats (tableau 29) ont montré que les ressources alimentaires urbaines n'impactaient pas de manière identique espèces synurbiques et espèces en cours d'adaptation à l'environnement urbain. Leur profil d'acides gras indiquait que les espèces synurbiques étaient moins sujettes à l'inflammation en milieu urbain qu'en milieu rural alors que les espèces en cours d'adaptation étaient plus sujettes à l'inflammation en milieu urbain. La variation de la sensibilité des lipides à la peroxydation en milieu urbain indique que l'alimentation urbaine ne permettait pas de limiter l'oxydation des lipides et donc l'oxydation cellulaire chez les espèces synurbiques mais le permettait chez les espèces en cours d'adaptation au milieu urbain.

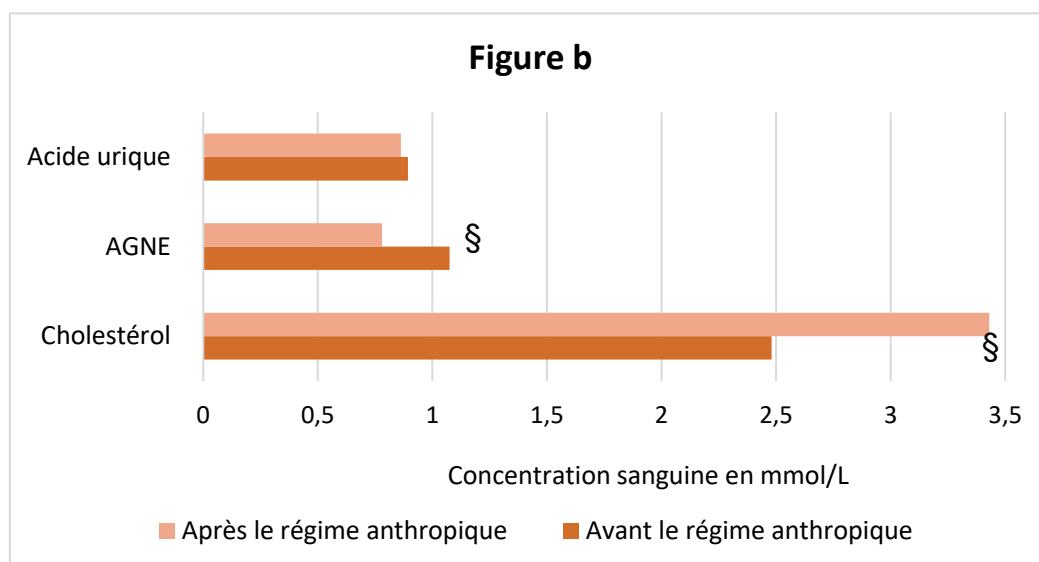
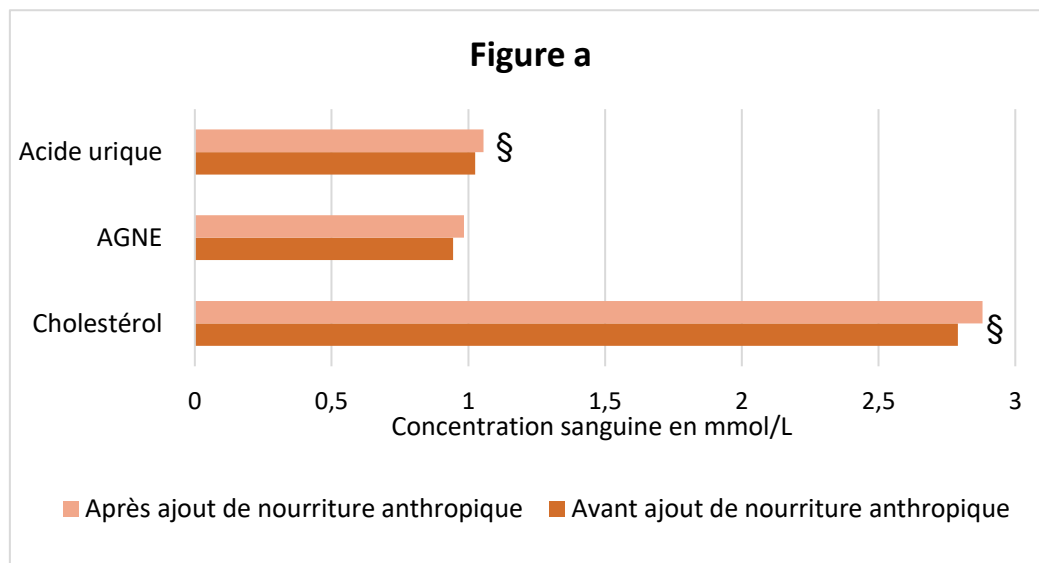
Tableau 29: Variation du profil en acides gras et de l'oxydation des lipides en fonction du milieu chez le Moineau domestique, la Mésange charbonnière et la Mésange bleue suédois (source : Isaksson *et al.*, 2017).

	Variation de la concentration en omega-3	Variation du ratio $\frac{\omega-6}{\omega-3}$ chez les urbains	Variation de la susceptibilité de peroxydation des lipides	Variation de la concentration en malodialdéhyde
Moineau domestique	Concentration plus importante chez les urbains. 2,73 mmol/L chez urbains <i>versus</i> 1,98 mmol/L chez ruraux.	Ratio identique dans les 2 populations. 12,28 chez urbains et 12,74 chez ruraux.	Susceptibilité plus importante chez les urbains. 82 % chez les urbains et 73 % chez les ruraux.	Concentration plus importante chez les urbains. 2,0 mmol/L chez urbains <i>versus</i> 0,75 mmol/L chez ruraux.
Mésange charbonnière	Concentration moins importante chez les urbaines. 1,37 mmol/L chez urbains <i>versus</i> 1,76 mmol/L chez ruraux.	Ratio identique dans les 2 populations. 28,10 chez urbains et 28,89 chez ruraux.	Susceptibilité identique dans les 2 populations. 92 % chez les urbains et 91% chez les ruraux.	Concentration moins importante chez les urbaines. 0,6 mmol/L chez urbains <i>versus</i> 1,1 mmol/L chez ruraux.
Mésange bleue	Concentration moins importante chez les urbaines. 1,69 mmol/L chez urbains <i>versus</i> 3,71 mmol/L chez ruraux.	Ratio plus important chez les urbaines. 21,12 chez urbains et 11,90 chez ruraux.	Susceptibilité identique dans les 2 populations. 87 % chez les urbains et 90 % chez les ruraux.	Concentration moins importante chez les urbaines. 0,4 mmol/L chez urbains <i>versus</i> 0,8 mmol/L chez ruraux.

Ishigame *et al.* (2006) se sont intéressés aux effets de la nourriture d'origine anthropique chez la Pie Australienne (*Gymnorhina tibicen*) en dehors de la saison de reproduction, dans le Sud-Ouest du Queensland en Australie. L'équipe a choisi 6 populations de pies vivant dans des zones résidentielles urbaines et rurales. Elle a d'abord mené des travaux *in situ* en nourrissant les populations urbaines seules pendant 5 sessions de 4 semaines avec de la nourriture anthropique que l'on retrouve dans les déchets ménagers (20 à 40 grammes de viande, ou de fromage ou de nourriture pour chien par jour). Les populations rurales ont servi de témoin. Avant et après le nourrissage les pies ont été capturées, identifiées, pesées. Dans des échantillons sanguins ont été mesurés le taux de cholestérol plasmatique (un métabolite* des lipides alimentaires), les acides gras non estérifiés (AGNE, métabolites* issus des lipides stockés lors de privation de nourriture pour pallier un manque de glucides et lipides circulants), et l'acide urique (métabolite* final issu de la dégradation des protéines alimentaires éliminé par l'organisme). Puis l'équipe a mené des travaux sur des pies en captivité. Des pies de moins d'un an ont été capturées puis élevées en volière. Après une semaine d'habituation à la captivité, elles ont été soumises à 3 séances de 48h de nourrissage à volonté avec la même nourriture anthropique que précédemment. Avant et après les séances de nourrissage, les pies ont été identifiées, pesées et un échantillon sanguin dans lequel est mesuré le taux de cholestérol, d'AGNE et d'acide urique leur a été prélevé. Les résultats des travaux sont présentés dans les figures 41 a et b. L'ajout de nourriture anthropique *in situ* a fait augmenter la masse des pies, le taux de cholestérol et le taux d'acide urique dans le sang, mais pas celui d'AGNE, resté identique. Le régime anthropique en captivité a fait augmenter le taux de cholestérol et fait baisser celui d'AGNE sans modifier ni

le taux d'acide urique ni leur masse. En conclusion, chez des oiseaux à tendance carnivore comme les pies australiennes, un régime alimentaire mixte à base de nourriture anthropique et naturelle procure plus de lipides et de protéines et permet ainsi d'accroître les réserves lipidiques comme protéiques et donc la masse des oiseaux. La quantité de nourriture anthropique doit être cependant suffisamment importante pour fournir de l'énergie en quantité adéquate sur le long terme et éviter aux animaux de devoir puiser dans leurs réserves. Un régime alimentaire anthropique seul fournit plus de lipides et autant de protéines qu'un régime naturel. Il permet aux oiseaux d'éviter de puiser dans leurs réserves voire d'augmenter les réserves lipidiques sans toutefois accroître leurs réserves protéiques et leur masse.

Figures 41: Variation de paramètres biochimiques chez des pies australiennes en liberté soumises à un régime mixte anthropique et naturel (figure a) et chez des pies australiennes en captivité soumises à un régime anthropique strict (figure b) (source : Ishigame *et al.*, 2006).



Le symbole § indique que la différence est significative.

4. Conséquences du nourrissage chez les oiseaux

a) Conséquences sur la répartition spatiale des populations aviaires

Galbraith *et al.* (2015) ont étudié la répartition des oiseaux vivant à Auckland (Nouvelle-Zélande) en fonction de la présence de sites de nourrissage. Ils ont installé 11 mangeoires alimentées quotidiennement en pain et mélanges de graines pour oiseaux dans des jardins de particuliers de la ville. Parallèlement, ils ont observé 12 jardins de particuliers témoins qui ne nourrissaient pas les oiseaux. Les résultats des observations ont montré que la présence de points de nourrissage déséquilibrait la répartition des espèces aviaires dans les jardins :

- Avant l'installation des mangeoires, les populations d'oiseaux observées, tant en nombre d'espèces que d'individus (21 à 23 individus par jardin), dans les 2 types de jardin étaient identiques;
- Le nombre d'oiseaux fréquentant les jardins avec des mangeoires a fortement augmenté après leur installation pour atteindre un plateau au bout de 4 semaines (40 individus par jardin) ;
- Après l'installation des mangeoires, le nombre d'individus d'espèces non autochtones (Moineau domestique et Etourneau sansonnet par exemple) a augmenté autour d'elles tandis que celui des espèces autochtones a diminué (Gérygone de Nouvelle-Zélande (*Gerygone igata*) par exemple) ;
- Après l'installation des mangeoires, le nombre d'individus d'espèces autochtones s'est accru et le nombre d'individus d'espèces non autochtones a diminué dans les jardins témoins ;
- Après la disparition des mangeoires, le nombre d'individus a diminué dans les jardins qui offraient des mangeoires et a augmenté dans les jardins témoins.

b) Conséquences sur certains paramètres physiologiques des oiseaux

Wilcoxon *et al.* (2015) se sont intéressés à l'évolution de certains paramètres physiologiques des oiseaux lorsqu'ils commencent à se nourrir à des sites de nourrissage. Ils ont installé 4 mangeoires approvisionnées régulièrement avec un mélange de graines commercial pour oiseau dans 3 sites forestiers de l'Illinois (Etats-Unis d'Amérique) où la pratique du nourrissage des oiseaux était très limitée voire inexistante. En présence des mangeoires puis pendant 10 mois après leur retrait, des oiseaux ont été capturés dans les 3 zones équipées (oiseaux nourris) et dans 3 sites forestiers proches (oiseaux témoins) où la pratique du nourrissage était inexistante. Un score de graisse (de -1 « pas de graisse » à 2 « dépôts globuleux de graisse ») au niveau des muscles pectoraux a été évalué et un échantillon sanguin prélevé. A partir de chaque échantillon sanguin les auteurs ont évalués le ratio hétérophiles*/lymphocytes* (H/L), la capacité totale en antioxydants, l'hématocrite*, la concentration en protéines plasmatiques, la concentration en testostérone pour les mâles, la concentration en oestradiol pour les femelles, et la capacité des cellules sanguines à éliminer des agents pathogènes (testé en mettant le sang en contact avec des colonies d'*Escherichia coli*, de *Staphylococcus aureus* et de *Candida albicans* dans des boîtes de Petri*). Les valeurs des paramètres pour lesquels on observe une différence significative sont présentées dans le tableau 30. L'hématocrite*, la concentration en testostérone et la concentration en œstradiol ne variaient pas significativement entre les deux populations. Ainsi, le nourrissage des oiseaux avec un

mélange de graines n'avait pas d'influence sur la physiologie reproductive et sur l'érythropoïèse*.

Tableau 30: Variation significative de 4 paramètres physiologiques d'oiseaux de l'Illinois qui disposent ou non de mangeoires distribuant un mélange de graines sur leur territoire (source : Wilcoxon *et al.*, 2015).

	Oiseaux témoins	Oiseaux nourris
Ratio H/L (moyenne sur 3 ans)	1,67	1,27
Score de graisse (moyenne sur 3 ans)	0,25	0,89
Capacité totale en antioxydants (moyenne sur 3 ans) en mmol/L	1,24	1,48
Capacité du sang à éliminer les pathogènes	En 2012 : -1,1 En 2013 : -0,6	En 2012 : -0,2 En 2013 : + 0,5

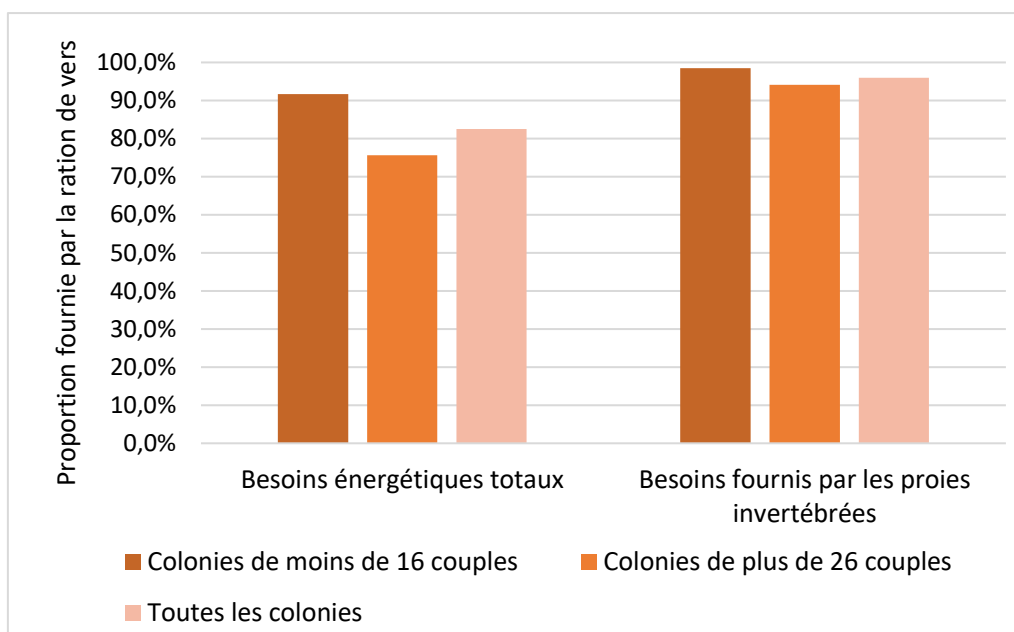
Les oiseaux nourris avec des graines étaient moins sujets au stress chronique et à ses conséquences (immunosuppression notamment). Le nourrissage avec des graines permettait d'augmenter les réserves de graisse des oiseaux. Cela est intéressant en hiver quand les ressources alimentaires s'amenuisent et au printemps quand les oiseaux investissent beaucoup d'énergie dans la reproduction. Cela n'est en revanche pas nécessaire en été où les ressources sont abondantes et les besoins énergétiques peu élevés. Le dépôt de gras pourrait même perturber le métabolisme des oiseaux s'il devenait trop important, par exemple s'il se rapprochait d'un score de 2. Le nourrissage offrait la possibilité aux oiseaux de mieux contrer l'oxydation cellulaire qui accélère le vieillissement des cellules et de l'organisme. Enfin, les cellules sanguines des oiseaux nourris avec des graines présentaient certaines années une meilleure capacité à éliminer les agents pathogènes, risquant moins de développer des symptômes lors d'infections, ou du moins pendant une période plus restreinte.

c) *Conséquences sur la reproduction*

Plusieurs études ont été menées sur le Moineau domestique pour évaluer l'effet du nourrissage par les humains sur son succès reproducteur. Peach *et al.*, (2015) ont nourri pendant la saison de reproduction des colonies de moineaux domestiques dans les zones résidentielles des banlieues de Londres. Ils ont distribué quotidiennement des vers de farine vivants dans des mangeoires situées au maximum à 40 m des nids de la colonie. Ils ont dénombré entre la mi-mars et la mi-mai les mâles en couple dans un rayon de 50 m autour du cœur de ces colonies (là où la densité des nids est la plus forte) et d'autres ne faisant pas l'objet de nourrissage. Entre mi-mai et mi-août, les auteurs ont dénombré dans toutes les colonies les juvéniles sortis du nid mais dépendant encore de leurs parents afin de calculer le nombre de juvéniles produits par mâle en reproduction, qui représente le succès reproducteur des mâles. Le nourrissage des colonies avec des vers de farine a permis en une saison aux colonies nourries d'augmenter le nombre de juvéniles produits par mâle de 33 % dans les colonies de plus de 26 couples et de doubler ce nombre dans les colonies de moins de 16 couples par rapport aux colonies non nourries. Le nourrissage avec des vers de farine a donc permis d'accroître le succès reproducteur du Moineau domestique.

Les auteurs ont souhaité évaluer la proportion d'énergie fournie aux oisillons par les vers de farine distribués. Ils ont estimé le nombre d'oisillons présents dans le cœur de chaque colonie (rayon de 50 m) pour chaque classe d'âge : 0-5 jours, 5-10 jours et 10-14 jours. Les besoins énergétiques quotidiens d'un oisillon de chaque classe d'âge étant connus (Blem, 1975), ils ont calculé les besoins énergétiques quotidiens de tous les oisillons de la colonie ainsi que la contribution des vers de farine (figure 42). La ration quotidienne de vers de farine était loin d'être négligeable car elle apportait une proportion d'énergie assez importante aux oisillons. Cependant, cette ration, de manière logique, satisfaisait surtout les besoins des petites colonies de moineaux et un peu moins ceux des grosses colonies. Les vers de farine n'étant pas l'aliment le plus fréquemment distribué par les particuliers, et ne connaissant pas la quantité distribuée par ces derniers, il est difficile d'extrapoler ces résultats à des colonies de moineaux nourries par des nourrisseurs réguliers en milieu urbain.

Figure 42 : Proportion moyenne des besoins énergétiques totaux des oisillons et proportion moyenne des besoins fournis habituellement par les proies invertébrées aux oisillons couvertes par l'apport de vers de farine chez le Moineau domestique des banlieues de Londres (source : Peach *et al.*, 2015).

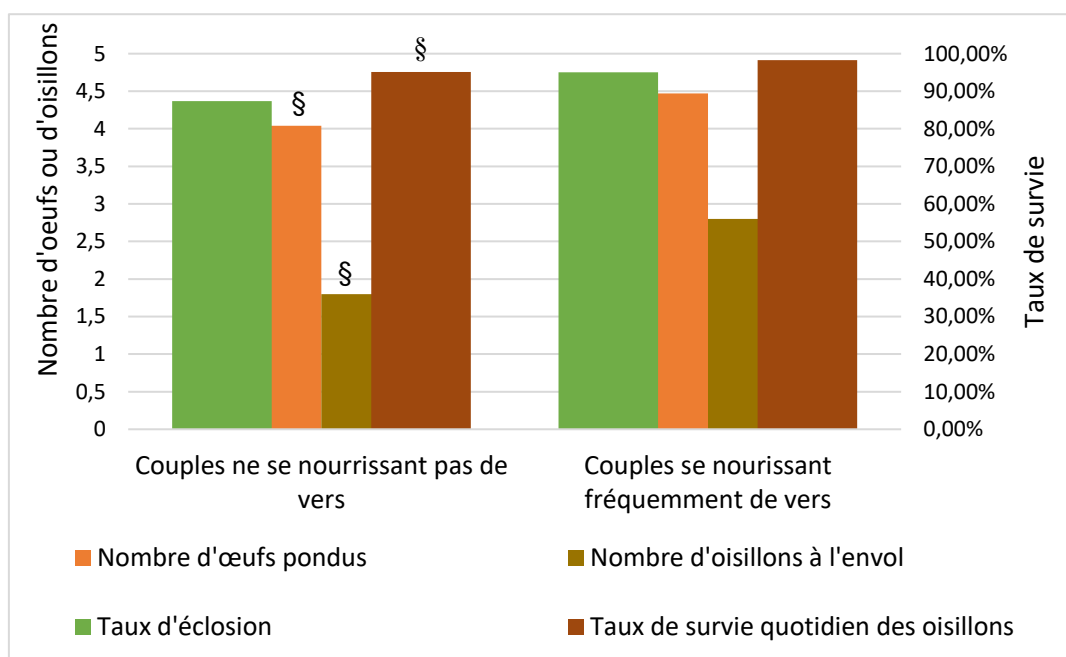


Afin de se rapprocher un peu plus du régime fourni par les nourrisseurs, la même équipe a mené les mêmes travaux sur les mêmes colonies quelques années plus tard (Peach *et al.*, 2018). Pendant la saison de reproduction, en plus de la portion quotidienne de vers de farine, les auteurs ont fourni à volonté aux moineaux des cœurs de tournesol remplis de leurs graines. Les auteurs ont dénombré le nombre de mâles en couple et le nombre de juvéniles dans un rayon de 50 m autour du cœur de la colonie comme dans l'étude précédente (Peach *et al.*, 2015). Le nourrissage avec les vers de farine et les cœurs de tournesol permettait en une saison pour les colonies nourries d'augmenter le nombre de juvéniles par mâle de 55 % en moyenne par rapport aux colonies non nourries et ceci dans les mêmes proportions que les vers de farine seuls.

Dans des jardins périurbains de Leicester (Royaume-Uni) Peach *et al.* (2014) ont pu établir le taux d'échec à chaque phase de la nidification (à l'éclosion et à l'envol) ainsi que le taux de survie des oisillons. Une portion de 33 g de vers de farine a été déposée quotidiennement après la ponte des premiers œufs jusqu'à l'envol des derniers juvéniles dans une mangeoire disposée de telle sorte que tous les couples ne la fréquentaient pas, parce que

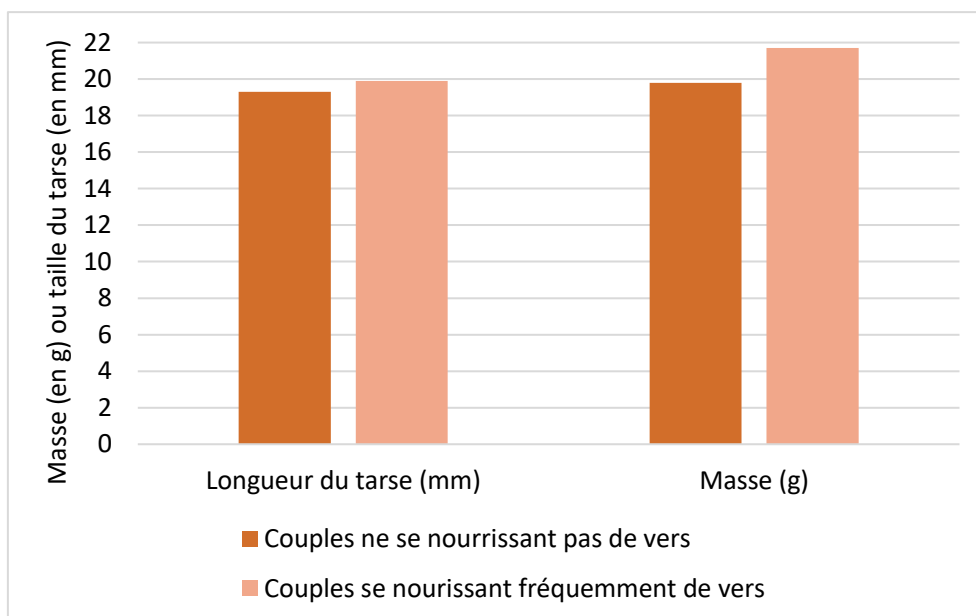
trop éloignée de leur nid. Les oisillons ont été dénombrés, pesés et leur tarse mesuré à l'âge de 11-13 jours. Les résultats (figures 43 et 44) montrent que le nourrissage à base de vers de farine augmentait le nombre de juvéniles par mâle non pas en augmentant le nombre d'œufs éclos ni en améliorant la masse des oisillons mais en augmentant le nombre d'œufs pondus et en améliorant la survie des oisillons entre éclosion et envol.

Figure 43 : Paramètres évaluant le succès reproducteur de couples de Moineau domestique ayant accès ou non à des vers de farine dans les zones périurbaines de Leicester (source : Peach *et al.*, 2014).



Le symbole § indique une différence significative entre les 2 groupes.

Figure 44 : Taille du tarse et masse des oisillons de moineaux domestiques en fonction de si leurs parents avaient accès ou non à des vers de farine dans les zones périurbaines de Leicester (source : Peach *et al.*, 2014).



Les résultats obtenus chez les différentes espèces de mésange diffèrent de ceux obtenus chez le Moineau domestique. Une étude a été réalisée par von Brömssen et Jansson, (1980) chez la Mésange boréale (*Parus montanus*) et la Mésange huppée (*Parus cristatus*) dans des forêts de conifères du sud-ouest de la Suède. Dans la zone expérimentale, ils ont déposé régulièrement, entre mars et juin, dans une mangeoire, des graines de tournesol et une mixture à base de protéines de soja, de germes de blé, de suif, de graines de tournesol, de vitamines et de minéraux. Aucune nourriture n'a été fournie dans la zone témoin. Les nids ont été inspectés afin de noter la date de ponte du premier œuf, le nombre d'œufs pondus et le nombre d'oisillons. Ces derniers ont été pesés à l'âge de 12 jours. Le succès reproducteur des mésanges huppées et des mésanges boréales n'était pas amélioré par le nourrissage (tableau 31). La proportion de couples ayant une 2^{ème} couvée était plus important pour les 2 espèces dans la zone expérimentale (bien que non significatif chez la Mésange boréale), le nourrissage pouvait donc augmenter la productivité des couples sur la saison entière par ce biais.

Tableau 31: Caractéristiques de la reproduction de mésanges huppées et de mésanges boréales de Suède supplémentées ou non en nourriture (source : von Brömssen et Jansson, 1980).

	Mésange boréale		Mésange huppée	
	Zone expérimentale	Zone témoin	Zone expérimentale	Zone témoin
Nombre d'œufs pondus	8,1	7,9	5,4	5,1
Nombre d'oisillons à l'envol	6,4	6,2	4	4,4
Masse des oisillons à l'envol (en g)	10,6	10,7	12,2 #	11,5 #
Proportion de couples ayant une 2^e couvée	60 %	29 %	50 % #	5,5 % #

Le dièse # indique une différence significative.

Plusieurs études ont été également réalisées chez la Mésange bleue (Harrison *et al.*, 2010; Plummer *et al.*, 2013; Robb *et al.*, 2008). Les caractéristiques et les résultats de ces études sont compilés dans le tableau 32. Le fait de mettre de la nourriture à disposition des Mésanges bleues n'avancait pas forcément leur date de ponte, et n'améliorait pas forcément leur succès reproducteur. La masse des oisillons à l'envol n'était pas toujours améliorée, voire parfois diminuée.

Chez les mésanges, l'effet du nourrissage sur la reproduction est donc très varié et dépend notamment de l'espèce (la Mésange huppée et la Mésange boréale ne sont pas impactées de la même manière sur le même lieu de vie), et peut-être du lieu de vie des oiseaux, de la nourriture qui leur est proposée et de la période à laquelle elle est disponible.

Tableau 32 : Caractéristiques des études menées sur le nourrissage chez la Mésange bleue et leurs résultats
(source : Harrison *et al.*, 2010; Plummer *et al.*, 2013; Robb *et al.*, 2008).

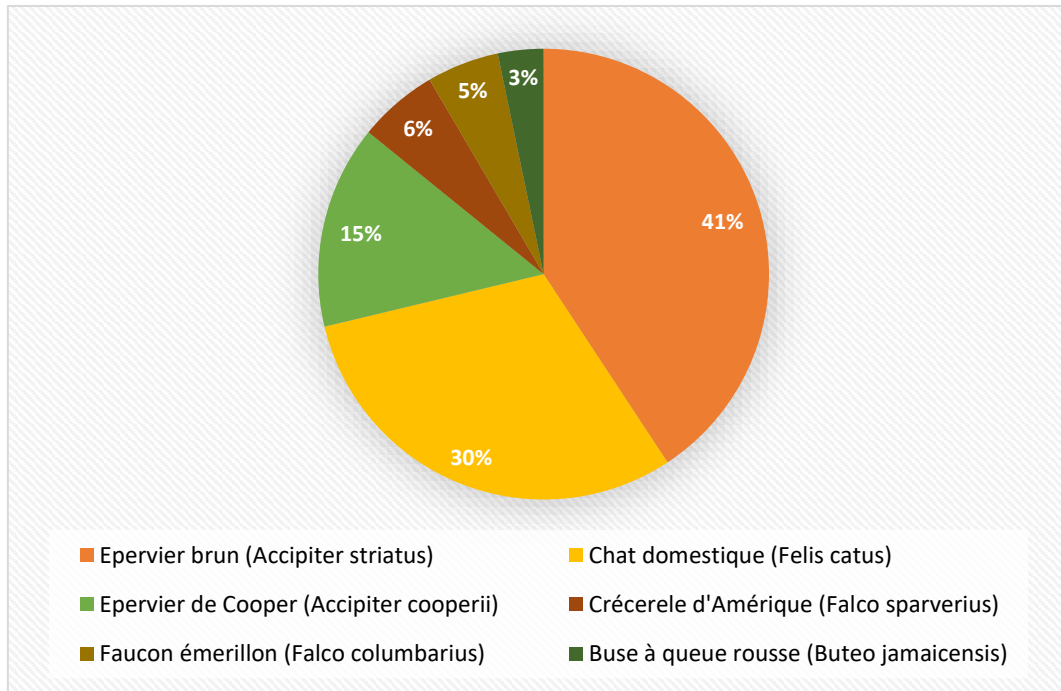
	Harrison <i>et al.</i> , 2010	Plummer <i>et al.</i> , 2013	Robb <i>et al.</i> , 2008
Lieu d'étude	Réserve naturelle forestière du Worcestershire (Royaume-Uni)	Forêts de Cornouailles (Royaume-Uni)	Forêts de d'Irlande du Nord (Royaume-Uni)
Nourriture distribuée	1 d'kg un mélange commercial de cacahuètes et de suif par semaine	Boules de graisses commerciales de 150 g tous les 10 jours.	Purée de cacahuètes (2 kg par mois)
Période de distribution de la nourriture	De mars à juillet (avant et pendant la période de reproduction)	Hiver, avant la période de reproduction	Hiver, arrêt 6 semaines avant la date de ponte du 1 ^{er} œuf.
Observations sur la date de ponte des oiseaux nourris	Date de ponte avancée de 2 jours	Pas de modification de la date de ponte	Date de ponte avancée de 2,5 jours.
Observations sur la productivité des couples nourris	Succès d'éclosion diminué de 1,4 %. 0,6 oisillons en moins à l'envol.	Succès d'éclosion augmenté de 0,7 %. Nombre d'oisillons à l'envol diminué de 8 %.	Nombre d'oisillons à l'envol augmenté de 18 % (1 oisillon).
Observations sur la masse des oisillons à l'envol des couples nourris	Masse non mesurée	Masse diminuée de 0,5 g (- 5%).	Pas de modification

d) *Prédation sur les sites de nourrissage*

Les prédateurs d'oiseaux ne semblent pas fréquenter de manière notable les sites de nourrissage présents dans les jardins de particuliers. La prédation n'impacte donc pas la mortalité des oiseaux fréquentant ces sites.

Des propriétaires nord-américains de maison avec jardin nourrissant les oiseaux ont noté pendant l'automne et l'hiver le nombre et les espèces d'oiseaux capturés ou tués par des prédateurs dans leur jardin, ainsi que les espèces des prédateurs en cause. Les propriétaires ont également observé à intervalles réguliers la mangeoire disposée dans leur jardin afin d'y noter le nombre maximal d'oiseau qui la fréquentait par jour. Dunn et Tessaglia (1994) ont récupéré leurs données. Dix pour cent des propriétaires ont observé de la prédation dans leur jardin ; 94 % d'entre eux ont rapporté au plus 4 évènements de prédation et les 6 % restants ont notifié au moins 10 évènements sur toute la durée de l'expérimentation. L'Épervier brun (*Accipiter striatus*) était le prédateur le plus souvent cité, suivi du Chat domestique (*Felis silvestris catus*) et de l'Épervier de Cooper (*Accipiter cooperii*) (figure 45). La pression de prédation exercée par le Chat était constante dans le temps alors que les éperviers ont surtout été observés en décembre (40 % des observations d'éperviers). Plus une espèce était présente à la mangeoire, plus elle était chassée par les rapaces. En revanche, elle n'était pas plus ou moins chassée par le Chat domestique.

Figure 45 : Pourcentage de proies capturées par les 6 prédateurs les plus observés dans les jardins nord-américains où sont nourris les oiseaux (sur un total de 976 proies) (source : Dunn et Tessaglia, 1994).

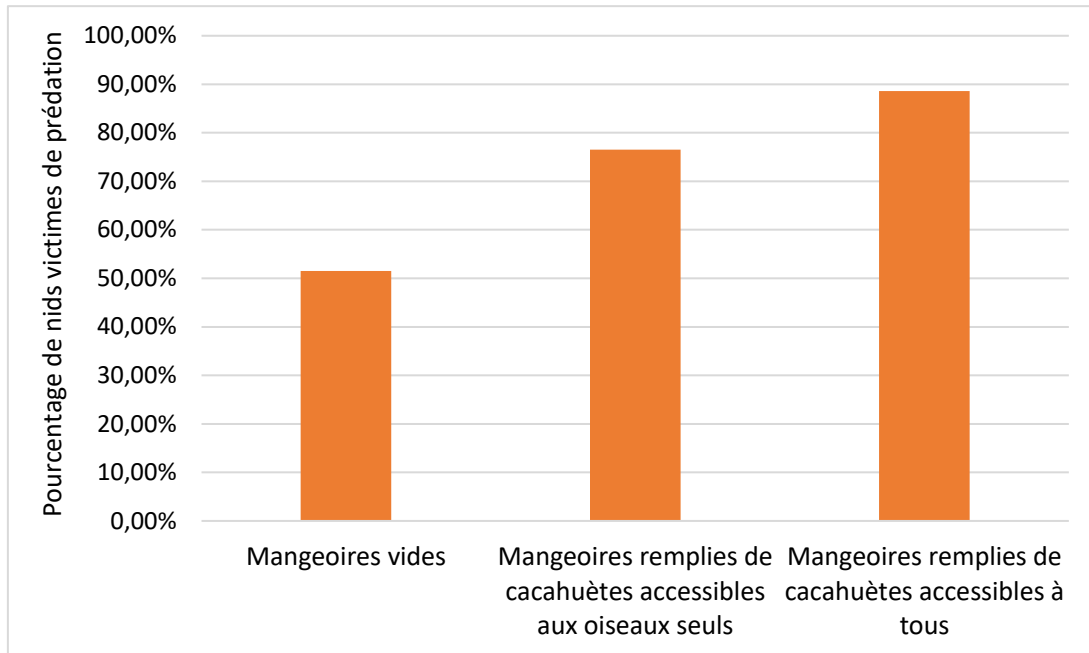


Roth *et al.* (2008) ont équipé des Eperviers (genre *Accipiter* spp.) de l'Illinois et de l'Indiana (Etats-Unis d'Amérique) avec des radiotransmetteurs afin de les suivre pendant l'hiver et de déterminer pour chaque animal la surface de son domaine vital* (surface occupée par toutes les positions de l'animal enregistrées au cours de l'hiver). Des mangeoires à oiseaux distribuant de la nourriture ont été installées en début d'hiver. Un épervier était considéré comme en train de fréquenter une mangeoire quand il était localisé dans un rayon de 300 m autour de celle-ci. Roth *et al.* (2008) ont constaté que les éperviers ne semblaient se focaliser ni globalement ni individuellement sur les sites où des mangeoires étaient présentes. La surface de leur domaine vital* augmentait quand le nombre de mangeoires qu'il comprenait augmentait. Si les éperviers s'étaient recentrés sur les mangeoires pour chasser leur domaine vital* aurait rétréci.

Si les prédateurs ne chassent pas abondamment les oiseaux adultes il semble qu'ils s'attaquent plus facilement aux nids situés près des sites de nourrissage. Hanmer *et al.* (2017) ont mené des travaux sur le campus de l'université Whiteknights de Reading (Royaume-Uni) au printemps. Ils ont disposé des mangeoires dans 54 sites différents pendant toute la saison de reproduction. Un tiers d'entre elles était vide, un tiers était rempli de cacahuètes accessibles seulement aux oiseaux et un tiers était rempli de cacahuètes accessibles à tous les animaux. Deux nichoirs, contenant des œufs de volaille, ont été placés ensuite autour de chaque mangeoire, l'un à 5 m de la mangeoire et l'autre à 10 m de celle-ci, diamétralement opposé au premier. Ils avaient pour but de mimer l'installation d'un nid de Merle noir. Les mangeoires et les nids ont été filmés par une caméra afin d'observer le passage d'animaux. Les nids ont été vérifiés à la fin de la période d'étude afin de voir si un prédateur était passé. Les mangeoires vides n'ont jamais été visitées. La moitié des nids victimes de prédation ont été visités par des pies bavardes, 2,7 % l'ont été par des geais (*Garrulus* spp.) et 10,8 % par des écureuils gris (*Sciurus carolinensis*). Le pourcentage de nids victimes de prédation est présenté sur la figure 46. Les mangeoires qui attiraient le plus les prédateurs et les oiseaux étaient celles où les nids étaient le plus victimes de prédation. La distance entre le nid et la mangeoire n'affectait pas le

taux de prédation, certainement parce que les nids les plus éloignés étaient encore assez proches des mangeoires.

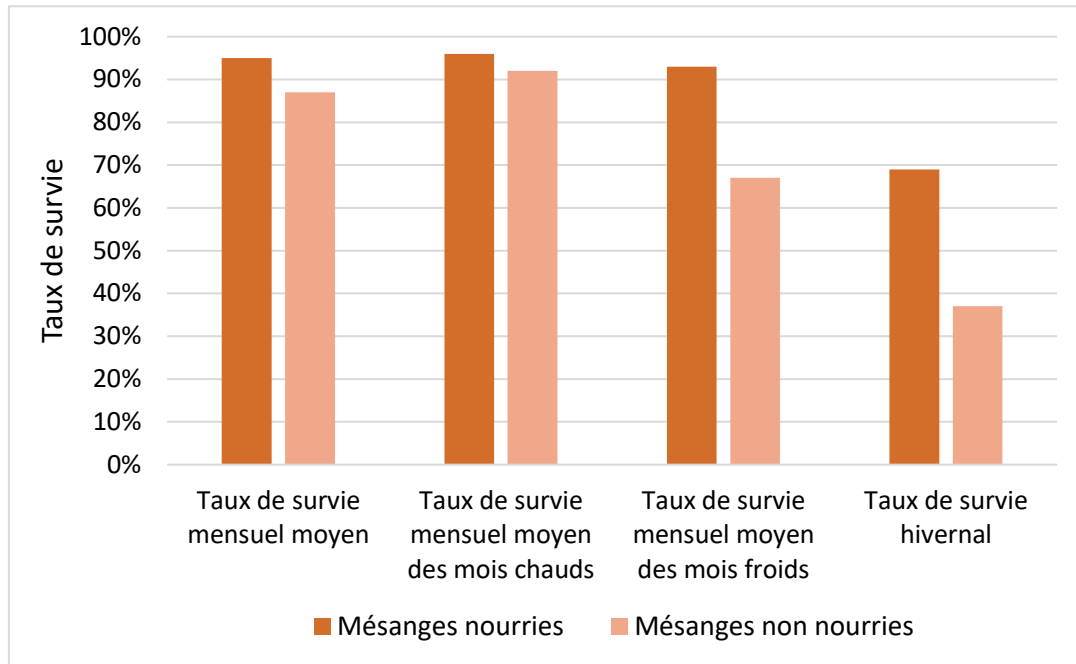
Figure 46: Pourcentage de nids victimes de prédation en fonction du type de mangeoire présent (source : Hanmer et al., 2017).



e) *Nourrissage et taux de survie des oiseaux*

Brittingham et Temple (1988) ont réalisé des travaux sur la survie hivernale de Mésanges à tête noire (*Poecile atricapillus*) dans le Wisconsin (Etats-Unis d'Amérique). Ils ont équipé des sites ruraux avec une mangeoire distribuant des graines de tournesol à volonté entre octobre et avril. D'autres sites ruraux non équipés de mangeoires et comparables en termes de climat et d'environnement ont été incorporés à l'étude. Les mésanges à tête noire ont été capturées dans chaque site afin de les baguer, de les peser et de les compter avant le début de l'étude. Entre octobre et avril, les oiseaux ont été comptés chaque semaine afin d'en déduire un taux de survie mensuel ainsi qu'à l'échelle de la saison complète. Les taux de survie mensuels et hivernal des mésanges nourries s'avéraient significativement plus importants que ceux des autres mésanges (figure 47). Quand un site non équipé recevait une mangeoire, les taux de survie mensuels suivants s'en trouvaient améliorés mais revenaient à l'état initial là où la mangeoire était enlevée. Les différences observées étaient donc dues au nourrissage des oiseaux et non au site lui-même. Le nourrissage était surtout important pour les mésanges quand il faisait froid (figure 47). Cette différence serait peut-être moins marquée dans des régions où le climat est moins rigoureux l'hiver.

Figure 47: Différents taux de survie moyens de mésanges à tête noire du Wisconsin, nourries ou non avec des graines de tournesol (source : Brittingham et Temple, 1988).



Mois chaud : mois comportant moins de 5 jours d'une température minimale inférieure à -18°C .

Mois froid : mois comportant plus de 5 jours d'une température inférieure à -18°C .

Cette température a été choisie comme référence car à -18°C les Mésanges à tête noire multiplient leurs besoins énergétiques par 2.

De nombreux biologistes ont émis l'idée que les oiseaux deviennent dépendants des sources de nourriture distribuée par l'Homme et ne sont plus capables de trouver d'autres sources de nourriture par eux-mêmes une fois qu'elles disparaissent. Une étude menée chez la Mésange à tête noire dans le Wisconsin (Etats-Unis d'Amérique) ne valide pas cette hypothèse (Brittingham et Temple, 1992). Deux populations rurales de mésanges à tête noire, dont l'une avait été nourrie par les auteurs pendant les 25 années précédentes, ont été observées pendant toute la durée d'un hiver. Les oiseaux ont été comptés chaque semaine afin d'établir un taux de survie mensuel hivernal. Les résultats n'ont rapporté aucune différence de survie mensuelle entre les 2 populations (taux de survie de 84 % et de 85 %). Les individus ayant utilisé les mangeoires durant plusieurs années n'étaient pas moins capables que les autres de trouver de la nourriture et de survivre avec des ressources naturelles. Le maintien d'une survie correcte tient peut-être au fait que, d'après ce qu'avaient estimé Brittingham et Temple dans leurs études précédentes, les mésanges couvraient seulement 21 % de leurs besoins énergétiques avec la nourriture distribuée aux mangeoires.

f) Conséquences sur la prévalence des maladies chez les oiseaux

Wilcoxon et al., (2015) ont étudié la prévalence de certaines maladies chez des oiseaux de l'Illinois (Etats-Unis d'Amérique) nourris par les humains. Chez chaque oiseau capturé dans des jardins de particuliers, ils ont recherché les signes cliniques de 4 maladies contagieuses communes au sein de l'avifaune sauvage :

- La chlamydie (due à la bactérie *Chlamydia psittaci*) : conjonctivite (conjonctives rouges et gonflées) et laryngite (inflammation du larynx) ;
- La variole aviaire (due à des virus de la famille des Poxviridae) : lésions cutanées (pustules ou nodules) autour du bec et sur les membres inférieurs ;
- Les mycoses dermatologiques (dues à des champignons des genres *Trichophyton* spp. et *Microsporum* spp.): perte de plume et décoloration de la peau
- Les infections du cloaque* bactériennes et fongiques : écoulements verts provenant du cloaque*, inflammation du cloaque*.

Le nombre d'oiseaux nourris symptomatiques était significativement plus important que le nombre d'oiseaux témoins symptomatiques. Le nourrissage participait à l'augmentation de la prévalence des maladies contagieuses chez les oiseaux sauvages de l'Illinois. On ne sait cependant pas si les agents pathogènes se transmettaient plus ou si les oiseaux étaient plus sensibles aux infections.

Galbraith et al., (2017) ont réalisé des travaux sur la prévalence de certains agents pathogènes dans des zones résidentielles urbaines d'Auckland (Nouvelle-Zélande). Un groupe d'oiseaux vivait près de propriétés où des humains déposaient chaque jour du pain et un mélange de graines pour oiseaux (Millet blanc (*Panicum miliaceum*), Moha de Hongrie (*Setaria italica*), flocon d'avoine (*Avena* spp.)) et un groupe d'oiseaux témoins vivait près de propriétés ne pratiquant pas le nourrissage des oiseaux. Dans chaque propriété les auteurs ont capturé tous les 6 mois des moineaux domestiques, des merles noirs et des zostérops à dos gris (*Zosterops lateralis*), sur lesquels ils ont réalisé des prélèvements permettant de mettre en évidence la présence d'agents pathogènes courants (cf. tableau 33). En ce qui concerne *Chlamydia psittaci*, les auteurs ont prélevé des échantillons chez la Tourterelle tigrine (*Streptopelia chinensis*) et la Tourterelle domestique (*Streptopelia risoria*), des espèces où la prévalence de cette affection est bien plus importante. Les résultats sont présentés dans le tableau 33. Les bactéries du genre *Salmonella* spp., étaient retrouvées chez les oiseaux qui fréquentaient les sites de nourrissage. Cependant, la faible prévalence relevée ne permettait pas de conclure que les salmonelles étaient significativement plus fréquentes chez ces oiseaux. L'échantillon d'oiseaux non nourris n'était peut-être pas suffisant pour mettre en évidence la présence de ces bactéries. L'unique espèce identifiée était *Salmonella enterica* sérovar* Typhimurium, aussi bien chez les spécimens que sur les mangeoires dont les prélèvements avaient été réalisés en même temps, indiquant une contamination très probable des oiseaux au niveau des mangeoires. En ce qui concerne *Chlamydia psittaci*, le nombre de tourterelles incluses était assez faible et pourrait expliquer l'absence de détection. Cependant, un cadavre d'oiseau retrouvé près d'une mangeoire a montré des signes d'infection à *Chlamydia psittaci*.

Tableau 33 : Prélèvements réalisés, agents pathogènes recherchés et résultats des analyses réalisées chez des oiseaux d'Auckland nourris ou non par les humains (source : Galbraith *et al.*, 2017).

Agent pathogène recherché	Prélèvement réalisé	Analyse réalisée	Résultats
Bactéries du genre <i>Salmonella spp.</i>	Contenu cloacal avec écouvillon stérile	Bactériologique (identification des souches bactériennes en croissance)	Prévalence oiseaux nourris : 1,4 % Prévalence oiseaux témoins : 0 %
	Passage de chiffonnettes stériles sur les mangeoires.		6,8 % des échantillons sont positifs. 3 mangeoires sont positives dans 3 jardins différents.
Bactérie <i>Chlamydia psittaci</i>	Contenu du cloaque, des conjonctives et des choanes* avec écouvillons stériles	PCR	Aucune bactérie détectée dans les échantillons des 2 groupes.
Virus du genre <i>Avipoxvirus</i> (Poxviridae)	Photographie des lésions cutanées évocatrices.	Pas d'analyse. Observations des photos et comparaison avec la littérature scientifique.	Prévalence équivalente dans les 2 groupes. Moineau : 14,8 % Merle : 2,4 % Zostérops : 9 %
Acariens du genre <i>Acari spp.</i>	Collecte des parasites en ébouriffant les plumes des oiseaux pendant 5 minutes, après application d'une poudre insecticide sous les ailes et sur les flancs. Parasites noyés et conservés dans de l'alcool.	Identification à la loupe binoculaire	Prévalence équivalente dans les 2 groupes. Moineau : 12,2 % Merle : 22,8 % Zostérops : 61,4 %
Poux du genre <i>Phthiraptera spp.</i>			Prévalence 3,85 fois plus importante chez les oiseaux nourris mais pas significativement différente.
Helminthes gastro-intestinaux	Contenu fécal récupéré sur le filet servant à la capture des oiseaux	Dénombrement des œufs par coproscopie par flottaison	Prévalence équivalente dans les 2 groupes pour les 3 espèces même si 3,32 fois moins importante chez les Zostérops nourris.
Coccidies			Prévalence équivalente dans les 2 groupes.

Les agents pathogènes étudiés précédemment se transmettent entre oiseaux par contact et/ou par voie indirecte. Ceux qui se transmettent par voie indirecte, par exemple les bactéries du genre *Salmonella*, contaminent les oiseaux au niveau des lieux de distribution de nourriture (mangeoire, sol) (Galbraith *et al.*, 2017). Schaper *et al.* (2021) ont placé dans un site rural et un site urbain de l'Arizona, 5 mangeoires remplies de graines de tournesol. Pendant 5 semaines ils ont nettoyé les mangeoires quotidiennement avec une solution d'eau de Javel à 10 % puis ont arrêté de le faire pendant les 5 semaines suivantes. Pendant chaque période, des rosélins familiers ont été capturés et gardés en captivité pendant 24 heures afin de récupérer leurs fientes. Les œufs de coccidies y ont été dénombrés par une méthode de coproscopie par flottaison. Les résultats sont présentés dans le tableau 34.

Tableau 34 : Variation du nombre de coccidies observées chez des rosélins familiers fréquentant des mangeoires en fonction de leur nettoyage (source : Schaper *et al.*, 2021)

	Nettoyage des mangeoires quotidien	Pas de nettoyage des mangeoires
Variation du nombre de coccidies chez les femelles rurales	Aucune variation	Aucune variation
Variation du nombre de coccidies chez les mâles ruraux	Diminution	Augmentation
Variation du nombre de coccidies chez les femelles urbaines	Aucune variation Nombre de coccidies initial similaire à celui des femelles rurales	Diminution
Variation du nombre de coccidies chez les mâles urbains	Forte diminution Nombre de coccidies initial 10 fois supérieur à celui des mâles ruraux	Aucune variation

Le fait de nettoyer les mangeoires permettait de diminuer la contamination chez le mâle mais pas chez la femelle. Selon les auteurs, les femelles n'hésitent pas à déloger les mâles pour disposer de la meilleure place de la mangeoire. Elles choisissent donc certainement des places dépourvues de fientes qui les mettent moins en contact avec les coccidies, les plaçant en situation d'utiliser des mangeoires plutôt propres tout le temps. Lorsque la pression de contamination augmentait par manque de nettoyage, les oiseaux ruraux se contaminaient davantage que les oiseaux urbains. Selon les auteurs, cette différence est certainement due au fait que les oiseaux urbains étaient initialement plus contaminés que les oiseaux ruraux. Leur système immunitaire était plus compétent pour éliminer les coccidies quand la pression de contamination était faible et pour éviter un nombre important de nouvelles contaminations quand la pression de contamination devenait plus forte.

Les agents pathogènes qui se transmettent par contact direct se propagent au niveau des sites de nourrissage par le biais des oiseaux les plus sociaux qui fréquentent le plus ces sites. Adelman *et al.*, (2015) ont capturé des rosélins familiers dans 6 sites proches de l'université de Virginie (Etats-Unis d'Amérique) afin de les équiper de transpondeurs électroniques. Dans chaque site ils ont installé une mangeoire qui lisait ces transpondeurs et permettait aux oiseaux équipés d'accéder à la nourriture. Les données recueillies par les mangeoires ont permis d'étudier le degré de sociabilité de chaque individu. Pour cela les auteurs ont calculé de nombreux paramètres : taille moyenne du groupe social, nombre d'oiseaux rencontré quotidiennement à une mangeoire, temps passé quotidiennement à une

mangeoire, nombre de mangeoires visitées quotidiennement, nombre de trajets quotidiens réalisés jusqu'à une mangeoire. Les auteurs ont ensuite réalisé des travaux en captivité. Dix colonies unisexes de 4 roselins ont été créées en capturant des individus dans 2 des sites utilisés précédemment. Aucun des individus capturés ne présentait de signes cliniques de mycoplasmoses ou d'anticorps plasmatique contre *Mycoplasma gallisepticum*. Les colonies vivaient dans des volières différentes contenant les mangeoires utilisées précédemment. Dans chaque colonie, un individu 0 a été inoculé avec *Mycoplasma gallisepticum* au niveau des conjonctives. L'individu 0 était soit celui qui passait le plus de temps aux mangeoires, soit celui qui en passait le moins. Dès la veille de l'inoculation de l'individu 0, les oiseaux ont été scorés au niveau des yeux pour les signes de conjonctivite (score de 0 à 3 par œil, 0 étant un œil intact et 3 étant un œil rouge et croûteux) et des larmes ont été récupérées pour rechercher *M. gallisepticum* par PCR. Le temps de transmission initiale, c'est-à-dire le temps écoulé entre l'inoculation et la détection des signes de conjonctivite chez un autre oiseau, a été calculé pour chaque colonie. L'analyse des résultats montre que le temps de transmission initiale était plus court dans les colonies où l'oiseau 0 était l'oiseau le plus présent aux mangeoires. Il était également plus court chez les colonies de mâles que chez les colonies de femelles.

g) *Conséquences sur le comportement des oiseaux*

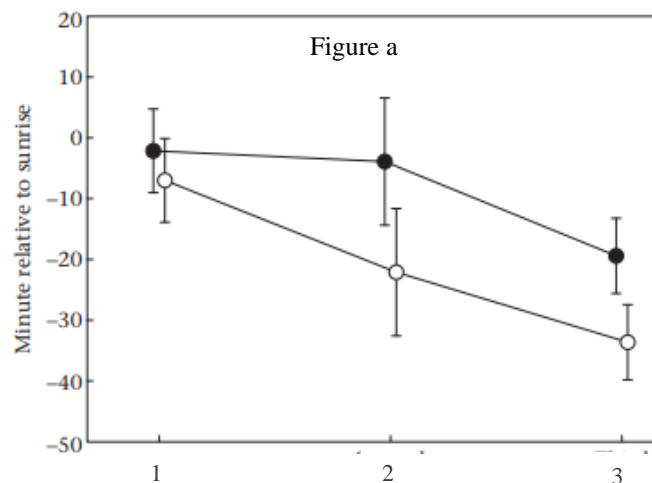
Le nourrissage induit la modification de certains comportements chez le Moineau domestique et d'autres espèces d'oiseaux.

Il a ainsi diminué la paternité extra-conjugale de moineaux domestiques de Vienne (Václav *et al.*, 2003). Trois-quarts des moineaux utilisant les nichoirs installés sur les murs des enclos du zoo de la capitale autrichienne ont été nourris quotidiennement jusqu'à la ponte du premier œuf avec un mélange commercial de graines distribué dans des mangeoires installées à proximité immédiate de leur nid. Le comportement des moineaux, notamment copulatoire, a été observé quotidiennement pendant 15 minutes entre le début de la fabrication des nids et la ponte du dernier œuf. Chaque adulte a été capturé avant les observations afin de le baguer et de lui prélever un échantillon sanguin. Chaque oisillon a été capturé afin de le baguer et de lui prélever un échantillon sanguin pour comparer leur empreinte ADN à celles de ses parents supposés (c'est-à-dire les adultes ayant construit le nid qui l'hébergeait et qui lui apportaient de la nourriture). Trente-cinq pour cent des oisillons étaient issus d'une copulation extra-conjugale. Les moineaux qui se nourrissaient au niveau des mangeoires élevaient significativement moins d'oisillons issus d'une relation extra-conjugale que les autres. Ceci s'explique assez facilement. Quand les couples de moineaux disposent de ressources alimentaires supplémentaires proches de leur nid, ils s'en éloignent moins. Ainsi, les étrangers sont moins susceptibles de venir copuler dans le nid avec un des deux partenaires lesquels rencontrent, hors de leur nid, moins de moineaux étrangers avec qui ils seraient susceptibles de copuler. La diminution de la fréquence de ce comportement n'a pas d'impact important à part qu'il pourrait diminuer la diversité génétique des oisillons (les oisillons qui n'ont qu'un parent en commun sont plus éloignés génétiquement que les oisillons issus des mêmes parents).

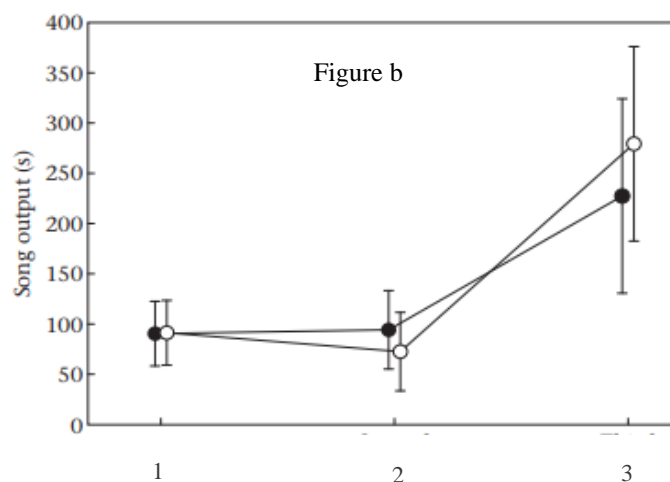
Le nourrissage a retardé le début du chant de l'aube des mésanges charbonnières de la banlieue d'Oslo (Norvège) (Saggese *et al.*, 2011). Pendant les 6 semaines précédant la ponte des premiers œufs et pendant l'incubation des œufs les mésanges charbonnières mâles, comme de nombreux oiseaux chanteurs, chantent de manière plus intense peu de temps avant le lever du soleil qu'à tout autre moment de la journée. C'est ce qu'on appelle le chant de l'aube (*dawn singing* en anglais). Il servirait à attirer les partenaires sexuelles, à les convaincre de rester et à éloigner les mâles étrangers (Amrhein *et al.*, 2008; Erne et Amrhein, 2008). Saggese *et al.* (2011) ont nourri la moitié des couples de mésanges charbonnières

nichant dans une banlieue d'Oslo avec des graines de tournesol distribuées à volonté. Le chant des mâles a été enregistré pendant 2 heures à l'aube 3 fois (figures 48 a et b). Le chant de la Mésange charbonnière se composant de strophes de 1 à 5 secondes séparées de pauses, les auteurs ont compté le nombre de strophes et mesuré leur durée cumulée. Ils ont noté ainsi que les mâles nourris commençaient à chanter plus tard que les autres (figure 48a). Après le retrait des mangeoires, les mâles nourris débutaient leur chant plus tôt qu'avant mais toujours plus tard que les autres mâles (figure 48a). Cependant ce retard n'était pas préjudiciable car il ne diminuait pas la durée du chant (figure 48b). Les auteurs n'arrivent pas à expliquer la différence entre les 2 groupes. Pendant qu'ils ne chantaient pas les mâles nourris étaient positionnés près de leur nid, silencieux, sans être occupés. Rien ne les empêchait de chanter. Ils auraient même dû le faire parce que leur territoire, tout comme celui des oiseaux non nourris, était visité par des oiseaux étrangers à qui ils devaient manifester leur présence,

Figures 48 : Début et durée du chant de l'aube de mâles de mésanges charbonnières de Norvège, nourris et non nourris avec des graines de tournesol (source : Saggese *et al.*, 2011).



L'axe vertical représente le nombre de minutes écoulées entre le début du chant et le lever du soleil et l'axe horizontal représente la session d'observation. Les oiseaux nourris sont représentés en noirs et les oiseaux témoins sont représentés en blanc.



L'axe vertical représente la durée du chant de l'aube en secondes et l'axe horizontal représente la session d'observation. Les oiseaux nourris sont représentés en noirs et les oiseaux témoins sont représentés en blanc.

III. Conséquences des caractéristiques physico-chimiques du milieu urbain chez les oiseaux

A. Le paysage urbain est à l'origine de collisions mortelles chez les oiseaux et de la formation d'îlots de chaleur

Les villes sont composées de hauts bâtiments et de voies de communication qui constituent autant de zones de collisions parfois mortelles avec les oiseaux. La configuration des villes qui rassemble bâtiments en pierre, en béton ou en verre et substrats de sol artificiels crée des îlots de chaleur urbains qui pourraient avoir un impact sur la biologie des oiseaux.

1. Collisions des oiseaux avec les bâtiments et les véhicules en milieu urbain

De nombreuses collisions ont lieu entre les oiseaux et les infrastructures anthropiques. Loss *et al.* (2014) ont montré qu'un grand nombre d'oiseaux a été victime d'une collision avec un bâtiment d'habitation aux Etats-Unis d'Amérique entre 1979 et 2012 (tableau 35). Par ailleurs, le nombre de collisions d'oiseaux par bâtiment augmentait avec la hauteur du bâtiment (tableau 35).

Tableau 35 : Nombre annuel de collisions mortelles d'oiseaux au niveau de bâtiments d'habitation humaine entre 1979 et 2012 aux Etats-Unis d'Amérique selon la taille du bâtiment (source : Loss *et al.*, 2014).

	Tous les bâtiments d'habitation	Bâtiments de moins de 4 étages	Bâtiments de 4 à 11 étages	Bâtiments de plus de 11 étages
Nombre annuel de collisions mortelles (intervalle de confiance à 95%) en millions	280,6 à 933,6 52 % en milieu urbain et 48 % en milieu rural.	159,1 à 378,1	62,2 à 664,4	0,1 à 1,6
Nombre annuel de collisions mortelles par bâtiment (intervalle de confiance à 95%)	2 à 6,8	1,3 à 3,1	4,1 à 44	5 à 76,6
Nombre annuel médian de collisions mortelles en millions	507,6	253,2	245,5	0,508
Nombre annuel médian de collisions mortelles par bâtiment	3,7	2,1	16,3	24,3

Les 4 espèces les plus touchées par ce phénomène étaient des espèces migratrices: le Bruant à gorge blanche (*Zonotrichia albicollis*), le Junco ardoisé (*Junco hyemalis*), la Paruline couronnée (*Seiurus aurocapilla*) et le Bruant chanteur (*Melospiza melodia*).

Le décompte précédent ne prend en compte que les immeubles d'habitation et non les immeubles commerciaux, administratifs ou de bureaux. Or ces derniers sont aussi à l'origine de collisions d'oiseaux. Par exemple, en 2005, 251 oiseaux de 54 espèces sont entrés en collision avec le Morgan Processing and Distribution Center, un immeuble new-yorkais de 6 étages utilisés par les services de poste (United States Postal Service) et 90 % d'entre-eux en sont morts (Gelb et Delacretaz, 2006). Les collisions ont surtout eu lieu en automne et au printemps pendant les périodes de migration et concernaient à 92 % des espèces migratrices. Le nombre annuel d'oiseaux morts par collision a donc très probablement été sous-estimé par Loss *et al.* (2014).

Ce phénomène s'explique assez facilement. Les immeubles de grande taille, de par leur hauteur, sont situés sur le trajet des oiseaux qui survolent les villes. De plus, la façade de la plupart des tours et gratte-ciels reflète l'image du ciel, et empêche les oiseaux de bien les distinguer. La verticalisation des villes prend de l'ampleur depuis la fin du XX^e siècle (*cf.* partie II.B.3). Le nombre de tours et de gratte-ciels comptant plus de 11 étages s'accroît que ce soit dans les quartiers d'affaire ou résidentiels. De ce fait, le nombre de collisions d'oiseaux avec les bâtiments est susceptible de s'amplifier.

2. Collisions des oiseaux avec les véhicules au niveau des voies de communication

Les routes, qu'elles soient situées en milieu urbain ou en milieu rural, sont des lieux de collisions entre oiseaux et véhicules (tableau 36). Leur nombre dépend du type de voie, de la vitesse des véhicules, de la densité du trafic routier mais aussi de l'habitat environnant. Plus la route est de taille importante, plus le trafic routier est dense ou les véhicules roulent vite, plus le nombre de collisions est important (Banks, 1979).

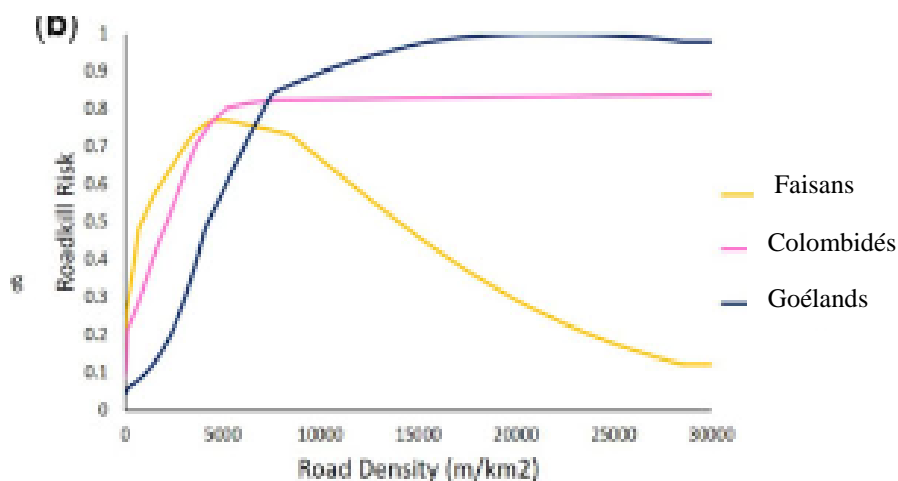
Tableau 36 : Nombre de collisions mortelles entre oiseaux et véhicules au XX^e siècle (source : Banks, 1979; Morelli *et al.*, 2020)

Lieu	Royaume-Uni	Etats-Unis	Europe
Epoque	Années 1950 et 1960	1938 - 1973	Seconde moitié du XX ^e siècle
Nombre annuel de collisions mortelles	1 million concernaient des moineaux domestiques	10,2 à 374,5 millions concernaient tous les oiseaux	Pas d'information
Espèces les plus touchées	Moineau domestique, Merle noir, Faisan de Colchide (<i>Phasianus colchicus</i>), et Grive musicienne (<i>Turdus philomenas</i>)	Moineau domestique, Faisan de Colchide, Merle d'Amérique et Bruant chanteur (<i>Melospiza melodia</i>)	Merle noir, Moineau domestique, Pie bavarde, Chevêche d'Athéna (<i>Athene noctua</i>), Rouge-gorge familier, Chouette effraie (<i>Tyto alba</i>), Pinson des arbres.

Kent *et al.* (2021) ont compilé des données datant de 2013 à 2019 du « Project Splatter », un projet mené par des citoyens, qui étudie le phénomène des collisions mortelles entre animaux sauvages et véhicules. Les citoyens volontaires ont noté l'espèce et le nombre d'individus qu'ils retrouvaient morts sur les routes ou sur leurs bords. Ils ont également noté la date et la localisation de leur découverte. Les auteurs ont par la suite cherché à mettre en évidence un lien entre le nombre de collisions mortelles sur les routes et le milieu où ont eu lieu ces collisions. Ils ont pour cela divisé le Royaume-Uni en zones de 1 km². Dans chaque zone ils ont estimé le taux d'urbanisation, et la distribution des 3 taxons aviaires les plus

touchés, c'est-à-dire les faisans, les colombidés et les goélands, ainsi que le nombre de collisions mortelles avec un véhicule. Le risque de choc fatal (probabilité qu'un oiseau soit victime d'une collision mortelle avec un véhicule sur son lieu de vie) augmentait avec la densité de routes (figure 49). Pour les colombidés et les goélands, ce risque atteignait un plateau maximal à partir d'une densité de routes équivalente à celle des villages et des zones périurbaines du pays. Ainsi dans les zones plus denses en route, la probabilité d'une collision avec un véhicule pour ces deux taxons était bien plus forte qu'ailleurs. Pour les faisans en revanche, le risque de collision était maximal seulement pour une densité de routes équivalente à celle des espaces périurbains.

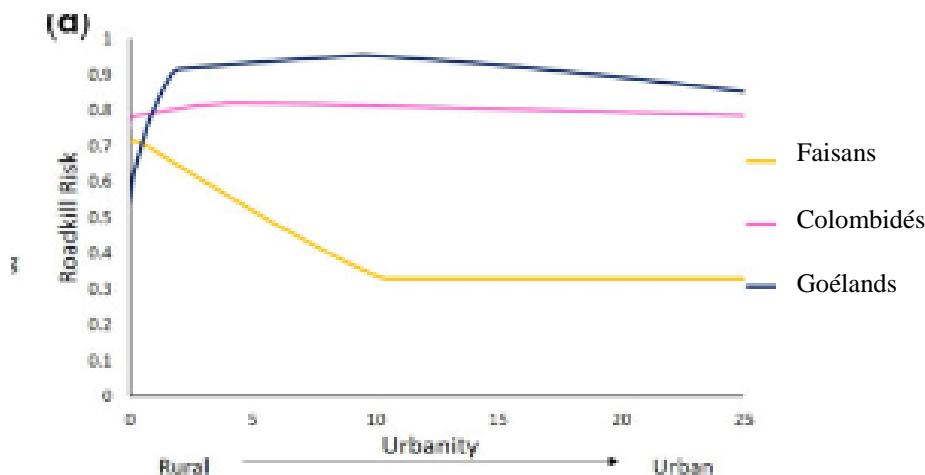
Figure 49 : Risque de collision mortelle chez les faisans, les colombidés et les goélands du Royaume-Uni en fonction de la densité de routes (source : Kent *et al.*, 2021)



Axe vertical : Risque de collision mortelle Axe horizontal : Densité de routes en m par km².

Le taux d'urbanisation jouait aussi un rôle dans le risque de collision mortelle mais moins important que celui de la densité du réseau routier. Ce risque diminuait avec l'augmentation du taux d'urbanisation pour les faisans mais demeurait constant pour les goélands et les colombidés (figure 50). Ces différences pourraient être imputées au fait que les faisans étaient moins nombreux en milieu urbain qu'à la campagne. Cependant, le risque de collision mortelle n'était pas significativement fonction du nombre d'oiseaux présents. Chez les goélands et les pigeons le nombre de collisions observées en milieu urbain était plus important que celui attendu pour une population aviaire de taille équivalente. Ce résultat suppose que les goélands et les colombidés présentaient des difficultés à se déplacer avec fluidité au niveau des voies de communication dans le tissu urbain en dépit du fait qu'il s'agisse d'espèces adaptées à cet environnement.

Figure 50: Risque de collision mortelle chez les faisans, les colombidés et les goélands du Royaume-Uni en fonction du taux d'urbanisation (source : Kent *et al.*, 2021)



Axe vertical : Risque de collision mortelle Axe horizontal : Taux d'urbanisation.

3. Ilots de chaleurs urbains et leurs conséquences chez les oiseaux

a) *Présentation des îlots de chaleur urbains*

(1) **Définition et caractéristiques des îlots de chaleur urbains**

Les îlots de chaleur urbains correspondent à une élévation localisée de la température extérieure en ville par rapport aux zones rurales adjacentes. Cette température est en moyenne supérieure de 1,5 à 2,5°C mais peut dans les cas extrêmes l'être de 10°C (Fedele, 2010). En général, l'îlot de chaleur urbain connaît une intensité minimale à la mi-journée, qui prend de l'ampleur en fin d'après-midi et atteint son maximum entre 2 et 3 heures après le coucher du soleil. En été, cet îlot disparaît aux alentours de minuit dans les petites villes alors qu'il dure toute la nuit jusqu'au lever du soleil dans les grandes villes (Landsberg, 1981; Magdelaine, 2021).

Les îlots de chaleur urbains, bien qu'ils n'aient pas été immédiatement baptisés ainsi, ont été mis en évidence dès le début du XIX^e siècle par Luke Howard, à l'aide de données météorologiques récoltées pendant 9 ans. Il avait remarqué que les températures nocturnes moyennes du centre-ville étaient supérieures de 3,7°C en moyenne à celles des zones rurales environnantes (Magdelaine, 2021). Depuis, de nombreux autres travaux empiriques ont mis en évidence l'existence d'îlots de chaleur dans les villes. Par exemple, l'Agence d'Urbanisme de la Région Nantaise a relevé en 2018 par satellite une température moyenne au sein de l'agglomération nantaise supérieure de 1,4°C à celle du département de Loire-Atlantique. Les zones d'activité économiques, industrielles et commerciales correspondaient aux zones urbaines les plus chaudes (Agence d'Urbanisme de la Région Nantaise, 2020).

(2) Causes de l'apparition d'îlots de chaleur en milieu urbain

La présence d'îlots de chaleur en ville est due à 4 phénomènes : forte absorption du rayonnement solaire (faible albédo), étroitesse des espaces, faible évapotranspiration de l'eau, émission anthropique de chaleur.

L'albédo d'une surface correspond à sa capacité de réflexion des rayonnements. L'albédo moyen des surfaces urbaines non enneigées est d'environ 10 à 20 %, c'est-à-dire qu'elles réfléchissent 10 à 20 % du rayonnement solaire vers le milieu extérieur (Taha, 1997). Comme le montre le tableau 37, l'albédo des surfaces artificielles est 5 % moins important en moyenne que celui des surfaces naturelles (Landsberg, 1981; Magdelaine, 2021). Or plus l'albédo d'une surface est important, moins cette surface absorbe de radiations solaires et plus elle reste fraîche (Taha, 1997). La température des surfaces et des façades en ville est donc plus élevée qu'en milieu rural. Dans les mégalo-poles états-unienne, en début d'après-midi d'été, la température au sol est supérieure de 9,7 à 17°C à celle des zones rurales adjacentes (Landsberg, 1981). Le fait que le sol et les façades des villes soient plus chauds en journée augmente les flux de convection de chaleur et réchauffe de manière plus importante l'air ambiant à proximité de ces surfaces (Taha, 1997). Il en résulte aussi une plus forte quantité de chaleur renvoyée dans l'atmosphère quand la nuit tombe (Landsberg, 1981).

Tableau 37 : Albédo de diverses surfaces naturelles et artificielles (source : Magdelaine, 2021).

Surface	Albédo
Goudron	5 à 20 %
Toit en tôle ondulée	10 à 15 %
Ciment	10 à 35 %
Toit en tuiles	10 à 35 %
Arbres	15 à 18 %
Brique et pierres	20 à 40 %
Pelouse	25 à 30 %

Au sein des villes, l'espace entre les bâtiments est restreint, ce qui empêche l'air chaud de s'évacuer et fait augmenter la température extérieure. C'est d'autant plus vrai quand les rues sont étroites ou les bâtiments très hauts. (Landsberg, 1981).

L'évapotranspiration des végétaux, c'est-à-dire l'évaporation de l'eau issue de leur transpiration qui s'accumule à leur surface, modère la température de l'air ambiant et des surfaces. Elle peut diminuer la température ambiante de 2 à 8°C (Taha, 1997). C'est également le cas de l'évaporation de l'eau contenue dans le sol (Landsberg, 1981; Taha, 1997). Le fait que les villes soient moins végétalisées et que les matériaux urbains n'absorbent pas l'eau qui ruisselle abondamment sur eux participe donc à l'élévation de la température de l'air en milieu urbain.

Enfin, la chaleur anthropique joue un rôle notable dans l'alimentation des îlots de chaleur urbain. La combustion d'énergies fossiles pour le chauffage des logements, pour le fonctionnement des véhicules, pour l'industrie, mais aussi la climatisation et l'éclairage public sont des sources de chaleur qui réchauffent l'air extérieur urbain (Landsberg, 1981; Magdelaine, 2021; Taha, 1997). Par exemple, la température de la surface d'une route éclairée est ainsi supérieure de 1°C par rapport à celle d'une route non éclairée (Magdelaine, 2021; Taha, 1997). On remarque aussi que quand les activités économiques et industrielles comme le trafic routier diminuent le dimanche, la différence de température entre les centres-

villes et les zones rurales se réduit significativement par rapport aux autres jours de la semaine (Landsberg, 1981). La production anthropique de chaleur est plus importante en hiver dans les zones tempérées et impacte davantage les centres-villes et les zones commerciales, économiques et industrielles que les quartiers résidentiels et périurbains (Taha, 1997).

b) Conséquences des îlots de chaleur chez les oiseaux

Très peu d'études ont évalué l'effet des îlots de chaleur sur la biologie ou le comportement des oiseaux. On connaît cependant l'influence de la température sur leur entrée en reproduction (partie I.B.2.a). La saison débute quand les températures s'élèvent, et les oiseaux pondent leurs œufs plus tard quand les températures de fin d'hiver sont plus fraîches. On peut donc imaginer qu'en milieu urbain, où les températures de fin d'hiver sont plus douces, les oiseaux commencent leur saison de reproduction plus tôt. Les conséquences de l'avancée de la date de ponte sur le succès reproducteur dépendent de la disponibilité des ressources alimentaires. Si les Arthropodes ne décalent pas également leur reproduction ni les végétaux leur croissance dans le même sens, les ressources alimentaires peuvent être moins importantes.

La température régit aussi la reproduction des arthropodes. Par exemple, les fourmis *Temnothorax curvispinosus* élevées en laboratoire sous une température plus importante initient leur reproduction 5 à 20 jours plus tôt que les autres, quel que soit leur milieu d'origine (Chick *et al.*, 2019). La durée d'incubation des œufs du papillon *Choristoneura occidentalis* est divisée par 5 quand la température extérieure passe au-dessus de 10°C (Régnière *et al.*, 2012). Celle-ci régit aussi la croissance et la reproduction des végétaux. Ainsi, chez les végétaux annuels les températures douces augmentent le taux de développement des organes des plantes et diminuent la durée de leur croissance (Morison et Lawlor, 1999). Au niveau des îlots de chaleur urbains, la reproduction des Arthropodes et la croissance des végétaux pourraient être accélérées, et les ressources alimentaires naturelles seraient alors disponibles lors de l'éclosion des œufs des oiseaux.

Il semble que les îlots de chaleur modifient la composition des populations urbaines d'Arthropodes. Ainsi, Youngsteadt *et al.* (2017) ont montré que le nombre d'Arthropodes vivant au niveau des érables rouges (*Acer rubrum*) des rues du centre-ville de Baltimore (Etats-Unis d'Amérique) diminuait dans les rues les plus chaudes. A Baltimore, Raleigh, New York et Boston, le nombre d'individus de certaines familles d'Arthropodes diminuait dans les rues les plus chaudes quand celui d'autres familles augmentait (tableau 38). Tous les types d'Arthropodes (herbivores, prédateurs, parasites) étaient touchés. Kaiser *et al.*, (2020) ont montré qu'une température plus élevée augmentait la survie des larves du papillon *Lasiommata megera* mais ne modifiait pas celle des larves du papillon *Pararge aegeria*. Les premiers verraient donc leur population augmenter dans les zones les plus chaudes pendant que celle des seconds resterait stable. Il en découle que les conséquences sur les oiseaux sont potentiellement multiples et variées. Sous l'effet des îlots de chaleur urbains, les ressources en Arthropodes et/ou leur diversité peut diminuer ou rester stable, impactant différemment les oiseaux en fonction de leur régime alimentaire et de la ville où ils vivent.

Tableau 38 : Familles d'Arthropodes dont la population a augmenté ou diminué au niveau des îlots de chaleur de Boston, New York, Baltimore et Raleigh (source : Youngsteadt et al., 2017).

	Boston	New York	Baltimore	Raleigh
Familles en déclin	Aucune	<i>Coccidae</i> (herbivores) <i>Ichneumonidae</i> (parasites) <i>Ceraphronidae</i> (parasites) <i>Mymaridae</i> (parasites) <i>Aleyrodidae</i> (herbivores) 33 % de l'ensemble des familles	<i>Eulophidae</i> (parasites) <i>Aphididae</i> (herbivores) <i>Ceraphronidae</i> (parasites) <i>Ichneumonidae</i> (parasites) 23,5 % de l'ensemble des familles	<i>Thripidae</i> (herbivores) <i>Ceraphronidae</i> (parasites) <i>Diapriidae</i> (parasites) <i>Entomobryidae</i> (détritivores) <i>Bethylidae</i> (parasites) <i>Coccinellidae</i> (prédateurs) <i>Signiphoridae</i> (parasites) 27 % de l'ensemble des familles
Familles en croissance	<i>Ceraphronidae</i> (parasites) <i>Coccinellidae</i> (prédateurs) <i>Encyrtidae</i> (parasites) <i>Aphididae</i> (herbivores) <i>Dolichopodidae</i> (prédateurs) 31 % de l'ensemble des familles	Aucune	<i>Scelionidae</i> (parasites) <i>Aleyrodidae</i> (herbivores) <i>Encyrtidae</i> (parasites) <i>Formicidae</i> (inconnu) 23,5 % de l'ensemble des familles	<i>Aphelinidae</i> (parasites) <i>Formicidae</i> (inconnu) <i>Cicadellidae</i> (herbivores) <i>Scelionidae</i> (parasites) <i>Eulophidae</i> (parasites) 19 % de l'ensemble des familles

B. Les ondes radios et la lumière émises par les infrastructures urbaines modifient le comportement des oiseaux et interfèrent avec leurs fonctions biologiques

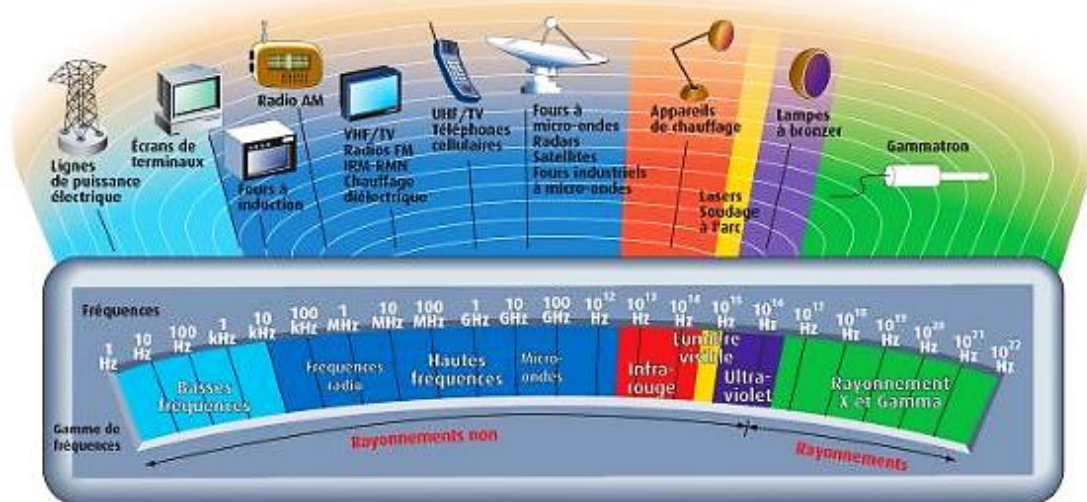
Afin d'assurer la communication entre les habitants des villes d'une part et la diffusion des différents médias d'autre part, les infrastructures émettrices d'ondes radios se multiplient dans le milieu urbain. Celui-ci bénéficie par ailleurs d'un éclairage nocturne nécessaire à la réalisation des différentes activités humaines. Ondes et lumière artificielle peu présentes dans les environnements naturels des oiseaux sont dès lors susceptibles de perturber leurs comportements et leur biologie.

1. Ondes radios émises en milieu urbain et leurs conséquences chez les oiseaux

a) Présentation des antennes relais de téléphonie mobile et des autres sources d'ondes radio

De nombreuses infrastructures émettent des ondes radio dans le milieu extérieur urbain : les antennes relais de téléphonie mobile, les antennes relais de radios AM et FM, les antennes relais de la télévision, et les radars. La fréquence des ondes émises par ces infrastructures varie de 1 Hz à 1000 GHz (figure 51). Les lignes électriques à haute tension émettent elles aussi des ondes radios mais sont très peu présentes en milieu urbain.

Figure 51 : Spectre des ondes électromagnétiques et leurs sources d'origine anthropique, (source : INRS, 2017).



Les antennes relais de téléphonie mobile sont apparues dans le paysage avec l'essor de la téléphonie mobile. Elles sont implantées individuellement ou par groupe sur des sites en hauteur (toits des immeubles en ville) (Orange, 2022a). Elles émettent et reçoivent des ondes radio dont les bandes de fréquence varient selon le service qu'elles doivent assurer (Portail interministériel d'information sur les radiofréquences, 2017, tableau 39). Les antennes utilisées par les opérateurs téléphoniques sont des antennes macros d'une capacité de transmission limitée ne pouvant traiter qu'un certain nombre d'appels simultanés (Pirard, 2000; Portail interministériel d'information sur les radiofréquences, 2017, tableau 39). Ainsi, afin de

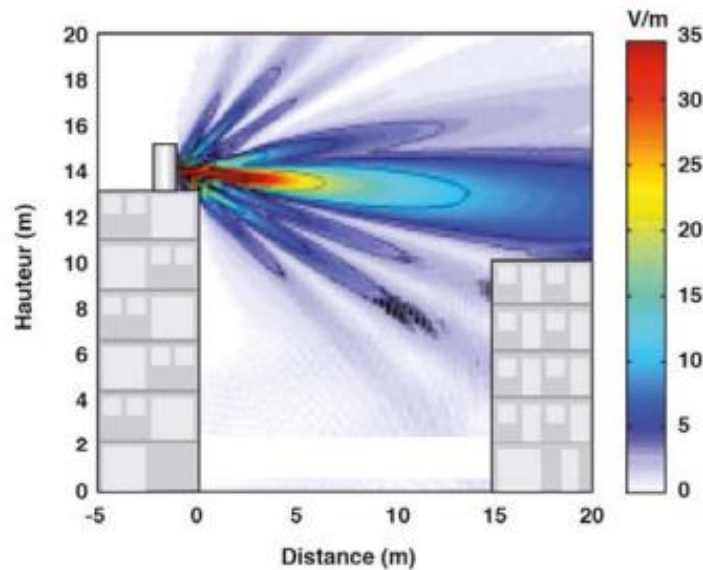
doter les grandes villes densément peuplées, où les obstacles sont nombreux, en capacité nécessaire les antennes relais y sont peu espacées (tableau 39). Leur densité d'implantation est donc plus importante en milieu urbain qu'à la campagne (Orange, 2022b).

L'émission d'ondes par une antenne relais crée un champ électrique* et un champ magnétique* autour de cette antenne. Comme on peut le voir sur la figure 52, l'intensité du champ électrique* en un point diminue à mesure qu'augmente la distance à sa source et dépend de l'angle existant entre ce point et la source. Tout comme le champ électrique*, l'intensité du champ magnétique* diminue à mesure qu'augmente la distance à sa source (tableau 39).

Tableau 39 : Caractéristiques des antennes-relais de téléphonie mobile
(source : Orange, 2022b; Pirard, 2000; Pomian *et al.*, 2018; Portail interministériel d'information sur les radiofréquences, 2017)

Bandes de fréquence utilisées	Antennes 2G : bandes de fréquence 900 MHz ou 1800 MHz. Antennes 3G : bandes de fréquence 900 MHz et 2100 MHz. Antennes 4G : bandes de fréquence 700 MHz, 800 MHz, 1 800 MHz et 2 600 MHz. Antennes 5G : bandes 3,5 GHz et 26 GHz.
Puissance	6,3 W pour les moins puissantes. 80 W pour les plus puissantes.
Densité de puissance (quantité de puissance émise sur une surface)	Pour les moins puissantes : 2 W/cm ² à 50 m de distance Pour les plus puissantes : 10 W/cm ² à 150 m de distance. A 500 m de distance la densité de puissance s'atténue à 0,05 W/cm ² pour la plupart des antennes.
Espacement des antennes	Milieu urbain : dizaine à quelques centaines de mètres. Milieu rural : plusieurs kilomètres.
Champ électrique* (d'après la figure 53)	Entre 25 et 35 V/m dans les 5 premiers mètres selon un angle nul 5 V/m à 20 mètres de distance selon un angle nul. Nul en tout point pour un angle de 90°.
Champ magnétique * (pour une antenne de 40 W)	0 à 1 m de l'antenne : diminue de 15 à 5 µT 1 à 10 m : oscille entre 0,4 et 1 µT. Après 20 m de distance : très faible, de l'ordre de 1 nT Pour comparaison, le champ magnétique terrestre, en fonction de l'endroit où on le mesure, est compris entre 33 et 70 µT.

Figure 52 : Champ électrique (en V/m) créé par une antenne relais positionnée sur le toit d'un immeuble en milieu urbain (source : Pomian et al., 2018).



b) La présence d'un champ électrique créé par les ondes radio émises en milieu urbain diminue l'abondance des moineaux domestiques urbains

Des équipes de scientifiques se sont demandé si l'augmentation du nombre d'antennes relais téléphoniques n'avait pas un lien avec le déclin du Moineau domestique en milieu urbain. Le fait que les oiseaux soient perchés en hauteur pourrait les rendre plus sensibles aux ondes radios émises par les antennes. Pendant une période de reproduction, Everaert et Bauwens (2007) ont mesuré la force maximale du champ électrique* créé par des ondes de 900 et 1800 MHz dans plusieurs sites de la région de Gand et de Saint-Nicolas (Belgique) et y ont compté le nombre de moineaux domestiques mâles. De leur côté, Balmori et Hallberg (2007) ont mesuré, chaque mois pendant 4 ans, la force moyenne du champ électrique* créé par des ondes d'une fréquence allant de 1 MHz à 3 GHz dans Valladolid (Espagne) et y ont dénombré les moineaux domestiques présents. Leurs résultats (tableau 40) suggèrent que les champs électriques* dérangent les moineaux domestiques qui cherchaient à les fuir voire généraient une mortalité, et ce pour des valeurs correspondant à celles mesurées à quelques mètres voire dizaines de mètres d'une antenne-relais de téléphonie (figure 52).

Balmori et Hallberg (2007) ont cherché à savoir si la présence d'un champ électrique* suffisait à expliquer la faible densité de moineaux observée. Ils ont installé pendant 2 mois une pico-cellule (antenne unidirectionnelle de très faible puissance, de l'ordre de 100 mW) sur un site et ont dénombré les moineaux domestiques locaux. Cette antenne produisait un champ électrique* moyen de 3 V/m dans un rayon de 1 ha. La densité de moineaux a été fortement réduite dans cette zone tant qu'elle était présente mais a recouvré sa valeur initiale dès son retrait. L'environnement du site n'ayant pas été modifié, il semble que seule l'apparition du champ électrique* puisse expliquer la disparition des moineaux pendant 2 mois.

Tableau 40 : Variation de l'abondance des moineaux domestiques en fonction de la force du champ électrique mesuré

Etude	Sites	Force des champs électriques* mesurée (en V/m)	Observation sur l'abondance des oiseaux à partir de régressions logarithmiques
Everaert et Bauwens, 2007	150 sites dans 6 zones résidentielles de la région de Gand et de Saint-Nicolas, tous similaires en termes de végétation et d'habitat humain.	0,02 à 1	Diminution du nombre de moineau en un point avec l'augmentation de la force du champ. Diminution accélérée pour une force de champ supérieure à 0,5 V/m.
Balmori et Hallberg, 2007	30 sites de Valladolid.	0 à 3,5	Nombre de moineaux par hectare divisé par 5 pour une augmentation de la force du champ de 0 à 1 V/m. Nombre nul pour des valeurs dépassant 4 V/m.

c) Conséquences biologiques et comportementales des ondes radio chez les oiseaux

(1) Comportement des oiseaux face aux champs électriques et aux champs magnétiques

Bigu del Blanco *et al.* (1973) se sont intéressés au comportement des plumes d'oiseaux face à des ondes émises à proximité. Ils ont mis au point un émetteur d'ondes de 10 GHz et un appareil récepteur qui calcule la puissance des ondes qu'il reçoit. Ils ont positionné l'appareil récepteur à différentes distances de l'émetteur et selon des angles différents, en interposant une à trois plumes d'oiseau espacées de 15 cm sur la trajectoire des ondes. Ils ont noté à chaque fois la puissance des ondes reçues. Le faisceau d'ondes émises était d'autant plus étroit et la puissance reçue par l'appareil récepteur d'autant plus importante que le nombre de plumes présentes était élevé. Ces résultats prouvent que le champ électrique* était capté et redirigé par les plumes. Celles-ci agiraient comme des récepteurs diélectriques, emmagasinant de l'énergie électrostatique qu'elles transmettraient par la suite au milieu extérieur ou aux individus qui les portent. Les conséquences pour les oiseaux sont potentiellement importantes : leur plumage pourrait capter les ondes, générant de l'énergie qui serait transmise à leur peau et à leur système nerveux. Les oiseaux, capables de ressentir la présence d'un champ électrique*, chercheraient à éviter les ondes émises qui provoqueraient une sensation perturbante. Ceci peut expliquer pourquoi les moineaux domestiques avaient quitté la zone où Balmori et Hallberg (2007) avaient installé la picocellule.

Le champ magnétique* créé par l'émission d'ondes radios peut détraquer la boussole magnétique des oiseaux. Wiltshko *et al.* (2015) ont capturé des rouges-gorges familiers (espèce migratrice), les ont élevés pendant un an dans des salles isolées de toute onde provenant de l'extérieur et les ont soumis plusieurs heures par jour à un champ magnétique*. Lors de ces séances, les oiseaux étaient placés dans des tubes en PVC dont l'intérieur était recouvert d'une fine couche de papier sur laquelle leurs doigts pouvaient tracer des marques et des rayures. En fonction de la distribution des rayures, la position des oiseaux et la direction vers laquelle ils s'orientaient pouvaient être connue. Un vecteur de direction alpha et de longueur beta a été déterminé pour chaque triplet de rayures visibles dans le tube. A partir des nombreux vecteurs détectés, un vecteur moyen a été déterminé pour chaque oiseau. Comme

le montrent les figures 54 et 55, l'application d'un champ magnétique* en automne et au printemps perturbait les oiseaux qui ne se positionnaient plus du tout dans la direction de migration habituelle : en automne ils se dirigeaient en moyenne vers l'est et au printemps en moyenne vers le nord-ouest. De plus, la direction suivie était très variable d'un individu à l'autre (figures 53 et 54).

Le champ magnétique* créé dans cette étude était 94 fois (en automne) ou 3 fois (au printemps) plus intense que celui mesuré dans un rayon de 1 m autour d'une antenne relais téléphonique. L'hypothèse selon laquelle, des valeurs plus faibles pourraient engendrer les mêmes perturbations a pu être vérifiée. Des rouges-gorges familiers exposés au printemps à des ondes dont la fréquence variait de 2 kHz à 9 MHz (champ magnétique* variant de 0,1 à 50 nT), se dirigeaient dans de multiples directions, donnant, en moyenne, un vecteur de direction ouest (Engels *et al.*, 2014) Lorsqu'ils étaient soumis, en automne, à des ondes dont la fréquence variait de 20 à 450 kHz (champ magnétique* de même force), ils se dirigeaient à nouveau dans de multiples directions, donnant en moyenne un vecteur de direction nord-ouest ou ouest en fonction de l'angle de diffusion des ondes (Engels *et al.*, 2014).

Figure 53 : Vecteurs représentant la direction que les rouges-gorges familiers veulent emprunter en automne en fonction de s'ils sont soumis ou non à un champ magnétique (source : Wiltschko *et al.*, 2015).

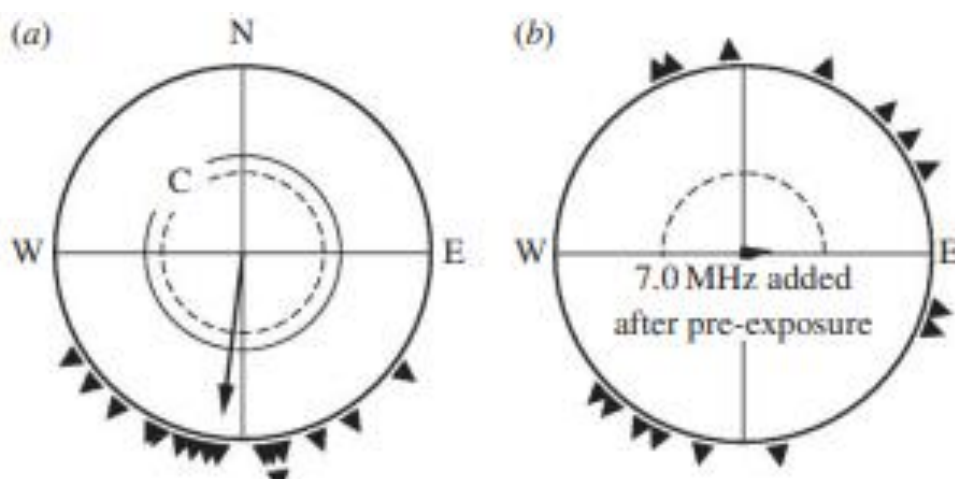


Figure a : résultat avec le champ magnétique naturel terrestre

Figure b : résultat avec l'ajout d'un champ magnétique de 470 nT d'une fréquence de 7 MHz

La flèche centrale représente la moyenne des vecteurs de tous les oiseaux et les flèches extérieures représentent les vecteurs des différents oiseaux.

Figure 54 : Vecteurs représentant la direction que les Rouge-gorges familiers veulent emprunter au printemps en fonction de s'ils sont soumis ou non à un champ magnétique (source : Wiltschko *et al.*, 2015).

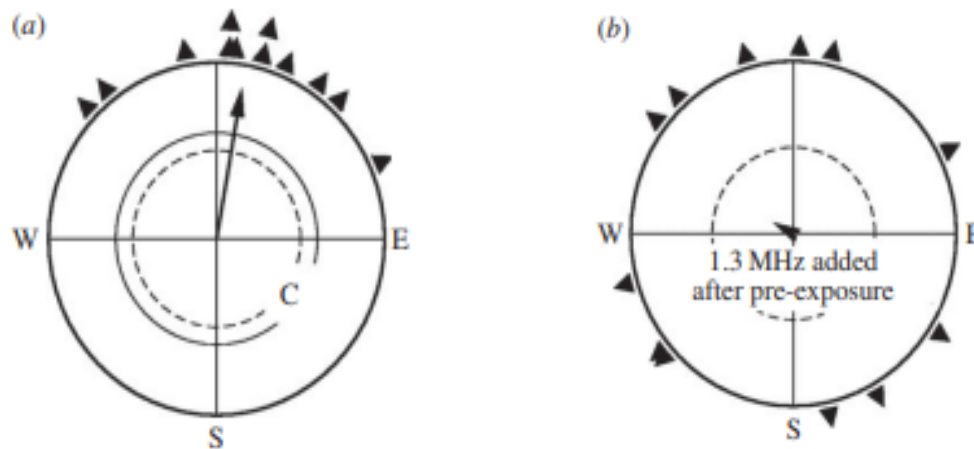


Figure a : résultat avec le champ magnétique naturel terrestre

Figure b : résultat avec l'ajout d'un champ magnétique de 15 nT d'une fréquence de 1,3 MHz

La flèche centrale représente la moyenne des vecteurs de tous les oiseaux et les flèches extérieures représentent les vecteurs des différents oiseaux.

(2) Stress cellulaire et ondes émises par le réseau téléphonique

Das et al. (2013) ont soumis des cultures de cellules mononuclées issues de poules domestiques (*Gallus gallus domesticus*) âgées de 22 semaines à des séances plus ou moins longues de radiations de fréquences différentes (tableau 41). Après exposition, les lymphocytes* ont été récupérés et la quantité d'ARNm du gène hsp70 mesurée. Les auteurs se sont intéressés à ce gène car il code des protéines chaperonnes qui ont pour fonction de protéger les autres protéines. La synthèse des protéines hsp70 s'accroît ainsi chez la Poule domestique soumise à un stress thermique. Les résultats (tableau 41) indiquent que les lymphocytes* exposés à des ondes de 850 MHz et 1200 MHz produisaient des protéines chaperonnes hsp70 sans préjuger des conséquences possibles sur les cellules elles-mêmes et plus globalement sur le fonctionnement du système immunitaire.

Tableau 41 : Production de protéines hsp70 chez des lymphocytes de Poules domestiques exposés à des ondes pendant leur multiplication (source : Das *et al.*, 2013)

Temps d'exposition aux ondes (en minutes)	Production de protéines hsp70 lors d'une exposition à des ondes de 850 MHz		Production de protéines hsp70 lors d'une exposition à des ondes de 1200 MHz	
	Poules Rhode-Island	Poules Haringhata black	Poules Rhode-Island	Poules Haringhata black
0 (échantillons témoins, 1 par animal)	NON	NON	NON	NON
5	NON	NON	NON	NON
15	NON	NON	OUI	NON
25	OUI	NON	OUI	OUI
40	OUI	NON	OUI	OUI
60	OUI	OUI	OUI	OUI

(3) Conséquences des ondes radios sur le succès reproducteur des oiseaux et sur le développement embryonnaire des oiseaux

L'effet des ondes radios sur le succès reproducteur des oiseaux n'est pas constant. Au vu des résultats des études de Balmori (2005) et de Rejt *et al.* (2007), il semble que cet effet dépende de leur fréquence et peut-être de l'espèce d'oiseau.

Rejt *et al.* (2007) se sont intéressés à des populations de mésanges charbonnières et de mésanges bleues nichant autour de stations radars militaires des forêts de Kampinos, proches de Varsovie (Pologne), qui émettent des ondes de fréquence comprises entre 1,2 et 3 GHz. La densité de puissance (puissance reçue sur une surface) a été mesurée pendant la saison de reproduction des oiseaux au niveau de chaque nichoir installé à proximité ou à l'opposé de ces stations dans la même forêt (nichoirs témoins). Les abris ont été également visités afin de déterminer leur taux d'occupation par des couples reproducteurs des espèces cibles, de compter le nombre d'œufs pondus par couple et de juvéniles à l'envol. Les nichoirs témoins étaient bien moins exposés que les autres (tableau 42), soit à la même densité de puissance que celle que connaissent les oiseaux nichant à proximité des antennes-relais en ville. L'exposition aux ondes radios des radars ne semblaient pas affecter (tableau 42) le succès reproducteur des mésanges bleues et charbonnières. On peut donc penser qu'il en serait de même à proximité des antennes-relais de téléphonie (Gładalski *et al.*, 2017).

Tableau 42 : Densité de puissance au niveau de nids de couples de mésanges charbonnières et de Mésanges bleues dans une forêt polonaise et succès reproducteur de ces couples (source : Rejt *et al.*, 2007)

	Nichoirs témoins	Nichoirs proches des stations radars
Densité de puissance mesurée (en W/m ²)	0,001 à 0,01 Identique à celle mesurée près des antennes-relais urbaine	0,1 à 2 pour les plus éloignés 2 à 5 pour les plus proches
Nombre d'œufs pondus par couple pendant toute la saison	10,85	11 pour les plus éloignés 10,67 pour les plus proches
Nombre d'oisillons à l'envol par couple pendant toute la saison	9,61	10,14 pour les plus éloignés 10,25 pour les plus proches

Balmori (2005) a observé des nids de cigognes blanches (*Ciconia ciconia*) installés sur des toits du centre-ville de Valladolid (Espagne) pendant la saison de reproduction afin de connaître le nombre de juvéniles à l'envol. Ils étaient installés soit à proximité soit à distance des antennes-relais de téléphonie mobile, et donc exposés à des champs électriques* différents (tableau 43). Les résultats ont montré que le succès reproducteur (en termes de productivité totale) des 2 groupes était significativement différent (tableau 43). Toutefois, si on excluait les couples n'ayant produit aucun juvénile à l'envol (productivité partielle), la différence n'était plus significative (tableau 43). Ces observations s'expliquent par un plus grand nombre de couples défectifs au sein du groupe proche des antennes (tableau 43), signifiant que le succès reproducteur de ces cigognes blanches était réduit en raison d'un plus grand nombre de couples ne produisant aucun juvénile viable. La mortalité des embryons et/ou des juvéniles a dû probablement augmenter dans certains nids.

Tableau 43 : Productivité de couples de cigognes blanches de Valladolid, selon que ces couples nichent à proximité ou non d'antennes relais (source : Balmori, 2005).

	Couples nichant à proximité (< 200 m) d'antennes relais	Couples ne nichant pas à proximité (> 300 m) d'antennes relais
Force du champ électrique estimée (en V/m)	Moyenne : 2,36 # Comprise entre 0,8 et 3,2.	Moyenne : 0,53 Comprise entre 0 et 1,3
Productivité totale moyenne	0,86 juvéniles par nid #	1,6 juvéniles par nid
Productivité partielle moyenne	1,44 juvéniles par nid	1,66 juvéniles par nid
Proportion de couples n'ayant produit aucun juvénile à l'envol	40 % #	3,3 %

Le dièse # indique que la différence est significative entre les 2 groupes.

Ces résultats contredisent ceux de l'étude précédente (Rejt *et al.*, 2007) et pourraient s'expliquer par le fait que les ondes émises n'étaient pas de même fréquence ou qu'il s'agissait d'oisillons de mésanges potentiellement moins sensibles à l'effet des champs électriques*. Même si les nids étaient tous situés dans le centre-ville de Valladolid et assez proches les uns des autres, l'intervention d'autres facteurs environnementaux dans la variation du succès reproducteur ne peut être complètement exclue.

Un effet délétère des ondes radios sur les embryons a été constaté dans de multiples études réalisées *in vitro* (Al-Qudsi et Azzouz, 2012; Siddiqi et Nazwani, 2019; Thalau *et al.*, 2003).

Al-Qudsi et Azzouz (2012) et Siddiqi et Nazwani (2019) ont comparé des embryons d'œufs de poules domestiques incubés en présence d'un téléphone mobile (émettant des ondes de même fréquence que les antennes relais) ou non (œufs témoins). Dans les travaux d'Al-Qudsi et Azzouz (2012) le téléphone était actif (en communication avec un autre téléphone) quotidiennement pendant 60 minutes. Dans les travaux de Siddiqi et Nazwani, (2019) le téléphone était actif quotidiennement pendant 20 minutes (exposition basse) ou 50 minutes (exposition haute). Des embryons d'âges différents ont été collectés et fixés dans le formol pour des examens histologiques*. Les résultats concernant leurs masse et taille sont présentés dans le tableau 44. Dans les 2 études, les embryons soumis à l'émission d'un téléphone actif plus de 50 minutes par jour étaient plus petits que les témoins à 14 jours, tout comme leurs yeux.

Tableau 44 : Masse, taille et diamètre des yeux d'embryons de Poule domestique incubés en la présence ou en l'absence d'un téléphone portable régulièrement actif.

Auteurs	Groupe d'embryons	Masse (en g)	Taille (en cm)	Diamètre des yeux (en cm)
Al-Qudsi et Azzouz (2012)	Témoins	J7 : 0,8 J10 : 1,8 J14 : 7,6	J7 : 38 J10 : 50 J14 : 83	J7 : 2,5 J10 : 4 J14 : 6
	Exposés 60 minutes par jour (15 minutes toutes les 6h)	J7 : 0,9 J10# : 2,7 J14# : 7	J7 : 40 J10 # : 55 J14# : 80	J7 : 2,5 J10 : 5 J14# : 5
Siddiqi et Nazwani (2019)	Témoins	J5 : 0,4 J10 : 4 J15 : 10	J10 : 3,5 J15 : 7	J10 : 0,85 J15 : 1,1
	Exposés 20 minutes par jour (5 minutes 4 fois par jour)	J5 : 0,3 J10 : 3 J15 : 10	J10 : 3 J15 : 7	J10 : 0,72 J15 : 1,15
	Exposés 50 minutes par jour (5 minutes 10 fois par jour)	J15# : 7	J15# : 5	/

Le dièse # indique une différence significative avec les témoins.

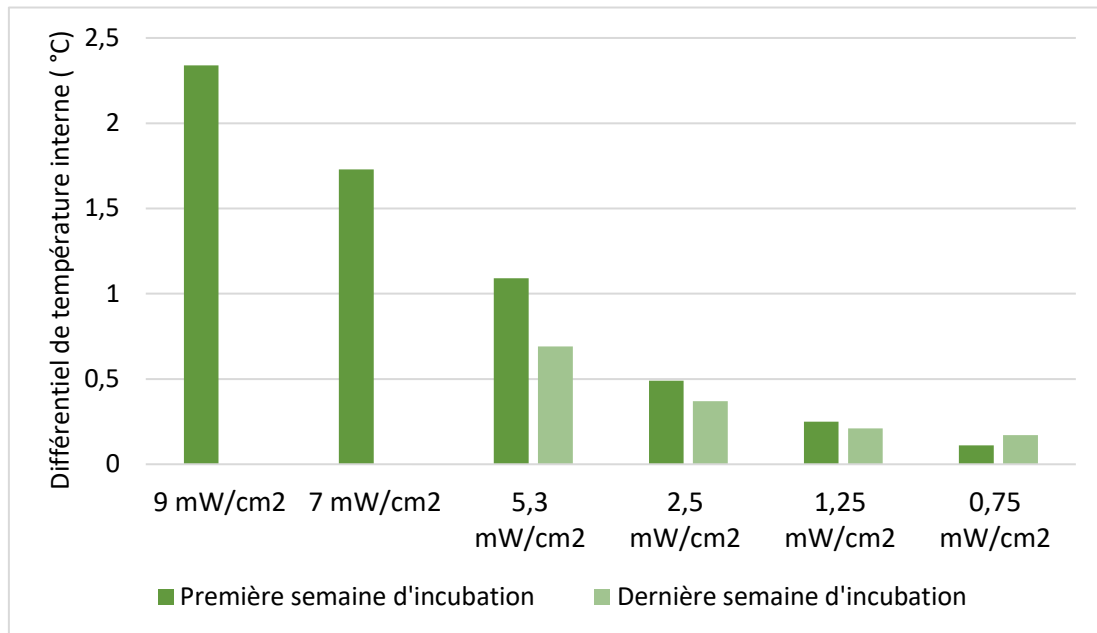
Siddiqi et Nazwani (2019) n'ont constaté aucune mortalité ni malformation visible à l'œil nu chez les embryons exposés à des séquences quotidiennes de 20 minutes, mais ont relevé un accroissement de la mortalité de 14 % quand le téléphone était actif pendant 50 minutes. De multiples malformations macroscopiques et microscopiques ont été observées chez les embryons d'œufs soumis aux expositions les plus longues, soit 50 ou 60 minutes par jour (tableau 45).

Tableau 45 : Anomalies observées chez des embryons de Poule domestique incubés en présence d'un téléphone portable actif pendant 50 ou 60 minutes par jour (source : Al-Qudsi et Azzouz, 2012 ; Siddiqi et Nazwani, 2019).

Anomalies observées	Observées à partir du 7 ^e jour d'incubation	Observées à partir du 14 ou 15 ^e jour d'incubation
Hémorragies sous-cutanées	OUI (les 2 études)	OUI (les 2 études)
Hernies abdominales	NON	OUI (Siddiqi et Nazwani, 2019)
Malformations des membres		OUI (Siddiqi et Nazwani, 2019)
Plus faible densité de plumes		
Malformations de l'encéphale		
Anophtalmie (absence d'un œil ou des 2 yeux)		OUI (Al-Qudsi et Azzouz, 2012)
Malformations du bec et/ou augmentation de sa longueur		
Epaississement de la rétine		

Thalau *et al.* (2003) ont incubé des œufs (lots expérimentaux) de Poule domestique pendant 21 jours en les exposant quotidiennement pendant 1 à 2 heures à des ondes de 1,25 GHz dont la puissance variait (figure 55). La température *in ovo* a été mesurée tous les jours pendant plusieurs heures à l'aide d'une sonde. L'embryon a été récupéré pour déterminer son stade de développement. Les différences de température interne entre les œufs témoins et les œufs soumis aux ondes sont présentées à la figure 55. On remarque que la température interne de certains œufs dépassait ou approchait 39°C lors de leur première semaine d'incubation, mais redescendait lors de la dernière semaine d'incubation (figure 55). Or, à 39°C, la mortalité embryonnaire peut être multipliée par un facteur 16 ; l'hyperthermie pourrait ainsi causer, lors de la première semaine d'incubation, des malformations fatales et affaiblir les embryons en fin d'incubation (dernière semaine) au point qu'ils ne soient plus capables de percer la coquille pour s'en extraire au moment de l'éclosion. Les ondes émises par les antennes-relais ayant une fréquence proche de celle de l'étude mais avec des densités de puissance plus importantes, elles pourraient réchauffer suffisamment les embryons d'oiseaux en tout début d'incubation et causer chez eux des malformations voire une mortalité accrue.

Figure 55 : Différentiel de température interne entre des œufs en incubation soumis à des ondes de 1,25 MHz pendant 1 à 2 heures par jour et des œufs en incubation soumis à aucun traitement (source : Thalau *et al.*, 2003).



La température des œufs témoins était de 37,5°C.

Il n'y avait pas de données pour la dernière semaine des groupes 7 et 9 mW/cm².

2. L'éclairage nocturne urbain génère une pollution lumineuse aux conséquences multiples chez les oiseaux

a) *Présentation des caractéristiques de l'éclairage urbain et de ses conséquences sur l'environnement urbain*

(1) **Caractéristiques de l'éclairage urbain nocturne**

Les différentes sources lumineuses que l'on peut retrouver en ville sont les suivantes (Le Tallec, 2016) :

- Eclairage public des rues, des routes et des monuments ;
- Eclairage des bâtiments industriels et commerciaux privés ;
- Eclairage des parkings et centres sportifs privés ;
- Eclairage extérieur des habitations ;
- Phares des véhicules.

La lumière émise par une source lumineuse correspond à un ensemble d'ondes électromagnétiques de longueurs d'ondes (en nanomètres, nm) identiques ou différentes se caractérisant par une température de couleur (en degrés Kelvin, K) (MEB et ANPCEN, 2015). Comme le montrent la figure 56 et la figure 57, pour chaque longueur d'onde et température correspond une couleur (MEB et ANPCEN, 2015; Roulleaux *et al.*, 2013). La lumière blanche est composée de toutes les ondes du spectre lumineux visible (ondes dont la longueur d'ondes est comprise entre 400 et 700 nm).

Figure 56 : Longueurs d'ondes des ondes composant le spectre lumineux et leurs couleurs associées (source : MEB et ANPCEN, 2015)

Longueurs d'ondes (nm)	
UV	<400
Violet	400 - 420
Bleu	420 - 500
Vert	500 - 575
Jaune	575 - 585
Orange	585 - 605
Rouge	605 - 700
IR	>700

Figure 57 : Températures de couleur de la lumière et leurs couleurs associées (source: Roulleaux *et al.*, 2013)



Du milieu du XIX^e siècle jusqu'au début du XXI^e siècle, les sources lumineuses publiques étaient des lampes à sodium à basse ou haute pression, des lampes à vapeur de mercure, des lampes fluorescentes, des lampes à décharge de iodures métalliques ou des lampes à incandescence. Depuis le début du XXI^e siècle, elles sont progressivement remplacées par des lampes à LEDs (MEB et ANPCEN, 2015; Owens et Lewis, 2018). Chaque lampe émet une lumière présentant un spectre d'onde et une température spécifiques. Par exemple, les lampes sodium à basse pression émettent une lumière orange chaude de basse température (1800 K) et de longueur d'ondes unique (590 nm) alors que les LEDs blanches peuvent émettre une lumière blanche de température variable (entre 3000 et 6000 K) dont les longueurs d'ondes balayent tout le spectre visible (400 à 700 nm) (Gaston *et al.*, 2017; MEB et ANPCEN, 2015). Un tableau rassemblant l'ensemble des caractéristiques de toutes les lampes utilisées pour l'éclairage public figure en annexe 6.

Les sources lumineuses sont à l'origine d'un éclairage que l'on distingue à l'œil nu et que l'on mesure en lux. L'éclairage n'est autre que le flux lumineux (mesuré en lumen) reçu par une surface éclairée d'un m² (MEB et ANPCEN, 2015). L'échelle des lux est adaptée à l'éclairage perçu par l'œil humain. L'éclairage (LUX) dépend de l'intensité lumineuse I émise par la source, du rayon (R) de la zone éclairée et de la distance (D) de la zone à la source lumineuse : $LUX = \frac{I}{R}$ ou $LUX = \frac{I}{D^2}$ (Auer Signal, 2022). Ainsi, plus l'on s'éloigne de la source lumineuse et plus l'angle de diffusion de la lumière est important, plus l'éclairage est faible.

Le tableau 46 présente l'éclairage perçu par l'œil humain en zone rurale et en zone urbaine.

Tableau 46 : Eclairage perçu la nuit en fonction du lieu et de la source lumineuse (source : Gaston et al., 2017 et MEB et ANPCEN, 2015)

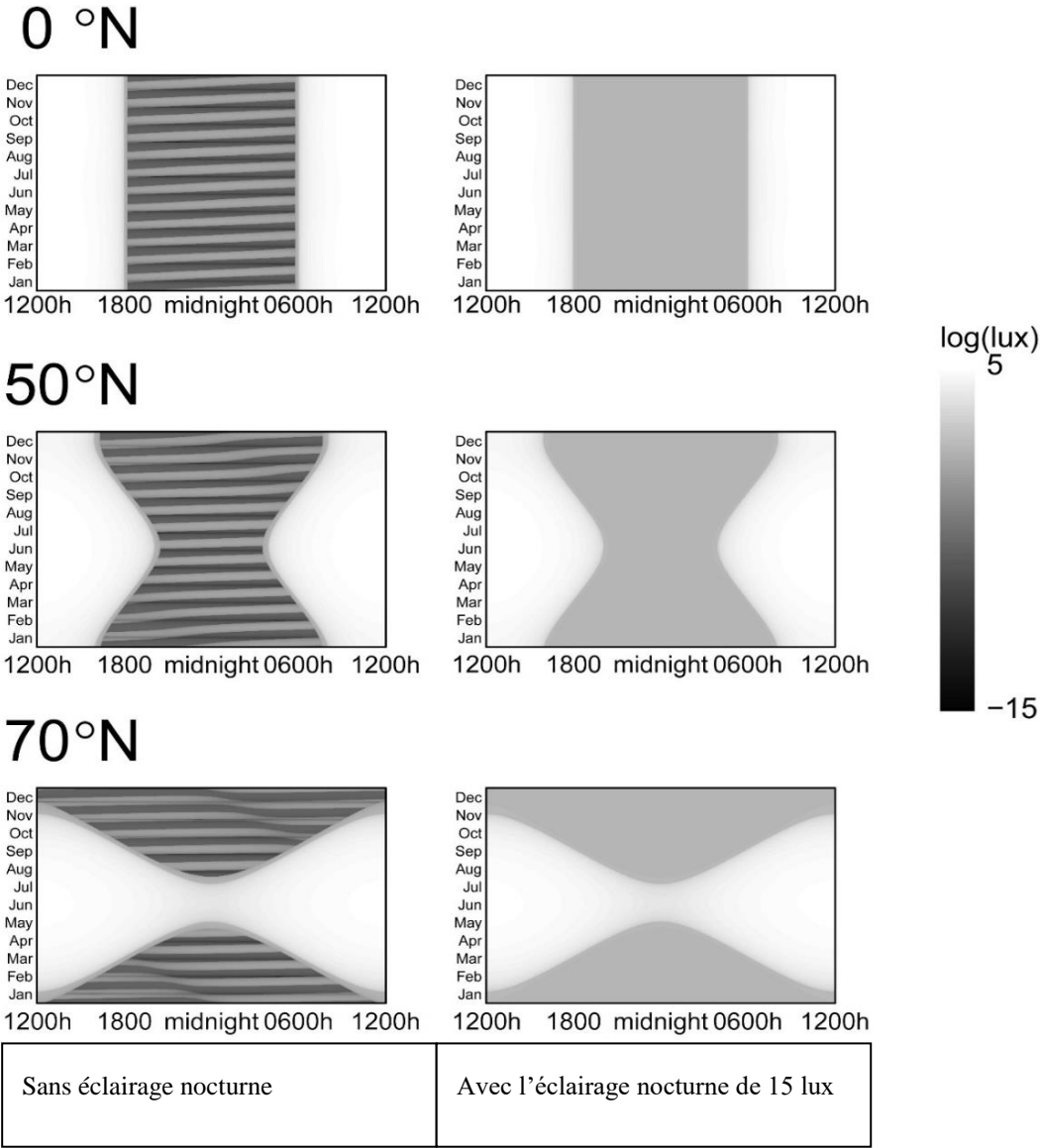
Lieu et source lumineuse	Eclairage (en lux)
Zone rurale sous un ciel nuageux sans présence de lune et d'éclairage artificiel	0,00003 à 0,0001
Zone rural sous un ciel clair sans présence de lune et d'éclairage artificiel	0,001
Zone rurale une nuit de pleine lune sans éclairage artificiel	0,1 à 0,2
Trottoir piéton urbain	5
Sous un réverbère urbain	10 à 100
Passage piétons urbain	50
Au niveau des phares d'une voiture	10000
Zone non éclairée à 50 m des phares d'une voiture	25
Zone non éclairée à 100 m des phares d'une voiture	1

(2) Conséquences de la présence de l'éclairage urbain sur l'environnement urbain

La diffusion de la lumière la nuit forme un halo lumineux, plus important en milieu urbain, car les infrastructures réfléchissent vers le ciel, par temps sec, 10 à 20 % de la lumière reçue. Ce halo est à l'origine d'une pollution lumineuse. Les astronomes désignent ainsi « la présence de lumière artificielle qui dégrade la qualité du ciel nocturne, masque la lumière des étoiles et des autres corps célestes et limite leur étude » (Le Tallec, 2016). *L'Union Astronomique Internationale* indique qu'il y a pollution lumineuse dans une zone délimitée lorsque « la lumière artificielle propagée dans le ciel nocturne est supérieure à 10 % de sa luminosité naturelle la nuit » (Le Tallec, 2016). Pour les écologues, il s'agit de « la lumière artificielle qui dégrade les cycles de la lumière naturelle (cycle jour/nuit et saisons), modifie la composante nocturne de l'environnement, c'est-à-dire l'illumination du milieu, et qui, en conséquence, impacte les comportements, les rythmes biologiques et les fonctions physiologiques des organismes vivants, ainsi que les écosystèmes » (Le Tallec, 2016).

Le cycle lumineux d'un milieu naturel libre de tout éclairage artificiel consiste en l'alternance du jour (éclairage compris entre 1000 et 200.000 lux) et de la nuit (éclairage compris entre 0,00003 et 0,1 lux selon la phase de la lune). Comme le montre la figure 58, la durée du jour (et de la nuit correspondante) varie entre 0 et 24 heures et change tous les jours, mis à part à au niveau de l'équateur (Gaston et al., 2017; Gaston et Bennie, 2014; Hopkins et al., 2018; MEB et ANPCEN, 2015). Le cycle lumineux observé en milieu urbain est tout à fait différent puisque la nuit y est peu sombre (figure 58). En effet, l'éclairage nocturne urbain varie entre 0,1 lux pour une zone sombre non éclairée à 500 lux sous un réverbère à lampe fluorescente (Gaston et al., 2017; Gaston et Bennie, 2014; MEB et ANPCEN, 2015). Plus on se rapproche d'une source lumineuse plus l'éclairage est élevé, donc certains points des villes sont peu impactés, tels les espaces verts non éclairés, contrairement à d'autres comme les arbres situés sous un lampadaire.

Figure 58 : Evolution quotidienne et annuelle de l'éclairage d'un environnement urbain selon sa latitude en absence ou en présence d'un éclairage nocturne de 15 lux (source : Gaston et Bennie, 2014)



Les nuances de gris représentent l'éclairage en lux selon une échelle logarithmique. Plus la nuance est claire, plus l'éclairage est important.

L'axe vertical représente le mois de l'année et l'axe horizontal représente l'heure de la journée.

b) *Présentation de la mélatonine et des rythmes biologiques qui dépendent de la photopériode*

(1) Horloge biologique, mélatonine, rythmes circadiens et rythmes saisonniers

La mélatonine est une hormone produite par la glande pinéale ou épiphyse, à partir d'une hormone, la sérotonine (Claustrat *et al.*, 2005). Chez les oiseaux cette petite glande est située dans l'encéphale, non loin de l'hypothalamus et de l'hypophyse, et à proximité immédiate de la boîte crânienne (Woller et Gonze, 2013). Chez tous les animaux la production de la mélatonine nécessite l'action de 2 enzymes, la sérotonine-N-acétyl transférase et l'hydroxyindole-O-méthyl, produites en grande quantité dans la glande pinéale quand la luminosité extérieure diminue. Ainsi la production de mélatonine par l'épiphyse, libérée directement dans le sang sans être stockée, s'effectue surtout en fin de journée et pendant la nuit (Claustrat *et al.*, 2005).

La production épiphysaire de mélatonine suit un rythme circadien, soit un processus cyclique qui dure environ 24 heures. C'est d'ailleurs l'un des rythmes circadiens les plus robustes car, si le profil quotidien de concentration sanguine en mélatonine peut varier notablement d'un individu à un autre, il reste cependant stable chez un individu si les paramètres environnementaux le sont (Claustrat *et al.*, 2005). La concentration sanguine en mélatonine informe l'organisme qu'il se trouve en phase nocturne du nycthémère. Les fonctions de l'organisme dépendantes du rythme circadien (voir tableau 47) sont donc régulées par la synthèse de cette hormone (Tan *et al.*, 2010; Woller et Gonze, 2013). Selon que l'espèce est nocturne ou diurne, l'interprétation de la concentration en mélatonine par l'organisme différera (tableau 47).

La production de mélatonine suit aussi un rythme saisonnier, augmentant au fur et à mesure que la photopériode augmente. Les fluctuations de sa concentration sanguine signalent donc tout au long de l'année l'allongement ou le raccourcissement de la photopériode et permettent de réguler les fonctions de l'organisme qui suivent un rythme saisonnier (tableau 47), comme la migration et la reproduction (Bertrand *et al.*, 2006; Jansen *et al.*, 2005; Tan *et al.*, 2010).

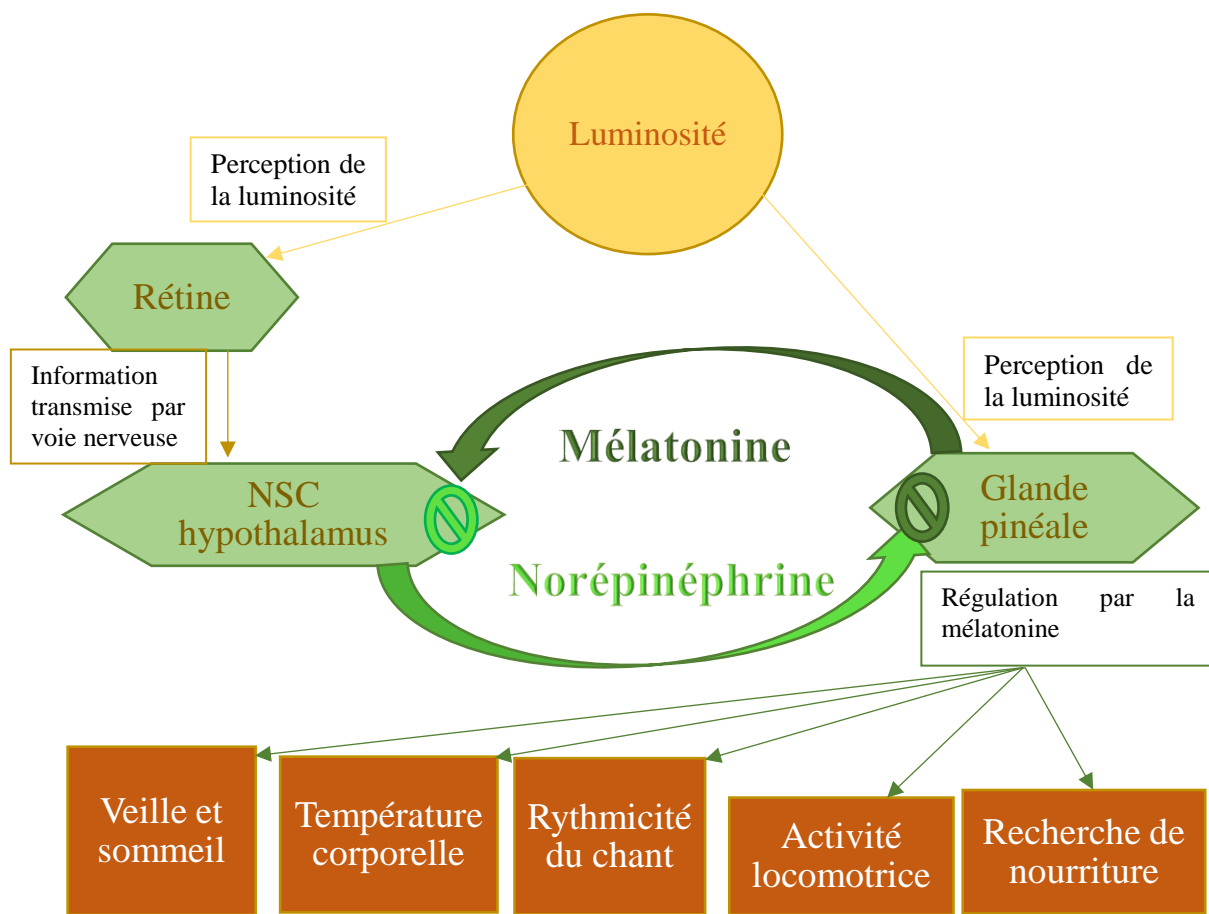
Tableau 47 : Régulation de rythmes circadiens et saisonniers par la production de mélatonine chez les oiseaux (source : Bertrand *et al.*, 2006; Jansen *et al.*, 2005; Tan *et al.*, 2010; Woller et Gonze, 2013)

Fonction ou activité régulée	Régulation chez les oiseaux
Etat de vigilance et sommeil	Inhibition de l'état de vigilance et entrée en phase de sommeil quand la production augmente (espèces diurnes) ou diminue (espèces nocturnes) en quelques minutes.
Température corporelle	Diminution de la température corporelle quand la production augmente (espèces diurnes) ou diminue (espèces nocturnes) en quelques minutes.
Rythmicité du chant	Chez les oiseaux diurnes : activité de chant intense en première moitié de journée (quand la production diminue) et arrêt de l'activité en fin de journée (quand la production augmente). Pas d'informations pour les oiseaux nocturnes
Activité locomotrice	Diminution puis arrêt de l'activité au fur et à mesure que la production augmente (espèces diurnes) ou diminue (espèces nocturnes) dans la journée.
Recherche de nourriture	Diminution puis arrêt de l'activité quand la production augmente (espèces diurnes) ou diminue (espèces nocturnes) en quelques minutes.
Migration	Initiation de la migration quand la production augmente (printemps) ou diminue (automne) sur plusieurs jours.
Synchronisation des comportements reproducteurs et de la croissance des organes reproducteurs des mâles et des femelles.	Augmentation de la production de GnRH, FSH et LH par l'axe hypothalamo-hypophysaire quand la production augmente sur quelques jours en fin d'hiver.
Production des signaux sexuels	Chez le Diamant mandarin (<i>Taeniopygia guttata</i>) mâle : chant plus long et plus rapide, qui attire plus les femelles quand la production augmente. Chez le Diamant mandarin mâle : augmentation de la concentration en caroténoïdes dans son bec et accentuation de sa couleur orangée qui permet de séduire les femelles quand la production augmente.

La production circadienne de la mélatonine nécessite la présence d'une horloge biologique circadienne (ou « pacemaker » circadien), un processus qui génère un ou plusieurs rythme(s) circadien(s) à partir des stimuli de l'environnement (Claustrat *et al.*, 2005; Woller et Gonze, 2013). Chez les oiseaux, cette horloge fait intervenir la rétine, les noyaux suprachiasmatiques (NSC) de l'hypothalamus et la glande pinéale (figure 59). La rétine capte la lumière extérieure et transmet, entre autres, à l'hypothalamus, par voie nerveuse, les informations relatives à la luminosité extérieure. La glande pinéale des oiseaux, située immédiatement sous une boîte crânienne de faible épaisseur, est capable de capter certaines ondes lumineuses. Les NSC et la glande pinéale ont une activité qui oscille selon les informations perçues et les boucles de régulation en jeu. La stimulation par la lumière (artificielle ou naturelle), pendant une certaine durée, augmente la production de signaux électriques dans le NSC au niveau des neurones du système orthosympathique. Il en résulte une augmentation de la production au niveau des synapses situées à proximité de la glande

pinéale de norépinéphrine, laquelle inhibe la synthèse de mélatonine dans la glande pinéale et ce quelle que soit l'heure de la journée. L'absence de lumière induit une diminution de l'activité des NSC et de la production de norépinéphrine, ce qui permet à la glande pinéale de produire de la mélatonine. La mélatonine sanguine inhibe les NSC ce qui diminue encore plus la production de norépinephrine. Tout type de spectre lumineux peut déclencher ce mécanisme mais ce sont les radiations bleues qui ont l'effet le plus prononcé (Claustrat *et al.*, 2005; Woller et Gonze, 2013).

Figure 59 : Représentation schématique de l'horloge circadienne induisant la production de la mélatonine chez les oiseaux
(source : Claustrat *et al.*, 2005; Tan *et al.*, 2010; Woller et Gonze, 2013).



Inhibition du NSC



Inhibition de la production de mélatonine dans la glande pinéale

(2) Autres fonctions de la mélatonine

En plus de réguler des rythmes circadiens et saisonniers, la mélatonine intervient au niveau d'autres fonctions physiologiques (tableau 48).

Tableau 48 : Intervention de la mélatonine dans la régulation du système immunitaire, de la quantité de radicaux libres et du métabolisme énergétique

Observations	Causes
<p>Stimulation du système immunitaire :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Augmentation de la production primaire et secondaire d'anticorps face à une exposition à des agents infectieux (Maestroni, 1993), • Augmentation du nombre de lymphocytes* en cours de maturation dans le thymus en dehors de toute infection (Maestroni, 1993), • Augmentation de la capacité de phagocytose* des hétérophiles* de Tourterelles rieuses (<i>Streptopelia risseogrisa</i>) la nuit (Rodriguez <i>et al.</i>, 1999). 	<p>Augmentation de la production d'interleukine 2 (protéine pro-inflammatoire) par les cellules immunitaires (Maestroni, 1993). Augmentation de la production de prolactine par l'axe hypothalamo-hypophysaire (Maestroni, 1993).</p>
<p>Propriétés anti-inflammatoires lors d'emballage du système immunitaire</p>	<p>Chez les humains, diminution de la production d'interleukine 6, d'interleukine 8 et du facteur kB p65 (protéines pro-inflammatoires) et augmentation de la production d'interleukine 10 (protéine anti-inflammatoire) (Biancatelli <i>et al.</i>, 2020; Galley <i>et al.</i>, 2014).</p>
<p>Chez la Tourterelle rieuse diminution du nombre d'hétérophiles* oxydés par l'anion superoxyde O_2^- pendant la nuit, quand le pic de concentration sanguine en mélatonine est atteint (Rodriguez <i>et al.</i>, 1999).</p>	<p>Molécule antioxydante capable de capter les radicaux libres, comme $\cdot OH$ ou O_2^-, dans de nombreux organes à partir du moment où elle se trouve à proximité de ces radicaux fraîchement libérés (Galano <i>et al.</i>, 2011; Reiter, 1996).</p>
<p>Diminution de la masse corporelle de rats supplémentés en mélatonine sans que leur prise alimentaire n'ait diminué (Prunet-Marcassus <i>et al.</i>, 2003). Multiplication de la masse corporelle et de la masse grasseuse par 4 en 4 semaines chez des rats dont la glande pinéale a été retirée (Prunet-Marcassus <i>et al.</i>, 2003).</p>	<p>Augmentation du métabolisme cellulaire nocturne, ce qui limite le stockage de la graisse (Prunet-Marcassus <i>et al.</i>, 2003).</p>

c) Conséquences de la pollution lumineuse urbaine chez les oiseaux

La présence d'un éclairage nocturne diminue la concentration sanguine de mélatonine chez les oiseaux (tableau 49).

Tableau 49 : Variation des concentrations sanguines en mélatonine diurne et nocturne chez des oiseaux soumis à un éclairage nocturne

Etude	Kernbach <i>et al.</i> , 2020		Dominoni <i>et al.</i> , 2013		Batra <i>et al.</i> , 2019	
Espèce d'oiseau et lieu	Moineau domestique capturés en Floride		Merles noirs capturés à Munich		Diamants mandarins issus d'élevage	
Groupes d'oiseaux	Témoins	Testés	Témoins	Testés	Témoins	Testés
Conditions expérimentales	Journée de 12h sous 150 lux et nuit noire de 12h.	Journée identique et nuit de 12h sous 5 lux.	Journée sous 250 à 1250 lux et nuit noire, horaires naturels.	Journée identique et nuit sous 0,3 lux (comme Munich).	Journée de 12h sous 150 lux et nuit noire de 12h.	Journée identique et nuit de 12h sous 5 lux.
Concentration sanguine diurne en mélatonine (en pg/mL)	Pas d'informations		Janvier : 12h :40 18h : 110 Juillet : 12h : 50 21h# : 350	Janvier : 12h :40 18h : 60 Juillet : 12h : 50 21h : 210	12h :60	12h :50
Concentration sanguine nocturne en mélatonine (en pg/mL)	20h# : 100 22h# :270 00h# : 610 2h# :400 4h #: 200	20h :0 22h : 20 00h : 80 2h# : 75 4h : 0	Janvier : 00h : 150 6h# : 145 Juillet : 00h# : 290 3h# :150	Janvier : 00h : 140 6h : 40 Juillet : 00h : 160 3h :110	00h# : 350	00h :140

Une dièse # indique une différence significative entre oiseaux témoins et oiseaux expérimentaux (Testés).

Au vu des nombreuses fonctions régulées par cette hormone, les conséquences de l'éclairage la nuit devrait avoir de multiples impacts potentiels sur l'avifaune. Cet éclairage artificiel peut également attirer les proies de certains prédateurs nocturnes et faciliter leur chasse. Elle attire aussi des individus en milieu urbain qui se retrouvent désorientés. Tous ces éléments participent au fait que l'éclairage public puisse devenir un moteur de sélection naturelle chez les oiseaux et générer une évolution divergente des populations aviaires urbaines.

(1) Fragilisation du système immunitaire des oiseaux via la baisse de production de mélatonine

Becker *et al.* (2020) se sont intéressés au cycle de parasites sanguins infectant des juncos ardoisés mâles adultes capturés puis élevés en captivité. Après 2 années d'acclimatation, les oiseaux ont été divisés en 2 groupes (tableau 50). Chaque oiseau s'est vu prélevé 9 fois en un an un échantillon sanguin à partir duquel un frottis sanguin coloré a été réalisé afin d'y compter les globules blancs, les lymphocytes*, les hétérophiles* et les parasites sanguins du genre *Plasmodium* spp., *Haemoproteus* spp. ou encore *Leucocytozoon* spp.. Ces espèces parasitaires sont souvent présentes à bas bruit chez de nombreux oiseaux qui ne s'en

débarrassent jamais complètement sans toutefois en être affectés. A la faveur d'une baisse d'immunité de l'hôte, ils peuvent cependant se multiplier et entraîner l'apparition de signes cliniques. Le but de l'étude était de savoir si l'éclairage nocturne avait une influence sur la dormance de ces parasites et si elle pouvait causer une baisse d'immunité favorable à leur multiplication. Les résultats présentés dans le tableau 50 suggèrent que le système immunitaire des oiseaux soumis à la lumière nocturne est un peu moins performant pour juguler la multiplication des parasites, en dépit d'un nombre accru de leucocytes (globules blancs). Les auteurs expliquent ce phénomène par le fait que les pics de parasitémie étaient plus précoces que les pics de globules blancs chez les oiseaux expérimentaux. Les juncos testés laissaient plus de temps aux parasites pour se multiplier tout en réagissant plus fortement en produisant davantage de leucocytes en réponse au nombre important de parasites.

Tableau 50 : Influence de la présence d'un éclairage nocturne sur la relation hôte-parasite sanguin chez des juncos ardoisés (source : Becker *et al.*, 2020).

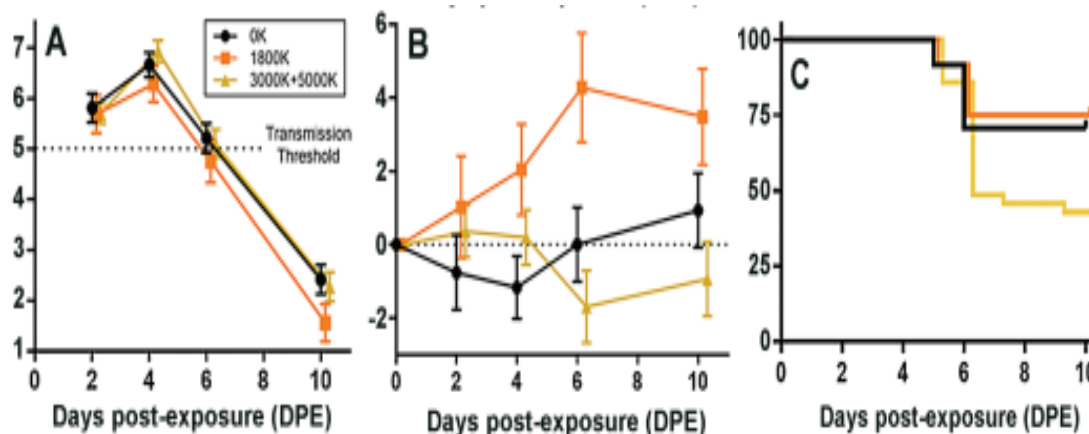
Paramètres	Juncos témoins	Juncos expérimentaux
Conditions expérimentales	Photopériode naturelle avec lumière artificielle de 140 lux en journée et nuit noire.	Photopériode naturelle avec lumière artificielle de 140 lux en journée et lumière artificielle de 2,5 lux la nuit.
Nombre médian de globules blancs par champ	0,5 à 1,7	0,7 à 2,2 #
Ratio H/L médian	0,07 à 0,39	0,05 à 0,47
Proportion d'individus infectés chroniquement à leur capture (PCR réalisée sur le premier échantillon sanguin)	53,3 %	66,7 %
Proportion d'oiseaux ayant connu une résurgence de parasites (augmentation du nombre de parasites sur le frottis) sur l'année	13,3 %	16,7 %
Nombre médian de parasites par champs	0,5 à 10	0,5 à 60 #

Le dièse # indique une différence significative entre les 2 groupes.

Kernbach *et al.* (2020) ont noté un affaiblissement de l'immunité de moineaux domestiques contaminés par le virus West-Nile. Ils ont capturé des moineaux domestiques en Floride puis les ont élevés en captivité en cages intérieures individuelles. Après une acclimatation, les moineaux ont été répartis en 4 groupes, soumis pendant 2 semaines à différents éclairages lumineux (figure 60), puis contaminés par le virus West-Nile (variant New-York 1999). Après pesée des oiseaux, des échantillons sanguins étaient régulièrement prélevés afin de rechercher l'ARN du virus par PCR. Malgré une virémie équivalente à celle mesurée chez les témoins, les oiseaux exposés à une lumière nocturne de 3000 K ou 5000 K succombaient plus facilement et perdaient davantage de poids (figure 60). La présence d'une lumière nocturne tempérée affaiblissait donc l'organisme et le système immunitaire des moineaux domestiques. Ce n'était par contre pas le cas quand la lumière était très chaude (1800 K). Les auteurs ont supposé que l'affaiblissement du système immunitaire pouvait

résulter de la baisse de la production de mélatonine observée dans la même étude chez d'autres moineaux domestiques (tableau 49) en lien avec son rôle sur le système immunitaire.

Figure 60 : Virémie, masse et survie de moineaux domestiques contaminés par le virus West-Nile en fonction de leur exposition à une lumière nocturne (source : Kernbach *et al.*, 2020).



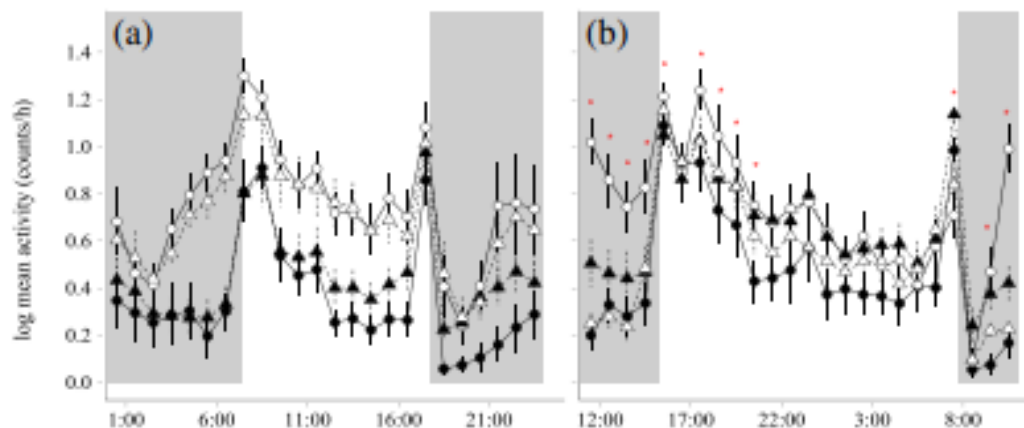
Légende :

- 0 K = groupe témoin soumis à une journée de 12h sous 150 lux (lumière 3000 K) et une nuit noire de 12h.
- 1800 K = groupe soumis pendant les 12h de la nuit à un éclairage de 5 lux issu d'une lumière de 1800 K
- 3000 K + 5000 K = ensemble formé par les groupes soumis pendant les 12h de la nuit à un éclairage de 5 lux issu d'une lumière de 3000 K ou d'une lumière de 5000 K.
- Axes horizontaux : nombre de jours après infection par le virus West-Nile
- Axe vertical de la figure A : virémie moyenne des Moineaux en log PFU/mL
- Axe vertical de la figure B : pourcentage de masse perdue (en négatif) ou gagnée (en positif)
- Axe vertical de la figure C : pourcentage de survivants

(2) L'éclairage nocturne modifie le comportement nocturne des oiseaux diurnes

Des merles noirs mâles adultes ruraux et urbains (Dominoni *et al.*, 2013), capturés en Bavière (Allemagne), ont été placés dans des cages individuelles, sous lumière artificielle, en respectant la durée de la photopériode naturelle. En journée l'éclairage variait de 250 à 1250 lux, afin de mimer une phase d'aube et une phase de crépuscule aux oiseaux en début et en fin de journée respectivement. Un des groupes n'était soumis à aucune lumière la nuit (témoins) tandis qu'un autre était exposé à de la lumière blanche pour un éclairage de 0,3 lux (correspondant à l'éclairage mesuré dans la ville de Munich). L'activité locomotrice des oiseaux a été enregistrée en continu pendant toute la durée de l'expérimentation grâce à des capteurs de mouvement. En hiver, l'activité locomotrice des merles soumis à un éclairage nocturne était plus élevée pendant toutes les heures de la journée et de la nuit quelle que soit l'origine des merles (figure 61). En été, l'activité motrice des merles ruraux soumis à un éclairage nocturne était augmentée la nuit et le matin, alors que celles des merles urbains soumis à un éclairage nocturne était plus réduite la nuit (figure 61).

Figure 61: Activité locomotrice quotidienne de merles noirs soumis ou non en captivité à un éclairage nocturne (source : D. M. Dominoni *et al.*, 2013).



La figure (a) représente l'activité locomotrice quotidienne moyenne enregistrée en janvier. La figure (b) représente celle enregistrée en juillet. Les axes horizontaux représentent les heures de la journée et les axes verticaux représentent le log d'activité locomotrice en mouvements par heure. Les éléments blancs représentent les oiseaux expérimentaux et les éléments noirs représentent les oiseaux témoins. Les ronds représentent les ruraux et les triangles représentent les urbains. Les étoiles rouges indiquent que la différence entre les 2 groupes est significative.

Les merles apparaissent plus sensibles à l'éclairage nocturne en hiver, ce qui semble logique car pendant cette période de jours courts, leur photosensibilité est opérationnelle alors qu'en période de jours longs (été), ils sont réfractaires à la photopériode. Les merles ne perçoivent pas les nuits hivernales sous éclairage nocturne comme des journées mais plutôt comme des nuits plus courtes, leur activité étant plus intense à l'aube et au crépuscule mais pas en pleine nuit. En été la baisse de production de mélatonine n'a pas le même effet chez les individus ruraux et urbains. Les premiers restent un peu sensibles à la baisse de mélatonine et perçoivent les nuits estivales éclairées comme des nuits plus courtes alors que les seconds ne sont plus sensibles à cette baisse et perçoivent les nuits estivales éclairées comme des nuits normales.

L'augmentation de l'activité locomotrice sous éclairage nocturne est aussi observée en milieu naturel et se manifeste par davantage de temps consacré à rechercher de la nourriture (Dwyer *et al.*, 2013; Leveau, 2020).

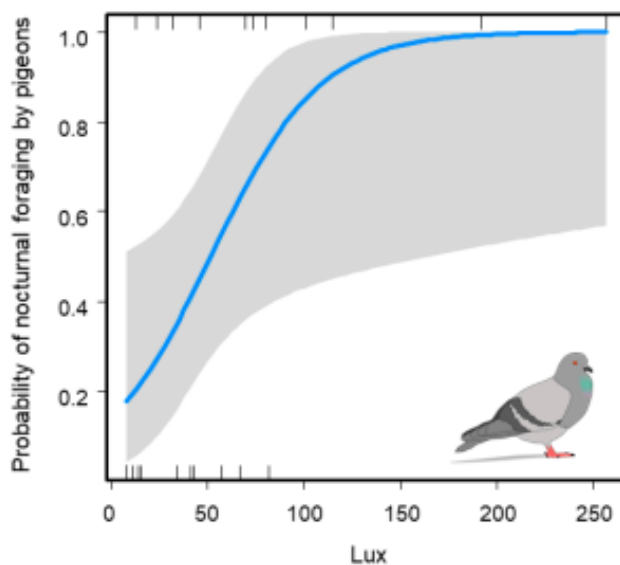
Dwyer *et al.* (2013) ont observé le comportement nocturne de Chevaliers gambettes (*Tringa totanus*) dans l'estuaire de Forth (Ecosse, Royaume-Uni) près d'un site industriel éclairé la nuit. Un radioémetteur et des bagues de couleurs ont été posés sur des juvéniles émancipés en automne. Par ailleurs les auteurs se sont intéressés à plusieurs variables environnementales : présence d'éclairage nocturne, température extérieure, phase de la lune, nébulosité. Les résultats sont présentés dans le tableau 51. Les résultats suggèrent que les chevaliers percevaient l'éclairage nocturne comme la présence de la pleine lune. Ils y voyaient mieux et donc passaient plus de temps à se nourrir tout en étant plus efficaces. Il aurait fallu cependant s'assurer que d'autres paramètres environnementaux tels que le bruit ou la présence humaine n'étaient pas différents entre les zones et n'étaient pas à l'origine des différences de comportement observées.

Tableau 51 : Activité de recherche de nourriture de chevaliers gambettes en fonction de la luminosité nocturne (source : Dwyer *et al.*, 2013).

Paramètre environnemental	Impact sur la recherche de nourriture diurne	Impact sur la recherche de nourriture nocturne
Température extérieure	Pas d'impact	Pas d'impact
Durée du jour		
Phase de la lune (nuit sombre)	<p>Activité plus importante pendant la nouvelle lune (70 % de la journée) que pendant la pleine lune (55 % de la journée).</p> <p>Pas de variation du nombre de coups de bec.</p>	<p>Activité plus importante pendant la pleine lune (75 % de la nuit) que pendant la nouvelle lune (50 % de la nuit).</p> <p>Moins de coups de bec pendant la pleine lune (57 par minute) que pendant la nouvelle lune (61 par minute).</p>
Présence de lumière artificielle nocturne	<p>Pas de variation du temps passé à se nourrir.</p> <p>Pas d'information sur le nombre de coups de bec.</p>	<p>Activité plus importante que dans les zones sombres, et qui ne varie pas en fonction des phases de la lune.</p> <p>Nombre de coups de bec identique à celui observé en phase de pleine lune et qui ne varie pas en fonction de la phase de la lune.</p>

Leveau (2020) a observé le comportement nocturne en hiver de pigeons bisets dans le centre-ville de 4 grandes villes d'Argentine. Les séances d'observation commençaient entre 30 et 80 minutes après le coucher du soleil et duraient entre 35 et 120 minutes selon la ville. Le nombre et la localisation des pigeons bisets en recherche de nourriture (« actifs ») ont été notés, et l'environnement des sites où les pigeons étaient actifs ou inactifs a été analysé. L'auteur y a mesuré l'éclairement et les trafics piétonnier et automobile. Les analyses statistiques ont montré que les sites où l'on trouvait des pigeons actifs *versus* non actifs ne différaient qu'au niveau de l'éclairement lumineux, les premiers étant soumis à un éclairement plus important. La probabilité qu'un pigeon observé soit actif augmentait avec l'éclairement de la zone où il se trouvait (figure 62). Il semble donc que l'éclairage nocturne urbain incite les pigeons bisets à se nourrir au début de la nuit plutôt qu'à se mettre en repos. On ne sait pas si le bruit, qui n'a pas été mesuré dans l'étude, pourrait avoir une influence sur l'activité nocturne des pigeons bisets.

Figure 62 : Probabilité qu'un pigeon biset soit en recherche de nourriture dans des villes argentines en fonction de l'éclairage nocturne (source : Leveau, 2020).



Axe vertical : probabilité que le pigeon soit en recherche de nourriture. Axe horizontal : éclairage nocturne en lux.

La présence d'éclairage nocturne semble donc bénéfique au Chevalier gambette juvénile et au Pigeon biset urbain qui peuvent ainsi passer plus de temps à se nourrir. Pour savoir si le bénéfice est réel, il faudrait voir si l'augmentation de ce comportement leur permet d'améliorer leur état corporel.

Raap *et al.* (2016) et Sun *et al.* (2017) ont montré que l'éclairage nocturne affectait le sommeil des oiseaux non accoutumés, mais pas dans les mêmes proportions chez toutes les espèces. Des femelles de mésanges charbonnières nichant dans le quartier de Wilrijk à Anvers (Belgique), ont été filmées pendant 3 nuits consécutives à partir du 10^e jour de vie des oisillons afin d'étudier leur sommeil (Raap *et al.*, 2016). Lors de la première et de la dernière nuit les femelles n'ont été soumises à aucun éclairage nocturne alors que pendant la deuxième nuit une lumière blanche bleutée émise par des LEDs fournissait un éclairage de 1,6 lux entre 16 h et 10 h à l'entrée du nid. La saison suivante des femelles de mésanges charbonnières et de mésanges bleues nichant sur le même site ont été filmées pendant 2 nuits consécutives par Sun *et al.* (2017). Lors de la seconde nuit, une lampe à LED a été installée sur la caméra et émettait une lumière blanche bleutée fournissant un éclairage de 3 lux à l'entrée du nid entre 16 h et 9 h. Les oiseaux ont dormi par petits épisodes. A la fin de chacun de ces épisodes, les oiseaux se réveillaient et se rendormaient plus ou moins vite. Dix paramètres ont été mesurés afin de décrire le sommeil des oiseaux (tableau 52). Ces derniers étaient considérés comme en train de dormir quand ils pointaient leur bec vers le bas et repliaient la tête entre leurs épaules. Les résultats des observations sont rassemblés dans le tableau 52.

Tableau 52 : Variation des paramètres caractérisant le sommeil des mésanges charbonnières et des mésanges bleues de Wilrijk lors de la présence d'un éclairage nocturne à l'entrée de leur nid (source : Raap *et al.*, 2016 et Sun *et al.*, 2017).

Paramètres	Variation par rapport à la nuit noire chez la Mésange charbonnière (Raap <i>et al.</i> , 2016)	Variation par rapport à la nuit noire chez la Mésange charbonnière (Sun <i>et al.</i> , 2017)	Variation par rapport à la nuit noire chez la Mésange bleue (Sun <i>et al.</i> , 2017)
Heure de retour au nid	Avancée de 20 minutes #	Retardée de 8 minutes #	Retardée de 6 minutes
Heure d'endormissement	Retardée de 100 minutes #	Retardée de 24 minutes #	Retardée de 9 minutes
Latence d'endormissement (nombre de minutes écoulées entre le retour au nid et l'endormissement)	+80 minutes #	+16 minutes #	+3 minutes #
Heure de réveil définitif (l'oiseau ne se rendort pas)	Avancée de 50 minutes #	Avancée de 29 minutes #	Avancée de 3 minutes
Heure de départ du nid	Avancée de 100 minutes #	Avancée de 24 minutes #	Avancée de 3 minutes
Latence de réveil (nombre de minutes écoulées entre le réveil et le départ du nid)	-50 minutes #	+5minutes #	Pas de différence
Durée des épisodes de sommeil	-40 secondes #	+3 secondes #	+3 secondes #
Fréquence des épisodes de sommeil	-3 par heure #	-1 par heure #	-1 par heure #
Temps total de sommeil	-100 minutes #	-52 minutes#	-11 minutes
Proportion de sommeil (temps de sommeil rapporté au temps passé au nid pendant la nuit)	Divisée par 2 #	Divisée par 1,5 #	Pas de chiffres

Le dièse # indique que la variation est significative.

L'éclairage nocturne retardait l'endormissement des mésanges charbonnières et avançait leur réveil ce qui diminuait considérablement leur temps de sommeil global. L'éclairage nocturne déstructurait de plus leur sommeil car si elles se réveillaient moins la nuit elles mettaient davantage de temps à se rendormir à chaque fois. Le sommeil des mésanges bleues était moins affecté par la présence d'un éclairage nocturne. Celui-ci réduisait la durée du sommeil de la Mésange bleue mais en moindre proportion.

Le fait que certains oiseaux dorment moins peut avoir des impacts négatifs sur leur activité diurne. La fatigue voire l'épuisement peuvent les amener à moins bien s'occuper de leur progéniture, les rendre moins vigilants et donc plus vulnérables aux prédateurs et aux accidents. Il serait intéressant de savoir si le sommeil des femelles peut être perturbé par un

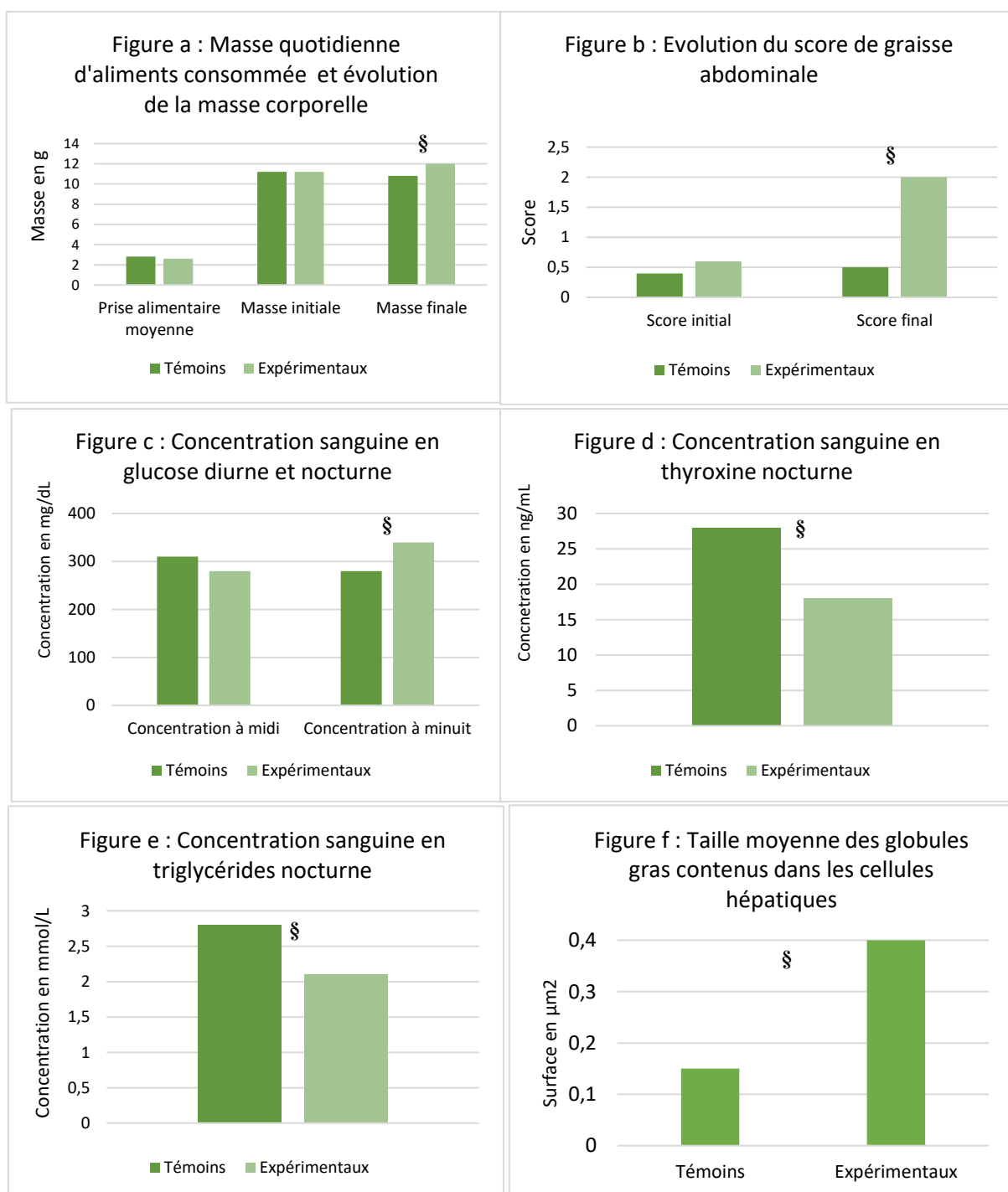
éclairage nocturne en toutes les saisons. L'activité nocturne des merles noirs soumis à plusieurs jours d'éclairage nocturne demeurait plus importante tout au long de la présence de cet éclairage ; il ne semble donc pas y exister de phénomène d'habituation (Dominoni *et al.*, 2013). Le sommeil des oiseaux ne retrouverait donc pas une durée normale. Cependant le comportement nocturne des merles urbains différait selon les saisons : ils étaient moins sensibles aux effets de la lumière nocturne en été (Dominoni *et al.*, 2013). La durée du sommeil des oiseaux pourrait donc être moins affectée en période estivale qu'en hiver.

(3) L'éclairage nocturne modifie le métabolisme lipidique des oiseaux

Batra *et al.* (2019) ont réalisé une étude chez des femelles Diamants mandarins élevées depuis leur naissance en volière collective intérieure sous lumière artificielle (150 lux) allumée 12 heures par jour. Des individus de 8 mois ont été élevés pendant 3 semaines dans des cages individuelles soit dans les mêmes conditions lumineuses (oiseaux témoins), soit avec une lumière additionnelle allumée pendant les 12 h de la nuit fournissant un éclairage de 5 lux (oiseaux expérimentaux). La consommation journalière de nourriture a été mesurée, les oiseaux ont été pesés et leur masse grasseuse sous-cutanée évaluée au début et à la fin de l'expérimentation (figures 63). Des oiseaux ont été filmés pendant 2 jours afin de décrire leur comportement alimentaire quotidien. A la fin des 3 semaines d'expérimentation, des échantillons sanguins ont été prélevés à midi et à minuit afin de mesurer la concentration sanguine en triglycérides, en glucose, en mélatonine et en thyroxine (hormone sécrétée par la glande thyroïde). A la fin de l'expérimentation les animaux ont été euthanasiés et leur foie a été collecté pour y rechercher des dépôts de lipides intracellulaires lors d'analyses histologiques*. Les résultats sont présentés dans les figures 63.

Les oiseaux soumis à un éclairage nocturne passaient plus de temps à manger la nuit que les témoins tout en consommant la même quantité de nourriture (figure 63a). Ils faisaient des petits repas plus fréquents tout au long de la journée et de la nuit. Leur impact était notable sur leur masse et leur métabolisme. La concentration sanguine en glucose augmentait pendant la nuit (figure 63c) alors que celle des triglycérides (figure 63 e) diminuait sous l'effet de leur stockage sous forme de graisse hépatique ou sous-cutanée (figure 65b et 65f), en lien avec la diminution de la thyroïdémie (figure 63 e). Une baisse du taux de cette hormone est responsable d'une baisse de l'activité métabolique, à l'origine du stockage de l'énergie économisée ainsi. La diminution de la concentration de la mélatonine observée chez les oiseaux expérimentaux (tableau 49) est certainement à l'origine de toutes ces modifications. Comme la mélatonine active la production d'hormones thyroïdiennes, une baisse de sa concentration entraîne une baisse de production de thyroxine. Les oiseaux constituent alors des réserves de graisse hépatique et sous-cutanée et prennent du poids.

Figures 63 : Paramètres du métabolisme de diamants mandarins soumis ou non à un éclairage nocturne en captivité (source : Batra *et al.*, 2019).



Le symbole § indique une différence significative.

Score de graisse allant de 0 à 4 ; 0 signifiant « pas de dépôt de graisse » et 4 signifiant « multiples dépôts de gras globuleux ».

L'éclairage nocturne pourrait donc être intéressant pour les oiseaux urbains car il leur permettrait de constituer des réserves adipeuses. Cependant, la condition corporelle des oiseaux urbains n'est pas forcément meilleure que celles des oiseaux ruraux, ainsi que constaté chez le Moineau domestique. Soit cet effet n'existe pas chez cette espèce, soit il n'est pas suffisant pour accroître leur condition corporelle.

(4) Effet de l'éclairage nocturne chez les oisillons

La longueur des télomères* dans les premières semaines de vie est un prédicteur assez fiable de l'espérance de vie et de la valeur sélective* des futurs adultes. Pour limiter un raccourcissement excessif des télomères* et ses conséquences sur les parties codantes des chromosomes, la prolifération cellulaire diminue dès que les télomères* atteignent une petite taille. Les cellules finissent par ne plus se multiplier et meurent. Le raccourcissement des télomères* limite donc la régénération des cellules et induit un vieillissement des organes et des individus (Jiang *et al.*, 2007). Si des jeunes individus ont des télomères* plus courts que la norme, ils connaîtront un vieillissement prématuré.

Grunst *et al.* (2019) se est étudié l'influence de l'éclairage nocturne sur les télomères* des oisillons de mésanges charbonnières à l'université Drie Elken d'Anvers (Belgique). L'environnement de tous les nids utilisés pendant l'expérimentation était identique en termes de pollutions atmosphérique, pollution sonore et lumineuse. Une fraction des nids a été soumise pendant une semaine, à partir du 8^e jour de vie des oisillons, à un éclairage nocturne (tableau 53). A leur 8^e jour et leur 15^e jour de vie les oisillons ont été pesés, leur tarse mesuré, et un échantillon sanguin leur a été prélevé. L'ADN des cellules sanguines a été extrait afin de déterminer la longueur des télomères* des oisillons. Les résultats sont présentés dans le tableau 53.

Tableau 53 : Longueur des télomères et caractéristiques morphologiques d'oisillons de Mésanges charbonnières d'Anvers exposés à un éclairage nocturne (source : Grunst *et al.*, 2019).

Paramètre	Oisillons exposés à un éclairage nocturne
Conditions expérimentales	Photopériode naturelle, comme les témoins. Présence supplémentaire (par rapport aux témoins) d'un éclairage pendant la nuit à l'entrée du nid : lumière blanche bleutée (pic de longueur d'onde à 550 nm) fournissant un éclairement de 1 lux.
Longueur des télomères	Similaire à 8 jours et à 15 jours à celle des témoins, réduite dans les mêmes proportions entre 8 et 15 jours.
Masse corporelle	Similaire à 8 jours et 15 jours à celle des témoins, a augmenté dans les mêmes proportions entre 8 et 15 jours.
Longueur du tarse	Similaire à 8 jours aux oisillons témoins. Plus importante à 15 jours que celles des oisillons témoins, sans être significative.

L'exposition des oisillons à un éclairage nocturne ne semble ni avoir d'effet à court terme sur la santé des oisillons de Mésange charbonnière, ni induire chez eux un vieillissement prématuré. Cependant, les oisillons urbains qui vivent dans des zones éclairées la nuit sont exposés à la lumière dès leur naissance. Une exposition plus longue à la lumière, par exemple, dès l'éclosion, aurait peut-être un impact sur la longueur des télomères* et la croissance des juvéniles.

(5) La présence de lumière nocturne avance la reproduction des oiseaux et modifie certains de leurs comportements reproducteurs

Dominoni *et al.* (2013) ont mimé la présence d'éclairage nocturne en laboratoire afin de connaître son effet sur l'entrée en reproduction du Merle noir. Ils ont d'abord mesuré l'éclairage existant dans le centre-ville de Munich (Allemagne) et dans une forêt distante de 40 km en installant des capteurs de luminosité sur le dos de merles noirs. Ces mesures ont servi à mettre en place l'expérimentation (tableau 54). Les auteurs ont capturé en été des merles noirs sur les 2 zones. Après quelques mois passés en volière collective extérieure les merles ont été placés en novembre dans des cages individuelles intérieures où les expérimentations ont commencé (tableau 54). Le taux plasmatique de testostérone (testostéronémie) a été mesuré dans des échantillons de sang prélevés toutes les 3-4 semaines. La taille des testicules a été estimée par laparotomie chaque mois. Le chant des oiseaux a été enregistré pendant 24 heures toutes les 3-4 semaines. Comme le montre le tableau 54, l'éclairage nocturne a fait augmenter précocement la testostéronémie, ce qui a induit une maturité sexuelle plus précoce, donc un démarrage anticipé de la période de reproduction laquelle s'en trouvait rallongée. C'est comme si les merles noirs percevaient les nuits éclairées comme un « petit supplément » de photopériode quotidienne. Le seuil nécessaire au démarrage de leur période de reproduction a été perçu comme atteint plus tôt lorsqu'un éclairage nocturne était présent. Il semble que cet effet perdurait dans le temps puisque les oiseaux urbains (habitué à un éclairage nocturne) témoins étaient sexuellement actifs avant les oiseaux forestiers témoins. Les merles soumis à un éclairage artificiel percevaient également une aube plus précoce et se mettaient alors à chanter plus tôt. Il faudrait savoir si ce chant durait plus longtemps que celui des oiseaux témoins afin de juger d'un effet potentiel sur l'attraction des femelles.

Tableau 54 : Concentration sanguine en testostérone, variation de taille des testicules et début du chant de l'aube chez des merles noirs de la région de Munich soumis ou non à un éclairage nocturne (source : Dominoni *et al.*, 2013)

Paramètre	Oiseaux témoins		Oiseaux expérimentaux	
	Ruraux	Urbains	Ruraux	Urbains
Conditions expérimentales	Photopériode naturelle, avec un éclairage nocturne fournissant 0,0001 lux (presque le noir complet, moyenne de l'éclairage minimum nocturne mesuré dans la forêt)		Photopériode naturelle, avec un éclairage nocturne fournissant 0,3 lux (médiane de l'éclairage nocturne moyen mesuré dans la ville)	
Début de l'augmentation de testostéronémie	Mi-février §		Mi-janvier	
Valeur du pic de testostéronémie (pg/mL)	0,85 (atteint en avril)	0,75 (atteint en avril)	0,78 (atteint en mars)	0,62 (atteint en mars)
Début du développement testiculaire	Jour 73 § #	Jour 65 §	Jour 51 #	Jour 33
Début de la régression testiculaire	Jour 144 §	Jour 143 §	Jour 134 #	Jour 121
Largeur maximale des testicules (mm)	6 §	6,8 §	6,6	5,6
Durée de l'activité sexuelle (en jours)	74,4 §	75,6 §	83,6	87,4
Début du chant de l'aube (nombre de minutes avant la fin de la nuit)	0 à 40 en fonction du mois. §		20 à 115 en fonction du mois, toujours significativement plus tôt que les témoins.	

Le symbole § indique une différence significative entre témoins et expérimentaux de la même zone.

Un dièse « # » indique une différence significative entre urbains et ruraux connaissant les mêmes conditions expérimentales.

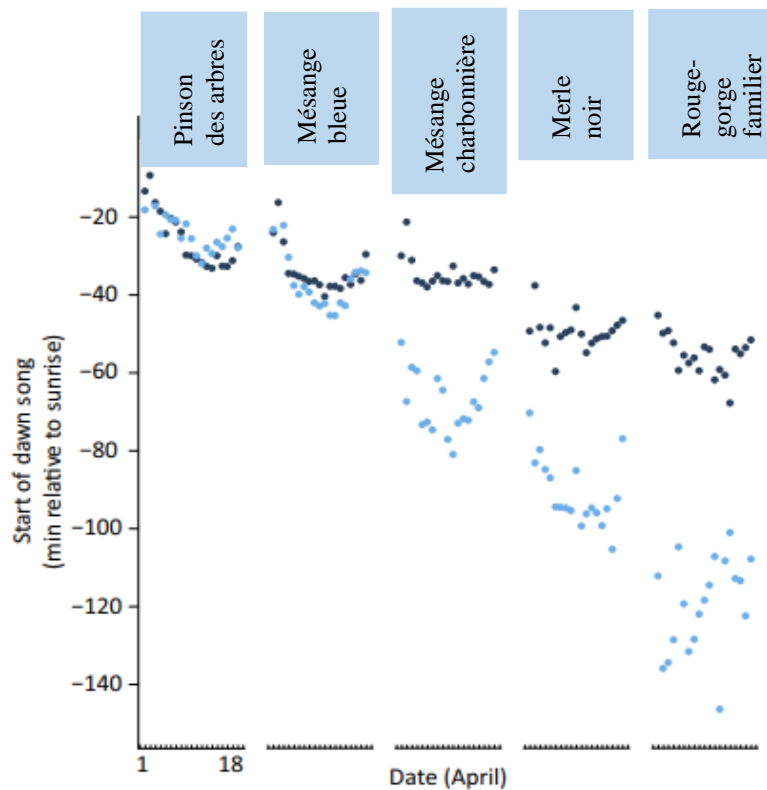
L'avancée de la période de reproduction a été aussi observée par Kempnaers *et al.*(2010) chez des couples de mésanges bleues nichant à Vienne (Autriche) (tableau 55). Le nombre de réverbères urbains présents autour des nids diminuait de manière exponentielle depuis la zone du site bordée par des rues résidentielles éclairées vers la zone forestière où il n'y en avait aucun. Pendant 6 ans les nids ont été inspectés chaque semaine pendant toute la durée de la reproduction. Les résultats des mesures ont été comparés entre les nids proches d'un réverbère et ceux les plus éloignés (tableau 55). Les femelles nichant à proximité des réverbères ont pondu en moyenne plus tôt que les autres, et la différence était bien plus importante entre les femelles âgées de plus d'un an qu'entre les jeunes femelles (tableau 55). Les auteurs ont aussi étudié le comportement d'infidélité des adultes au moyen de tests de paternité. Les résultats ont montré que les mâles qui occupaient la zone proche des lampadaires de rue copulaient avec trois fois plus de partenaires extra-conjugales que ceux des territoires non éclairés, et que cette différence était surtout importante entre les jeunes mâles (tableau 55).

Tableau 55 : Nombre de partenaires extra-conjugales de mâles mésanges charbonnière de Vienne (Autriche) en fonction de leur proximité à des lampadaires de rue (source : Kempnaers *et al.*, 2010).

Lieu de vie des Mésanges charbonnières	Catégorie d'âge des oiseaux	Délai entre le jour de ponte et la moyenne de la population totale	Nombre moyen de partenaires extra-conjugales
A proximité des lampadaires de rue (moins de 50 m)	Tout âge	1,1 jour avant	2,1
	Jeunes d'environ 1 an	0,9 jour avant	2,5
	Adultes de plus de 1 an	1,3 jour avant	1,8
Loin des lampadaires de rue (plus de 50 m)	Tout âge	0,4 jour après	0,6
	Jeunes d'environ 1 an	0,3 jour après	0,6
	Adultes de plus de 1 an	1,1 jour après	0,5

Kempnaers *et al.* (2010) ont également écouté le chant de l'aube de 5 espèces d'oiseaux (figure 64) en se positionnant près de chaque nid de Mésange charbonnière plusieurs fois dans la saison. Leurs observations montrent que les mâles de toutes les espèces présentes, excepté le Pinson des arbres, se sont mis à chanter plus tôt lorsqu'ils vivaient à proximité d'un réverbère (figure 64). Le bruit étant inexistant à ce moment-là sur tout le site, un effet du bruit ne peut exister. Les auteurs estiment que l'effet de la lumière nocturne sur le comportement d'infidélité des mésanges charbonnières est peut-être dû à son effet sur le chant de l'aube, car les oiseaux qui chantaient plus tôt avaient certainement tendance à attirer plus de nouvelles partenaires avec lesquelles ils pouvaient copuler. Cette infidélité accrue peut être intéressante à l'échelle d'une population car elle permet d'augmenter la diversité génétique de la population.

Figure 64 : Délai du démarrage du chant de l'aube par rapport au lever du soleil chez 5 espèces d'oiseaux nichant à Vienne (Autriche), selon qu'ils nichent à proximité ou non de réverbères urbains (source :Kempnaers et al., 2010).



L'axe vertical représente le nombre de minutes écoulées entre le début du chant de l'aube et le lever du soleil qui le suit. Les oiseaux nichant à moins de 50 m des réverbères sont représentés en bleu clair et ceux nichant à plus de 50 m des réverbères sont représentés en bleu foncé. Chaque point représente l'heure à laquelle le premier mâle de l'espèce est entendu à la date correspondante sur l'axe horizontal.

(6) L'éclairage nocturne urbain désoriente les oiseaux et les dévie vers le milieu urbain

Une cartographie hebdomadaire (couvrant les années 2004 à 2014) de la présence de 40 espèces d'oiseaux migrateurs nocturnes en Amérique du Nord et centrale a été réalisée par La Sorte *et al.* (2017) à partir de données d'observation. Elle présente le nombre d'espèces présentes dans chaque carré de 3,3 km de côté du continent nord-américain. En parallèle, des relevés satellitaires hebdomadaires (couvrant la même période) des radiations lumineuses émises par la présence d'éclairage nocturne ont été réalisés à la même échelle. La distance entre les zones éclairées et les zones riches en oiseaux migrateurs diminuait lors des périodes de migration, par rapport aux périodes de reproduction. Les villes semblaient ainsi attirer les oiseaux migrateurs nocturnes à leur proximité voire en leur sein lors des migrations par le biais de la lumière nocturne. Mais la ville peut constituer un piège pour ces espèces, car les dangers y sont plus nombreux. En effet les zones de repos y sont plus rares conduisant à des densités aviaires plus importantes, favorisant la propagation de maladies infectieuses en lien avec la durée de ces haltes. Les villes concentrent des infrastructures comme les tours et gratte-ciels avec lesquelles les oiseaux migrateurs peuvent entrer en collision (partie II.A.1). De plus, en la lumière nocturne les détourne de la trajectoire initiale. Comme ils rejoindront leurs

environnements naturels pour se reproduire, sous l'effet attracteur de l'éclairage nocturne, ces oiseaux migrateurs nocturnes auront parcouru des distances plus longues, augmentant par là-même la durée de la migration, et donc les dépenses énergétiques associées.

L'éclairage nocturne ne désoriente pas que les oiseaux migrateurs mais aussi les oiseaux marins qui nichent sur les zones côtières. Certains d'entre eux se perdent et peuvent ensuite mourir d'hypothermie et de faim au sol.

Pendant 3 ans Le Corre *et al.* (2002) ont demandé aux particuliers vivant sur l'île de la Réunion (France), de récupérer les oiseaux (morts ou vivants) retrouvés au sol et de les ramener au laboratoire du Muséum d'Histoire Naturelle de l'île. Pour chaque individu, les auteurs ont noté le lieu et la date de récupération, ainsi que la présence éventuelle d'un éclairage nocturne. L'analyse d'impact s'est réduite au seul Pétrel de Barau (*Pterodroma barau*) car c'était de loin l'espèce majoritairement retrouvée (tableau 56). Rodriguez *et al.* (2015) se sont intéressés à la mortalité de 3 espèces d'oiseaux marins (tableau 56), au niveau des infrastructures d'éclairage nocturne des îles Baléares (Espagne) sur une période de 14 années. Ils ont colligé le nombre total de juvéniles retrouvés seuls et désorientés au sol près d'infrastructures d'éclairage nocturne auprès de 3 centres de sauvegarde de la faune sauvage. Les auteurs des 2 études ont rapporté le nombre de juvéniles retrouvés par an près d'une source lumineuse nocturne au nombre total de juvéniles produits par an (tableau 56). L'impact sur les Pétrels de Barau de l'île de la Réunion s'est avéré très important contrairement à celui, négligeable, relevé sur les oiseaux des îles Baléares (tableau 56). La différence est peut-être due au fait que Le Corre *et al.* (2002) ont insisté auprès des populations locales pour qu'elles rapportent des oiseaux vivants ou morts, ce qui n'était pas le cas pour Rodriguez *et al.* (1999). Il y avait donc un biais d'échantillonnage, et les conclusions rapportées par l'étude de Rodriguez *et al.* (1999) sous-estiment peut-être de ce qu'il se passe réellement sur les îles Baléares.

Tableau 56 : Proportion de juvéniles d'oiseaux marins nichant sur les îles Baléares ou l'île de la Réunion retrouvés désorientés par la population locale.

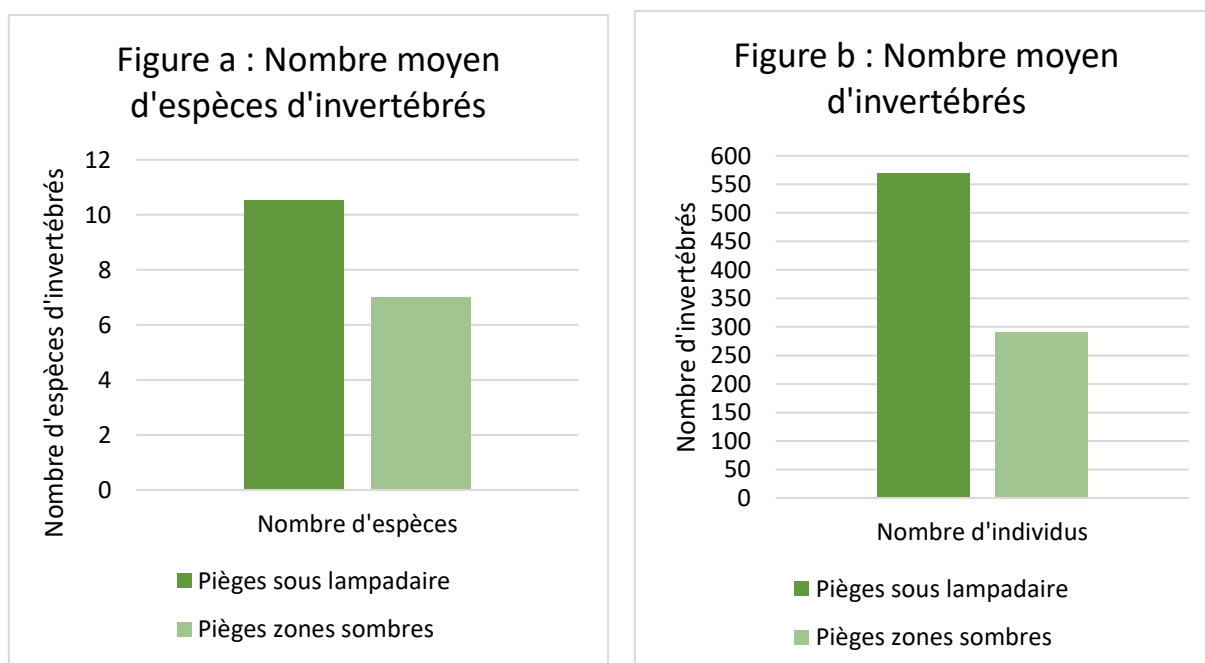
Etude	Le Corre <i>et al.</i> , 2002	Rodríguez <i>et al.</i> , 2015		
Espèce	Pétrel de Barau	Puffin des Baléares (<i>Puffinus mauretanicus</i>)	Puffin de Scopoli (<i>Calonectris diomedea</i>)	Océanite tempête (<i>Hydrobates pelagicus</i>)
Nombre de juvéniles rapportés par an	567,76	4,4	13,3	2,6
Proportion moyenne de juvéniles désorientés par l'éclairage nocturne chaque année	20 %	0,46 % à 0,56 %	0,34 % à 0,37 %	0,13 % à 0,18 %
Distance d'éloignement moyenne des juvéniles (km)	Pas d'information précise. Majorité des oiseaux trouvée au nord et à l'ouest de l'île,	6	4,5	6
Distance d'éloignement maximale des juvéniles (km)	et 35 % des oiseaux trouvés en plein centre de l'île, très proche d'une grande colonie de Pétrels.	20	20	17

(7) Effet de l'éclairage nocturne urbain sur les ressources alimentaires invertébrées des oiseaux

Le comportement des invertébrés vis-à-vis de l'éclairage public n'est pas uniforme (Owens *et al.*, 2020). Certains, attirés par la lumière, se regroupent autour des réverbères et sont donc abondants en milieu urbain la nuit. C'est le cas de l'éphémère *Ephoron virgo* (Egri *et al.*, 2017) ou du coléoptère *Amara apricaria* (Šustek, 1999). D'autres, au contraire, sont lucifuges et s'éloignent donc des zones urbaines éclairées. C'est le cas par exemple du millipède *Polydesmus angustus* (SHNA Observatoire de la faune de Bourgogne, 2022). De plus, tous les invertébrés ne sont pas sensibles aux mêmes ondes électromagnétiques, et ne sont pas attirés par les mêmes sources lumineuses.

Le fait que certaines espèces d'invertébrés soient abondantes la nuit en ville peut être bénéfique pour les oiseaux insectivores nocturnes comme les Chevêches des terriers (*Athene cunicularia*). Ces petites chouettes ont été observées pendant leur période de reproduction dans une zone périurbaine proche de Santa Rosa (Argentine) (Rodríguez *et al.*, 2021). Dans cette zone, des réverbères à vapeur de sodium éclairaient les rues du quartier résidentiel alors que le territoire rural agricole et forestier situé aux alentours n'était pas éclairé. Des pièges ont été disposés dans toute la zone périurbaine afin de déterminer la disponibilité en invertébrés en fonction de l'éclairage nocturne. Des pelotes de réjection ont été récupérées dans les nids des chevêches afin d'identifier en laboratoire les proies invertébrées ingérées par les oiseaux. Des chevêches ont été capturées afin d'être équipées de balises GPS qui ont permis à Rodríguez *et al.* (2021) d'évaluer leur domaine vital*. Les auteurs ont observé que la richesse et l'abondance d'invertébrés étaient significativement plus importantes sous les réverbères que dans les zones sombres (figures 65). Les chevêches en profitaient puisque le contenu des pelotes de réjection contenait plus de taxons d'invertébrés en commun avec les pièges situés sous les réverbères qu'avec les autres pièges. De plus, les domaines vitaux* de toutes les chevêches couvraient au moins un réverbère de rue et leurs mouvements nocturnes se concentraient autour de ceux-ci.

Figures 65 : Nombre moyen d'espèces d'invertébrés et nombre moyen d'invertébrés capturés dans des pièges positionnés dans la zone périurbaine de Santa Rosa (source : Rodríguez *et al.*, 2021).



La différence est significative entre les 2 groupes de piège dans les 2 cas.

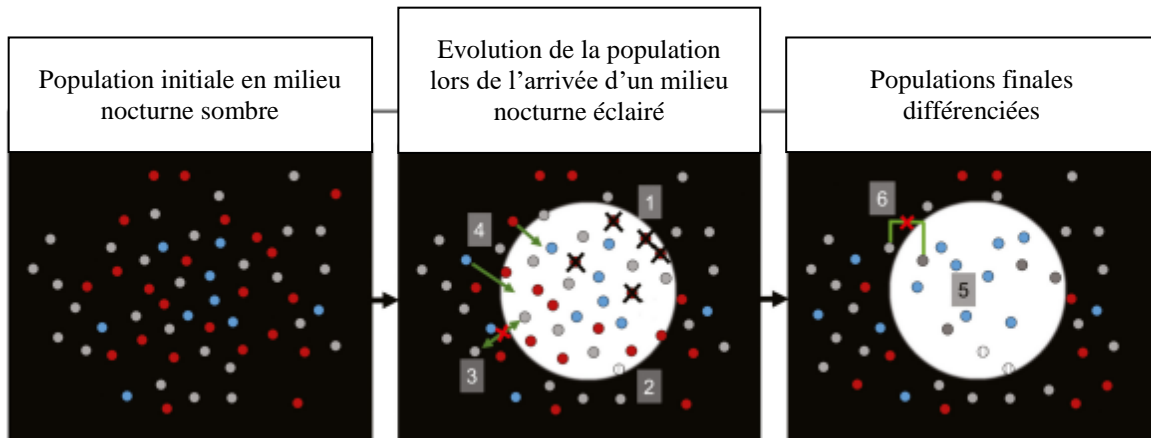
La présence d'éclairage nocturne a de nombreux effets sur la physiologie et la survie des invertébrés diurnes et nocturnes qui vivent en milieu urbain. Elle perturbe leur perception de la photopériode, de la lumière lunaire et de la position des étoiles. Leur reproduction, leurs signaux de communication et leurs mouvements en sont altérés, ce qui limite le nombre d'individus produits dans cet environnement chaque année (Owens *et al.*, 2020). Les insectes volants qui s'approchent des lampes des réverbères meurent brûlés par contact ou épuisés d'avoir tourné trop longtemps en rond autour des lampes (Owens *et al.*, 2020). Ainsi, bien que certains invertébrés soient encore abondants en-dessous des réverbères la nuit et représentent une importante ressource alimentaire pour les oiseaux nocturnes insectivores (Rodríguez *et al.*, 2021), leur nombre a globalement diminué (Owens *et al.*, 2020). Cette ressource alimentaire pour les oiseaux insectivores, diurnes ou nocturnes, est donc menacée par le piège que constitue l'éclairage public pour les invertébrés.

(8) L'éclairage nocturne urbain induit une évolution divergente des populations d'oiseaux urbaines

L'éclairage nocturne, comme on l'a vu précédemment, modifie les comportements et la physiologie des oiseaux, ce qui, à terme, impacte leur valeur sélective*. La lumière artificielle impose une forte pression de sélection en ville, absente dans les milieux naturels. L'éclairage nocturne favorise les individus qui présentent les caractéristiques leur permettant de survivre dans un environnement constamment éclairé (figure 66, Hopkins *et al.*, 2018). Il peut aussi induire des mutations, ce qui éloigne génétiquement les populations urbaines des autres (figure 66, Hopkins *et al.*, 2018). De plus, il a tendance à isoler les populations en créant une barrière lumineuse : par néophobie, les populations rurales ne vont pas se déplacer vers un milieu éclairé dont elles n'ont pas l'habitude tandis que les populations urbaines éviteront les milieux plongés dans l'obscurité (figure 66, Hopkins *et al.*, 2018). L'éclairage peut d'autant plus isoler populations urbaines et rurales en générant un décalage du début de la période de reproduction : ces populations ne se reproduisant pas au même moment, ne se reproduiront plus ensemble et n'échangeront plus leurs génomes* (Hopkins *et al.*, 2018). Ainsi les populations ne peuvent pas être brassées, et la population urbaine va progressivement se différencier de la population rurale (figure 66, Hopkins *et al.*, 2018) tout en s'adaptant à cet environnement anthropisé.

Si les populations peuvent être brassées à la faveur d'échanges d'individus franchissant la barrière lumineuse ainsi créée, populations urbaine et rurale ne divergeront pas trop. Cependant, les individus non adaptés au milieu anthropisé se reproduisent moins bien ou meurent plus vite, et la population urbaine ne comptera rapidement plus que des individus adaptés se distinguant des populations rurales (Hopkins *et al.*, 2018).

Figure 66 : Schéma représentatif de l'évolution d'une population d'oiseaux en milieu urbain éclairé et de son isolation des populations rurales (source : Hopkins *et al.*, 2018).



Légende :

- Les points de différentes couleurs représentent les différentes versions (allèles) des gènes des oiseaux
- 1 et croix noires: sélection de l'environnement éclairé contre les individus rouges non adaptés, qui sont éliminés
- 2 : mutation des gènes, ce qui transforme les individus colorés en individus blancs
- 3 et flèches vertes barrées: les individus gris fuient la lumière et ne restent pas dans le milieu éclairé
- 4 et flèches vertes : les individus bleus et rouges sont attirés par le milieu éclairé
- 5 : augmentation du nombre d'individus bleus adaptés
- 6 : impossibilité de reproduction entre les populations de l'environnement lumineux et les populations de l'environnement sombre.

L'éclairage nocturne peut être favorable aux espèces diurnes attirées par la lumière car elle leur permet de chasser, de se nourrir ou de vaquer à toute autre occupation pendant la nuit (Dwyer *et al.*, 2013; Hopkins *et al.*, 2018; Leveau, 2020) et également aux oiseaux nocturnes qui peuvent chasser plus facilement (Rodríguez *et al.*, 2021). Les petits oiseaux peuvent en faire les frais en se faisant piéger par ces prédateurs opportunistes (Hopkins *et al.*, 2018). Le milieu urbain nocturne éclairé serait finalement davantage favorable aux oiseaux de proies diurnes comme nocturnes ou aux insectivores nocturnes mais défavorable aux oiseaux migrateurs nocturnes, aux petits oiseaux diurnes qui sont des proies faciles, ainsi qu'aux juvéniles.

C. Le trafic de véhicules et les activités humaines concentrés en milieu urbain induisent une pollution sonore et environnementale qui modifient le comportement des oiseaux et nuisent à leur santé

1. Le bruit de fond présent en milieu urbain a de multiples conséquences chez les oiseaux

a) Point sur le bruit en milieu urbain

Le bruit est composé d'un ensemble de sons, des variations de pression se propageant de proche en proche dans le milieu et pouvant être détectées par l'oreille. Un son est caractérisé par sa fréquence ou hauteur, exprimée en Hertz (Hz). Plus la fréquence est haute, plus le son est aigu. Il est aussi caractérisé par son amplitude ou niveau sonore, mesurée en décibels (dB) ou en décibels A (dB(A) (qui pondèrent l'amplitude mesurée en dB en ne prenant en compte que les fréquences que l'oreille humaine entend le mieux). Enfin, le son se caractérise par sa durée (Bouland *et al.*, 2018). La figure 67 propose des exemples de niveau sonore de bruits rencontrés dans certains lieux, ou émis par certaines activités humaines et différents véhicules.

Figure 67 : Lieux et sources de bruit associés à leur niveau sonore (source : Bouland *et al.*, 2018; Bruitparif, 2022a ; Cheverry *et al.*, 2018).

Avion au décollage à 100m	140 dB(A)	
Marteau piqueur à 2 m Sirène d'ambulance	120 dB(A)	120 dB(A) Seuil de douleur pour l'oreille humaine
Klaxon	100 dB(A)	
Bordure d'autoroute	80-90 dB(A)	
TER à 140 km/h à 25 m	80 dB(A)	
Rue à fort trafic	75 – 80 dB(A)	80 dB(A) Seuil d'inconfort pour les humains
Marché animé	60 dB(A)	
Rue au trafic peu dense	55 – 60 dB(A)	60 dB(A) Seuil de fatigue pour les humains
Milieu rural calme	30 dB(A)	
Désert	20 dB(A)	3 dB(A) Seuil d'audibilité pour les humains

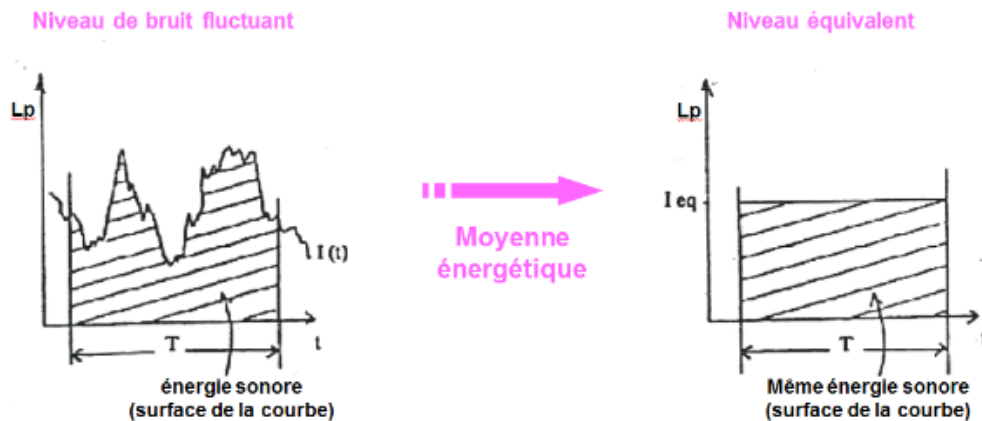
L'oreille humaine perçoit les sons dans une plage de fréquences qui s'échelonne de 20 à 20.000 Hz. Comme le montre la figure 67, un son est audible par l'oreille humaine si son niveau sonore est supérieur à 3 dB(A), génère une fatigue à partir de 60 dB(A) et une douleur au-delà de 120 dB(A) (Bouland *et al.*, 2018). La fourchette de fréquences audibles par les oiseaux est plus restreinte que celle des humains, la majorité d'entre-eux n'entend pas les sons très aigus ou très graves (tableau 57). Cette plage varie cependant d'une espèce à l'autre (tableau 57, Beason, 2004 ; Chocholle *et al.*, 1957). A l'exception des rapaces nocturnes, les oiseaux sont moins sensibles aux sons que les humains. Cela signifie que pour un niveau sonore donné, les oiseaux perçoivent un bruit de plus faible intensité que les humains. Cette sensibilité dépend de la fréquence du son ; elle est meilleure pour les oiseaux sur la plage 1000 - 4000 Hz (Beason, 2004).

Tableau 57 : Fréquences sonores audibles par certaines espèces d'oiseaux (source : Beason, 2004; Chocholle *et al.*, 1957)

La majorité des oiseaux	Fourchette de fréquence allant de 1000 à 4000 Hz
Pigeon biset	Fréquence maximale variant de 6500 à 8200 Hz. Capable d'entendre les infrasons (fréquence inférieure à 20 Hz).
Corbeau freux (<i>Corvus frugilegus</i>)	Fréquence maximale variant de 8500 à 10000 Hz
Hibou grand-duc (<i>Bubo bubo</i>)	Fréquence minimale de 60 Hz
Chouette effraie (<i>Tyto alba</i>)	
Pie bavarde	Capables d'entendre les ultrasons (fréquence supérieure à 20000 Hz)
Pinson des arbres	

Afin d'estimer la gêne à laquelle sont exposés les humains sur une certaine période, les mesures du bruit en décibels sont souvent converties en niveaux acoustiques équivalents. Le niveau acoustique équivalent $L_{eq,t}$ est le niveau sonore d'un bruit permanent et continu qui équivaut à la somme de tous les bruits émis en un point de mesure durant une certaine période t . Le niveau acoustique équivalent correspond donc à une dose de bruit reçue pendant une durée de temps t déterminée (figure 68). L'indicateur pondéré L_{den} est un niveau acoustique équivalent qui représente le niveau sonore moyen sur 24h évalué à partir des niveaux acoustiques équivalents de journée (07h-19h), de soirée (19h-23h) et de nuit (23h-07h) (Bouland *et al.*, 2018). Le L_{den} permet de lisser le niveau de bruit de tous les bruits émis en 24h à un niveau de bruit constant sur 24h.

Figure 68 : Représentations graphiques du niveau de bruit fluctuant et de son niveau acoustique équivalent (source : Bruitparif, 2022b)



Les axes horizontaux représentent le temps et les axes verticaux représentent le niveau de bruit en dB. La surface hachurée représente l'énergie sonore émise par tous les bruits.

Les sources de bruit urbain sont les véhicules, qu'ils circulent sur route, sur rails ou dans l'air, et les activités humaines. Les données des capteurs de bruit installés à proximité de chantiers de la petite couronne de Paris (France) montrent qu'entre 7h et 19h le niveau sonore ponctuel à proximité d'un chantier peut aller jusqu'à 90 dB(A), alors que dans la même zone entre minuit et 6h il ne monte qu'à 65 dB(A) (Bruitparif, 2022c). Le trafic routier émet des ondes sonores de basse fréquence (entre 10 et 4000 Hz) (Dutilleux, 2011). Les mesures effectuées dans les rues et aux abords des voies ferrées de Bruxelles en 2006 (figures 69 et 70) montrent que le trafic routier et le trafic ferroviaire étaient à l'origine d'un bruit de fond dont le L_{den} pouvait dépasser les 60 dB(A), soit le seuil de fatigabilité de l'oreille humaine (Institut Bruxellois pour la Gestion de l'environnement, 2014, 2020a). Des niveaux de bruits similaires étaient rencontrés dans l'agglomération de Paris (France) en 2019 (Bruitparif, 2019).

Figure 69 : Cadastre du bruit du trafic routier à Bruxelles en 2006 (source : Institut Bruxellois pour la Gestion de l'environnement, 2020a).

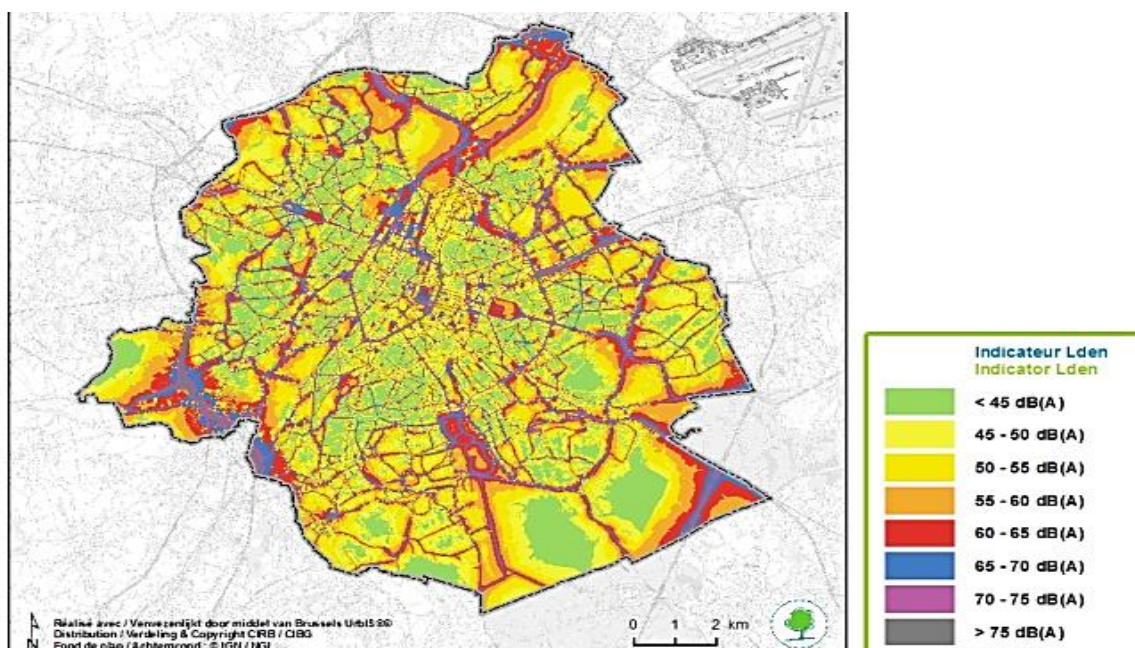
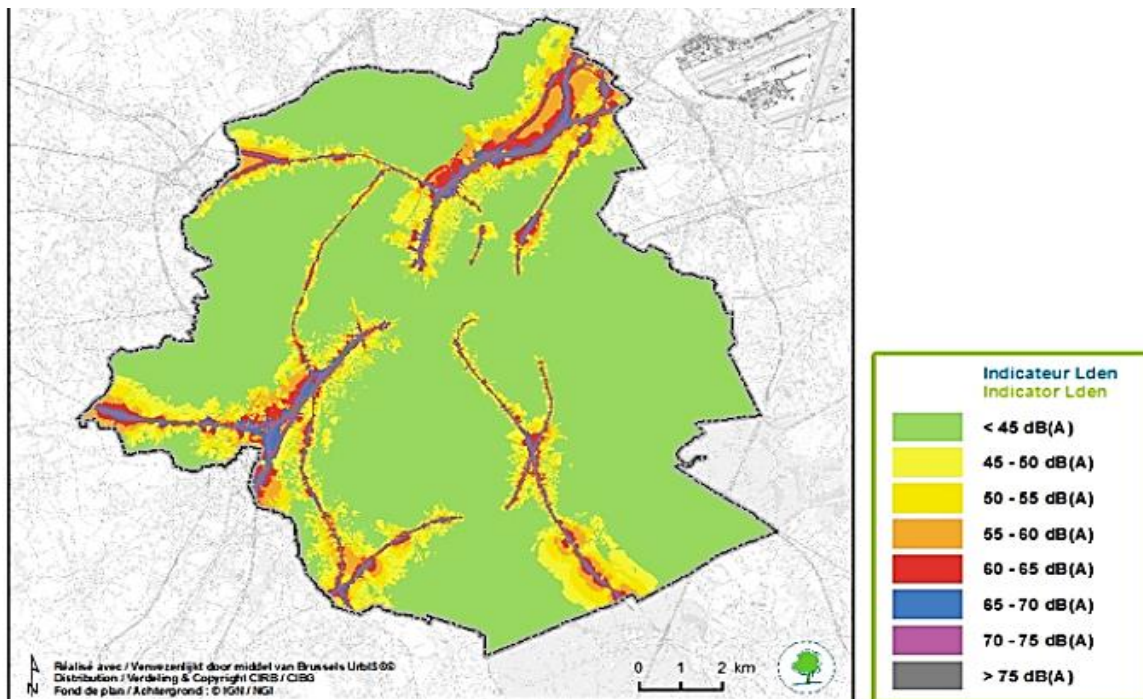


Figure 70 : Cadastre du bruit du trafic ferroviaire
 (source : Institut Bruxellois pour la Gestion de l'environnement, 2014).



En ce qui concerne le bruit émis par le trafic aérien aux abords des aéroports, les données sont fournies par les plans d'exposition au bruit. Il s'agit de documents graphiques qui délimitent autour d'un aéroport quatre zones où une gêne sonore, quantifiée par les niveaux acoustiques L_{den} , est présente. L'élaboration de ce plan tient compte de l'ensemble des perspectives à court, moyen et long termes de développement et d'utilisation de l'aéroport concerné. Le bruit qu'émet le trafic aérien se propage sur plusieurs kilomètres (tableau 58). Ainsi, bien que les aéroports soient implantés dans les zones rurales ou périurbaines, leur impact sonore concerne le milieu urbain de proximité (tableau 58). Le trafic aérien induit un bruit assez important, d'un niveau acoustique équivalent L_{den} qui peut dépasser 60 dB(A) au niveau des villes (tableau 58).

Tableau 58 : Rayon maximal de chaque zone définie autour de plusieurs aéroports français par les plans d'exposition au bruit (source : Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires et Ministère de la Transition énergétique, 2020)

Distance entre les pistes et les points les plus éloignés de la ...	Aéroport Bordeaux-Mérignac	Aéroport Marseille-Provence	Aéroport Roissy Charles de Gaulle	Aéroport d'Orly	Exemple de villes implantées dans ce type de zone
... zone A L_{den} compris entre 70 et 75 dB(A)	1 km	75 m	2,75 km	1,1 km	Aucune ville
... zone B L_{den} compris entre 65 et 70 dB(A)	2,5 km	750 m	6,6 km	3,52 km	Saint-Victoret (Marseille) Goussainville (Roissy) Villeneuve-le-Roi (Orly)
... zone C L_{den} compris entre 60 et 65 dB(A)	5,5 km	2,13 km	12,65 km	8,84 km	Marignane (Marseille) Gonesse (Roissy) Chilly-Mazarin (Orly)
... zone D L_{den} compris entre 55 et 60 dB(A)	10,25 km	4,25 km	20,35 km	13,75 km	Marseille Sarcelles (Roissy) Longjumeau (Orly)

b) Conséquences du bruit urbain sur la physiologie et le comportement des oiseaux

Même si les oiseaux sont moins sensibles que les humains vis-à-vis du bruit, cela ne veut pas dire qu'il ne les gêne pas. Le bruit urbain a de nombreuses conséquences physiologiques et comportementales chez les oiseaux. Sa présence peut leur être défavorable, avec des impacts pouvant varier selon les espèces. Certaines semblent très bien s'en accommoder quand d'autres préfèrent le fuir.

(1) Présence de bruit et abondance d'oiseaux

Afin d'évaluer l'influence du bruit routier seul sur la présence des oiseaux, McClure *et al.* (2013) ont aménagé une route fantôme de 500 m à la lisière d'une forêt de l'Idaho (Etats-Unis d'Amérique) pendant toute la durée d'une période de migration automnale. Ils ont érigé 15 paires de haut-parleurs à 4 m du sol, qui diffusaient, chaque semaine, pendant 4 jours d'affilée le bruit d'une circulation automobile, de 4h30 à 21h. Ce bruit était composé principalement d'ondes de fréquences inférieures à 3 kHz. Le niveau acoustique équivalent sur une heure était de 55-60 dB(A) au pied des haut-parleurs, et diminuait de 3 à 6 dB(A) quand la distance au haut-parleur doublait. Les auteurs ont dénombré le matin les oiseaux qui se trouvaient dans

un rayon de 50 m de cerisiers situés à 30 - 50 m des haut-parleurs et de cerisiers situés dans une zone calme, à 800 m de la route. McClure *et al.* (2013) ont détecté la présence d'au total 8078 oiseaux de 59 espèces. D'une manière générale, le nombre total d'oiseaux observés diminuait significativement avec l'augmentation de l'amplitude du bruit (tableau 59). Treize espèces parmi les 22 plus fréquentes suivaient ce même profil (tableau 59). Parmi elles, 2 n'ont même jamais été observées près de la route (tableau 59). Neuf espèces parmi les plus fréquentes étaient plutôt indifférentes au bruit. Enfin, le Cassican flûteur semblait fréquenter les cerisiers les plus bruyants. De nombreuses espèces d'oiseaux apparaissent donc comme sensibles au bruit émis par la circulation routière et préférant éviter les zones où le trafic routier est important, même si ce n'est pas le cas de toutes.

Tableau 59 : Nombre moyen d'individus de 12 espèces d'oiseaux migrateurs observés en fonction de l'amplitude du bruit ambiant émis par le trafic routier (source : McClure *et al.*, 2013)

Espèce	Nombre moyen d'individus dans les cerisiers éloignés de la route (amplitude de 35 dB(A))	Nombre moyen d'individus dans les cerisiers au bord de la route éteinte (amplitude de 45 dB(A))	Nombre moyen d'individus dans les cerisiers au bord de la route en activité (amplitude de 55 dB(A))
Les 59 espèces d'oiseaux	39	32	26
Rouge-gorge familier	8	5	2
Roitelet à couronne rubis (<i>Corthylio calendula</i>)	3	2,5	2
Tohi tacheté (<i>Pipilo maculatus</i>)	3	2,7	2,5
Sittelle à poitrine rousse (<i>Sitta canadensis</i>)	3,5	2	1
Viréo de Cassin (<i>Vireo cassinii</i>)	0,9	0,8	0,6
Piranga à tête rouge (<i>Piranga ludoviciana</i>)	1,3	1	0,9
Bruant familier (<i>Spizella passerina</i>)	0,8	0,6	0,3
Mésange de Gambel (<i>Poecile gambeli</i>)	0,7	0,5	0,4
Jaseur d'Amérique (<i>Bombycilla cedrorum</i>)	4,5	2,5	0
Paruline jaune (<i>Setophaga petechia</i>)	0,4	0,3	0
Moucherolle sombre (<i>Empidonax oberholseri</i>)	0,6	0,4	0,1
Paruline de Townsend (<i>Setophaga townsendi</i>)	0,3	0,2	0,1

González-Oreja (2017) s'est aussi intéressé à l'effet du bruit urbain sur la présence d'oiseaux. Il a comptabilisé les oiseaux au cours de plusieurs sessions matinales de 10 minutes, pendant la saison de reproduction, dans des espaces verts de 3 villes mexicaines. Il a ensuite calculé la probabilité d'occurrence et l'abondance de chaque espèce rencontrée

dans chaque espace vert. Il a par ailleurs mesuré le niveau acoustique instantané du bruit ambiant au niveau des points d'observation et le niveau acoustique équivalent sur une minute L_{eq1} . L'auteur a répertorié 11 espèces différentes, plus ou moins importunées par la présence de bruit dans un même parc ou dans des parcs de taille similaire. Seules 4 espèces fréquentaient moins les zones les plus bruyantes, une seule préférait les points les plus bruyants tandis que les 6 autres étaient indifférentes au bruit (tableau 60). L'effet du bruit au sein des villes serait donc éminemment variable selon les espèces de l'avifaune en en faisant fuir certaines comme le Geai buissonnier et en n'affectant pas d'autres, comme le Moineau domestique, qui ont au contraire a tendance à fréquenter les zones bruyantes. Ce dernier profiterait même que les zones bruyantes soient moins fréquentées par les autres oiseaux pour s'y installer.

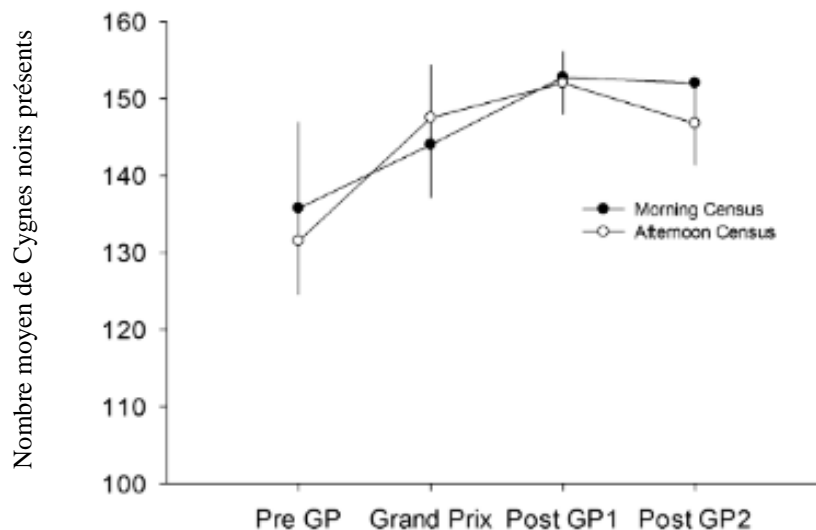
Tableau 60 : Variation de la probabilité d'occurrence et de l'abondance de 11 espèces d'oiseaux dans les parcs publics de 3 villes du Mexique en fonction du bruit (source : González-Oreja, 2017).

Espèce	Variation de la probabilité d'occurrence	Variation de l'abondance
Caïque maïpourri (<i>Pionites melanocephalus</i>)	Aucune variation	Aucune variation
Vérétille naine (<i>Cavernularia pusilla</i>)		
Tyran hurlant (<i>Tyrannus vociferans</i>)		
Piranga à tête rouge		
Moucherolle à côtés olive (<i>Contopus borealis</i>)		
Pie-grièche migratrice (<i>Lanius ludovicianus</i>).		
Geai buissonnier (<i>Aphelocoma californica</i>)	Diminution aux points les plus bruyants d'un même parc	Aucune variation
Paruline à croupion jaune (<i>Setophaga coronata</i>)	Diminution aux points les plus bruyants d'un même parc	
Troglodyte tacheté (<i>Campylorhynchus gularis</i>)	Diminution dans les parcs les plus bruyants à surface égale	
Bruant familier	Diminution dans les parcs les plus bruyants à surface égale	
Moineau domestique	Aucune variation	Augmentation dans les parcs les plus bruyants à surface égale

Le bruit urbain est un bruit chronique auquel peuvent se rajouter des bruits de plus courte durée. C'est par exemple le cas lorsqu'un chantier ou un évènement culturel ou sportif s'installent pendant quelques jours dans un quartier. Payne *et al.* (2012) ont étudié l'effet de la présence de ces bruits intenses et de courte durée sur les oiseaux. Ils ont observé une population de Cygnes noirs (*Cygnus atratus*) vivant au niveau d'un lac situé dans un parc (Albert Park) de Melbourne (Australie), au moment du Grand Prix Australien de Formule Un qui se tient pendant 4 jours fin mars. Pendant son déroulement, les voitures, très bruyantes, roulent sur un circuit entourant le lac à 20 - 300 m de ses rives et émettent un bruit dont l'amplitude à proximité des berges est d'environ 120 dB. En dehors du championnat,

l'environnement du lac est calme. Les auteurs ont collecté les données le matin et en fin d'après-midi pendant 4 jours consécutifs lors de la semaine précédant la compétition (Pre GP), pendant celle-ci (GP), durant la semaine suivante (Post GP1) puis 3 semaines après (Post GP2). Ils ont compté le nombre d'oiseaux présents sur le lac et sur les rives du lac. Le nombre d'individus a augmenté de manière linéaire pendant le Grand Prix, puis s'est stabilisé (figure 71).

Figure 71 : Nombre de cygnes noirs présents au niveau du lac de l'Albert Park Lake de Melbourne, avant, pendant et après la présence du Grand Prix Australien de Formule Un (source : Payne et al., 2012).



Les ronds noirs représentent les moyennes des données récoltées en matinée et les ronds blancs représentent celles des données récoltées l'après-midi.

Des ornithologues amateurs ont participé au dénombrement des oiseaux en signalant la présence de cygnes noirs de l'Albert Park dans leur zone d'observation située en dehors du parc. Onze individus sur les 16 ayant quitté le parc en février y sont revenus avant le démarrage du Grand Prix et y sont restés pendant et après le Grand Prix. Les 5 autres ne sont jamais revenus. Deux individus ont quitté le lac pendant le Grand Prix ; il s'agissait d'individus qui s'absentaient de manière régulière et prolongée du parc. Ils ne sont d'ailleurs revenus au parc que plusieurs mois après le Grand Prix. Le bruit intense et de courte durée émis par les voitures du Grand Prix ne semblait donc pas déranger les cygnes Noirs de l'Albert Park de Melbourne au point de les pousser à fuir.

(2) Conséquences du bruit chronique sur le succès reproducteur des oiseaux

Halfwerk *et al.* (2011) ont installé des nichoirs pour des mésanges charbonnières dans une zone de 80 ha de Buunderkamp (Pays-Bas), délimitée au nord par une autoroute à 4 voies et au sud par une ligne de chemin de fer (trafic de 20 trains par heure). Les auteurs ont visité les nichoirs pendant 14 saisons de reproduction successives afin de noter la date de ponte, le nombre d'œufs pondus et éclos ainsi que le nombre de juvéniles à l'envol de la première couvée de la saison. Ils ont pesé les juvéniles âgés de 15 jours. Pendant ces 14 années l'environnement de la zone n'a pas subi de changements. Une carte de l'amplitude du bruit de fond de la zone a été créée. A partir des enregistrements obtenus en début de saison les auteurs ont calculé en chaque point le niveau acoustique équivalent sur 24 heures du bruit de

fond, et des fréquences 0,5 ; 1 ; 2 et 4 kHz. Le niveau équivalent du bruit de fond diminuait de 20 dB(A) tous les 500 m au fur et à mesure de l'éloignement depuis l'autoroute et était minimal près de la ligne de chemin de fer (les trains, bien que bruyants, n'étaient pas à l'origine d'un bruit constant). Ils ont pu constater que certains paramètres reproducteurs diminuaient avec l'augmentation de l'amplitude sonore du bruit ambiant (tableau 61).

Tableau 61 : Variation du succès reproducteur de Mésanges charbonnières de Buunderkamp en fonction du niveau acoustique du bruit ambiant ou de certaines fréquences sonores (source : Halfwerk *et al.*, 2011).

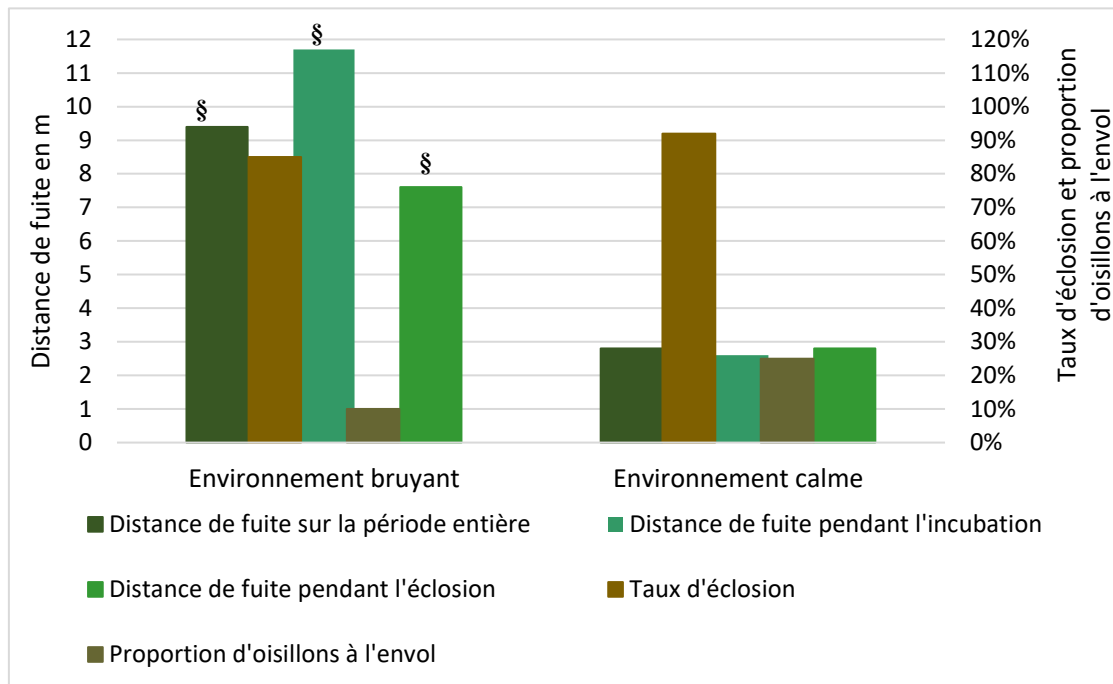
Paramètre	Observations
Nombre d'œufs pondus	10 % d'œufs pondus en moins par tranche de 20 dB(A) de bruit de fond supplémentaire durant toute la saison. Diminution significative quand le niveau acoustique des fréquences 0,5 ; 1 et 2 kHz augmentait durant toute la saison.
Nombre d'œufs éclos	Pas d'influence du bruit de fond ou d'une fréquence particulière.
Nombre de juvéniles à l'envol	Diminution avec l'augmentation du niveau acoustique du bruit ambiant, significative en avril mais non significative en mars.
Masse des juvéniles à l'envol	Diminution avec l'augmentation du niveau acoustique du bruit ambiant pendant toute la saison, mais non significative.

La présence de bruit émis par le trafic routier semblait nuire au succès reproducteur de la Mésange charbonnière. Plusieurs explications sont possibles :

- Le bruit couvrait le chant des mâles, ce qui diminuait leur attractivité pour les femelles et diminuait le nombre de copulations extra-conjugales et donc le nombre total d'œufs pondus par chaque femelle.
- Le bruit couvrait les piaillements des oisillons, et les parents n'étaient pas capables d'entendre leurs demandes et de les nourrir aussi souvent que demandé.
- Le bruit induisait une mortalité accrue des oisillons, pour des raisons autres qu'alimentaires.
- Les sites les plus bruyants n'étaient pas utilisés par les couples pour rechercher de la nourriture, ce qui limitait la surface disponible en ressources pour nourrir les oisillons.
- Les couples utilisaient toute la surface disponible pour rechercher de la nourriture mais ils étaient moins efficaces à cause du bruit, et nourrissaient donc moins les oisillons.

Les travaux menés par Meillère *et al.* (2015a) semblent valider la dernière hypothèse. Dans le centre de recherche de Chizé (France) ils ont exposé d'avril à juillet à raison de plusieurs heures par jour une partie des nichoirs hébergeant des moineaux domestiques à des enregistrements du bruit de fond du centre-ville de Niort et de la Rochelle (France) ainsi que du bruit d'une autoroute à 4 voies de Paris (France). L'environnement autour de chaque nid était identique sur tous les plans mis à part le bruit. Le niveau sonore à 3 m des nids exposés était de 61 dB alors qu'il n'était que de 41 dB près des nids laissés au calme. Les auteurs ont testé le comportement de fuite face à un prédateur des femelles pendant la construction du nid, au moment de la ponte, et après l'éclosion des œufs. Un observateur avançait lentement vers le nid en démarrant à 30 m de celui-ci jusqu'à ce que la femelle perchée à côté du nid s'envole. Il mesurait ensuite la distance de fuite de celle-ci, c'est-à-dire la distance entre elle et l'observateur au moment où elle s'était envolée. Comme le montre la figure 72, la distance de fuite différait significativement entre les femelles des 2 groupes de nids mais ne variait pas selon la période. Les femelles fuiraient donc des prédateurs plus éloignés en présence de bruit. Entendant moins facilement les prédateurs, elles consacraient davantage de temps à surveiller leur environnement (augmentation de la vigilance) et détecteraient les prédateurs à de plus grandes distances que dans des conditions sonores habituelles.

Figure 72 : Distance de fuite et succès reproducteur de moineaux domestiques femelles soumises ou non à des enregistrements de circulation routière pendant leur période de reproduction (source : Meillère *et al.*, 2015a).



Le symbole § indique que la différence est significative entre les 2 groupes.

Le fait d'augmenter son niveau de vigilance et de s'envoler à la vue de prédateurs éloignés peut diminuer l'efficacité de recherche de nourriture, même si, dans cette étude le nombre d'œufs éclos et le nombre d'oisillons survivants à l'envol ne variaient pas entre les 2 groupes de nids (figure 72). Au centre de recherche de Chizé, Brischoux *et al.* (2017), dans des conditions similaires, n'ont pas mis en évidence de différence de masse, de longueur du tarse ou du taux de croissance quotidien (1,7 g) entre les oisillons élevés en présence de bruit urbain et les ceux élevés au calme. L'augmentation de la vigilance des femelles n'influe donc pas sur leur succès reproducteur.

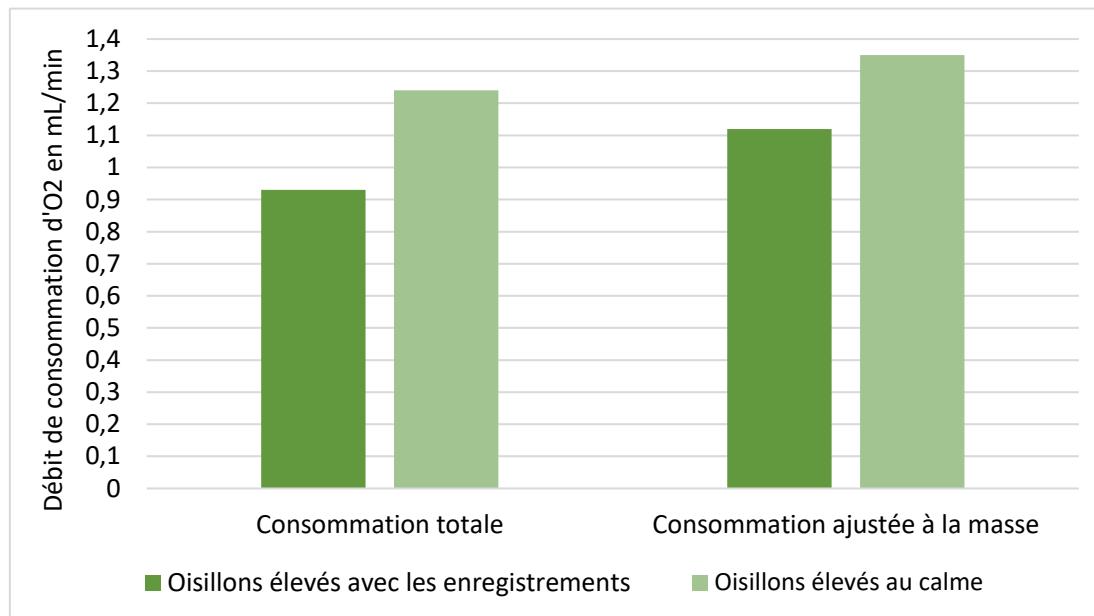
(3) Impacts au long terme du bruit chronique chez les oisillons

Brischoux *et al.* (2017) se sont intéressés à la consommation de dioxygène des oisillons en fonction de la présence de bruit chronique. Ils ont soumis certains nids de moineaux domestiques du centre de Chizé à des enregistrements de circulation urbaine et laissé les autres au calme. Le débit de consommation d'O₂ total et celui ajusté à une même masse corporelle pour tous les oisillons étaient moins importants pour ceux élevés dans une ambiance bruyante (figure 73). Les hypothèses en découlant étaient que soit le métabolisme des oisillons élevés dans le bruit était ralenti soit qu'il nécessitait moins d'O₂ parce que leurs organes étaient de plus petite taille (le bruit aurait limité leur développement pendant l'embryogenèse).

Les conséquences sur le long terme ne sont pas négligeables, même dans la zone de neutralité thermique : les oisillons élevés dans le bruit produiront moins de réserves à l'âge adulte et à terme leur masse corporelle pourrait s'en trouver diminuée. De plus, en cas de froid important, il est possible que l'organisme de ces oisillons ne soit pas capable d'accroître

suffisamment sa production de chaleur. Devenus adultes, ils ne pourraient pas faire face aux basses températures et succomberaient au cours des hivers suivants.

Figure 73 : Débit de consommation d'O₂ total et ajusté à une masse d'oisillons de moineaux domestiques de 9 jours au repos élevés ou non avec du bruit ambiant (source : Brischoux *et al.*, 2017).



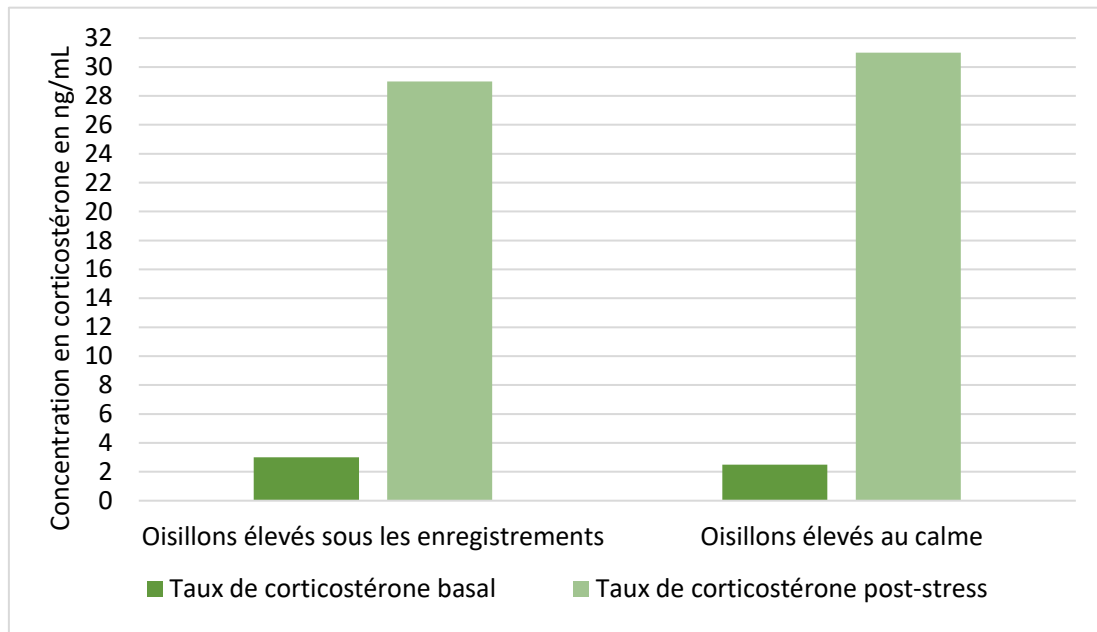
La différence est significative entre les 2 groupes pour les 2 paramètres.

Meillère *et al.* (2015c) ont montré qu'à taille et masse équivalente, la longueur des télomères* d'oisillons élevés dans le bruit était 13 % plus faible (différence significative) que celle des témoins. Ces résultats suggèrent que la présence de bruit pendant la croissance des moineaux domestiques raccourcirait leurs télomères* dans leurs 9 premiers jours de vie, soit sous l'effet du stress engendré, soit par la perturbation de leur cycle du sommeil. Leur espérance de vie et leur valeur sélective* s'en trouveraient diminuées.

(4) Présence de bruit et stress chez les oiseaux

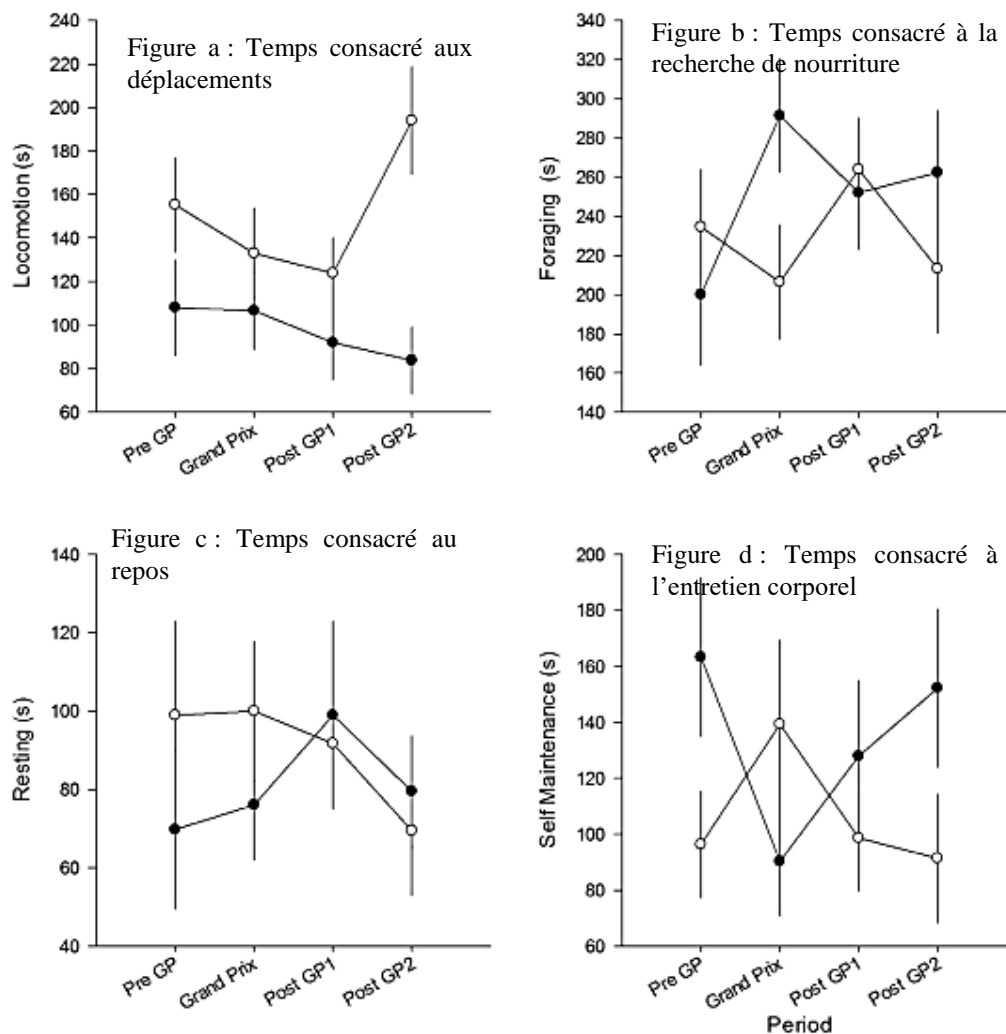
Angelier *et al.* (2016) ont cherché à savoir si la présence de bruit chronique pendant le développement des oisillons induisait du stress chez eux. Ils ont soumis les nids de moineaux domestiques du centre de recherche de Chizé à des enregistrements de circulation routière. La concentration sanguine en corticostérone a été mesurée dans des échantillons sanguins prélevés au moment de la capture (corticostéronémie basale) et 30 minutes après (corticostéronémie correspondant au stress aigu en lien avec la capture) sur des oisillons de 9 jours. Ni la masse ni la longueur du tarse ne variaient entre les oisillons témoins ou expérimentaux à 3 jours d'âge comme à 9. Il en était de même pour le taux de corticostérone basal et le taux de corticostérone post-stress, lequel augmentait dans les mêmes proportions dans les 2 groupes après la capture (figure 74). Ainsi, les oisillons seraient habitués au bruit de fond de la circulation routière dès leur plus jeune âge, et ce bruit ne créerait pas de stress chez eux. Les oiseaux conserveraient cet état à l'âge adulte, ce qui expliquerait que le Moineau domestique puisse vivre dans des environnements urbains bruyants. Le bruit ne désinhiberait cependant pas totalement leur axe hypothalamo-hypophysaire. Il n'amplifierait pas non plus la réaction face à un stimulus stressant.

Figure 74 : Taux de corticostérone basal et post-stress chez des oisillons de moineaux domestiques élevés sous des enregistrements de circulation routière ou dans le calme (source : Angelier *et al.*, 2016).



Dans le cadre de leur étude sur l'effet de la présence du Grand Prix Australien de Formule Un sur une population de Cygnes noirs, Payne *et al.* (2012) ont observé attentivement le comportement de quelques individus. La trentaine de comportements répertoriés a été regroupée en 5 catégories pour l'analyse des résultats (figures 75). Les cygnes consacraient pendant les 4 périodes d'enregistrement à peu près le même temps le matin et l'après-midi à réaliser les différents comportements observés (figures 75). Pendant la période du Grand Prix les oiseaux passaient plus de temps à l'entretien corporel l'après-midi que le matin, alors que c'était l'inverse habituellement sans que cela soit significatif (figure 75d). Les autres modifications de comportement n'étaient pas non plus significatives (figures 75).

Figures 75 : Temps consacré par les cygnes noirs du Albert Park Lake de Melbourne à leurs divers comportements en présence et en l'absence du Grand Prix australien de Formule Un (source : Payne *et al.*, 2012).



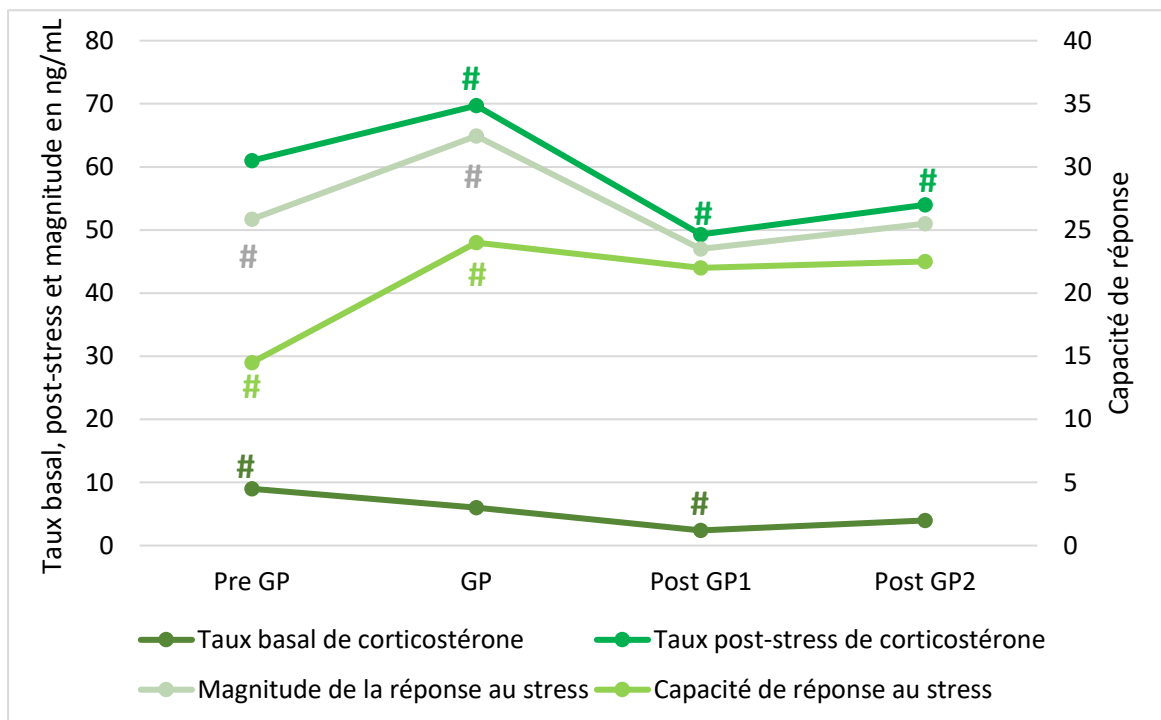
Les 5 catégories de comportement sont les suivantes :

- déplacement (par exemple nager),
- recherche de nourriture (par exemple brouter de l'herbe),
- repos (par exemple flotter à la surface de l'eau),
- entretien corporel (par exemple étirement des ailes),
- interactions sociales (par exemple comportement agonistique*). Les Cygnes noirs passaient moins de 5% du temps à interagir avec leurs congénères, les interactions sociales n'ont donc pas été prises en compte dans les calculs.

Les ronds noirs représentent la moyenne des données enregistrées le matin et les ronds blancs représentent celle des données enregistrées en fin d'après-midi. Les axes verticaux représentent le temps consacré aux activités en secondes.

Payne *et al.* (2012) ont capturé plusieurs cygnes noirs et leur ont prélevé des échantillons sanguins à leur capture et 30 minutes après afin de mesurer le taux de corticostérone et calculer leur capacité de réponse au stress (taux mesuré à 30 minutes divisé par le taux mesuré à 0 minutes) d'une part, et la magnitude de cette réponse (différence entre la valeur mesurée à 30 minutes et celle mesurée à 0 minutes) d'autre part. La première valeur permettait de savoir s'il y avait effectivement une réponse aiguë de stress et la deuxième d'évaluer l'amplitude de cette réaction si elle existait. Ni le taux de corticostérone basal ni le taux de corticostérone post-stress ne changeaient en fonction de l'heure de prélèvement (matin ou après-midi). Les résultats sont présentés à la figure 76.

Figure 76 : Taux de corticostérone basal et post-stress et réponse au stress chez les cygnes noirs du Albert Park Lake de Melbourne en présence et en l'absence du Grand Prix australien de Formule Un (source : Payne *et al.*, 2012).



Les données marquées d'un dièse # de même couleur sont significativement différentes entre elles.

Pendant la semaine du Grand Prix les oiseaux n'étaient pas plus stressés que pendant les autres semaines. Cette manifestation n'induisait donc pas de stress chez les cygnes, ils se sont certainement habitués au bruit. Cependant, pendant la course, la réaction de stress après la capture était plus importante en proportion et en valeur absolue que pendant les autres semaines. Lors d'un danger tel qu'une capture, leur axe hypothalamo-hypophysaire était certainement suractivé et induisait une réponse de stress plus intense. On peut donc dire que les oiseaux n'étaient pas stressés par la présence de la course en elle-même mais que la course rendait leur axe hypothalamo-hypophysaire plus réactifs face à d'autres stimuli de dangers comme une capture. Les résultats expliquent l'absence de fuite et de changement du comportement des oiseaux : comme ils étaient habitués au bruit, celui-ci ne les empêchait pas de vaquer à leurs occupations et de rester sur le lac.

(5) Certains oiseaux peuvent s'adapter à la présence de bruit en avançant le démarrage de leur chant matinal et en augmentant sa durée

Dominoni *et al.* (2016) ont cherché à savoir si un bruit d'origine anthropique comme celui des avions avait des répercussions sur le démarrage du chant matinal des oiseaux. Ils ont mené leurs travaux pendant la saison de reproduction dans 14 sites forestiers situés entre 430 et 1190 m des pistes de l'aéroport de Berlin (Allemagne), où les avions circulaient de 6h à 23h et dans 14 sites d'une forêt témoin éloignée de 4 km. Les auteurs ont enregistré le chant des oiseaux présents à compter d'une heure avant l'aube. Le moment où le premier oiseau chantait a été noté. Le niveau sonore du bruit ambiant a aussi été mesuré dans chaque site à chaque session d'enregistrement à 5h (heure du lever du soleil) et 9h. Les résultats obtenus pour 10 espèces d'oiseaux sont présentés dans le tableau 62. Certaines espèces d'oiseaux, apparemment celles que l'on retrouve le plus souvent au sein des villes, ont avancé leur chant matinal afin de pouvoir chanter plus longtemps pendant que l'environnement était calme, anticipant le fait que le bruit des avions couvrirait leur chant. Ces espèces semblent donc s'adapter dès le lever du soleil au bruit futur de la journée.

Tableau 62 : Horaire de début du chant matinal de 10 espèces d'oiseaux vivant plus ou moins loin de l'aéroport de Berlin (source : Dominoni *et al.*, 2016).

Paramètre	Forêt aéroport	Forêt contrôle
Niveau de bruit à 5h à l'aube (dB(A))	40 à 60	41 à 51
Niveau de bruit à 9h (dB(A))	70 à 87 #	42 à 59
Premier Rouge-gorge familier à chanter	25 minutes avant l'aube #	18 minutes avant l'aube
Premier Merle noir à chanter	20 minutes avant l'aube #	17 minutes avant l'aube
Première Grive musicienne à chanter	18 minutes avant l'aube	17 minutes avant l'aube
Première Mésange charbonnière à chanter	1 minute avant l'aube #	5 minutes après l'aube
Première Mésange bleue à chanter	2 minutes après l'aube #	5 minutes après l'aube
Premier Troglodyte mignon (<i>Troglodytes troglodytes</i>) à chanter	3 minutes après l'aube	5 minutes après l'aube
Premier Pinson des arbres à chanter	7 minutes après l'aube #	17 minutes après l'aube
Première Sittelle torchepot (<i>Sitta europaea</i>) à chanter	6 minutes après l'aube	15 minutes après l'aube
Premier Pigeon ramier (<i>Columba palumbus</i>) à chanter	19 minutes après l'aube	24 minutes après l'aube
Premier Pic épeiche (<i>Dendrocops major</i>) à chanter	22 minutes après l'aube	30 minutes après l'aube

Le dièse # indique que la différence d'horaire est significative entre les 2 populations.

Une étude similaire sur des pinsons des arbres vivant près d'un aéroport a montré qu'ils chantaient bien moins souvent pendant les décollages qu'entre les décollages (Dominoni *et al.*, 2016). Ils évitaient de chanter quand le bruit dépassait 78 dB(A), mais ne modifiaient pas leur comportement en-dessous de ce niveau. Or, le niveau sonore d'un décollage d'avion dépassait 78 dB(A) en moyenne pendant 25 % de sa durée. Ainsi, les pinsons des arbres perdaient 25 % du temps d'émission vocale pendant les décollages. Le fait d'avancer l'horaire de chant à l'aube leur permettait certainement de compenser ce temps perdu et de continuer à se faire entendre par les partenaires sexuels.

Arroyo-Solis *et al.* (2013) ont enregistré, en mars, le bruit de fond à l'heure de pointe (4 à 60 véhicules par minute) dans 12 rues à double-sens de circulation de Séville (Espagne) afin de le diffuser au même endroit pendant l'aube (2 heures avant le lever du soleil et 1 heure après) à une amplitude de 80 dB(A) en avril et mai. Ils ont par ailleurs enregistré en l'absence et en présence de la diffusion des enregistrements le chant des oiseaux à la même heure. Dans les rues bruyantes, la diffusion des enregistrements ne changeait pas le niveau de bruit avant et après l'aube mais dans les rues calmes cette diffusion augmentait le niveau de bruit de 20 dB(A) dès 1h avant l'aube. Comme le montre le tableau 63, deux espèces seulement ont chanté plus tôt lors de la diffusion des enregistrements.

Tableau 63 : Horaire du début du chant de l'aube de 6 espèces d'oiseaux exposés à des enregistrements de circulation routière 2 heures avant l'aube dans les rues de Séville (source : Arroyo-Solis *et al.*, 2013).

Espèce	Horaire du début du chant en l'absence d'enregistrements	Horaire du début du chant en présence des enregistrements 2 heures avant l'aube
Etourneau unicolore (<i>Sturnus unicolor</i>)	10 minutes avant l'aube	40 minutes avant l'aube #
Moineau domestique	80 minutes avant l'aube	90 minutes avant l'aube #
Tourterelle turque	20 minutes avant l'aube	22 minutes avant l'aube
Verdier d'Europe	40 minutes avant l'aube	45 minutes avant l'aube
Chardonneret élégant	80 minutes avant l'aube	65 minutes avant l'aube
Serin cini (<i>Serinus serinus</i>)	25 minutes avant l'aube	40 minutes avant l'aube

Le dièse # indique que la différence d'horaire est significative.

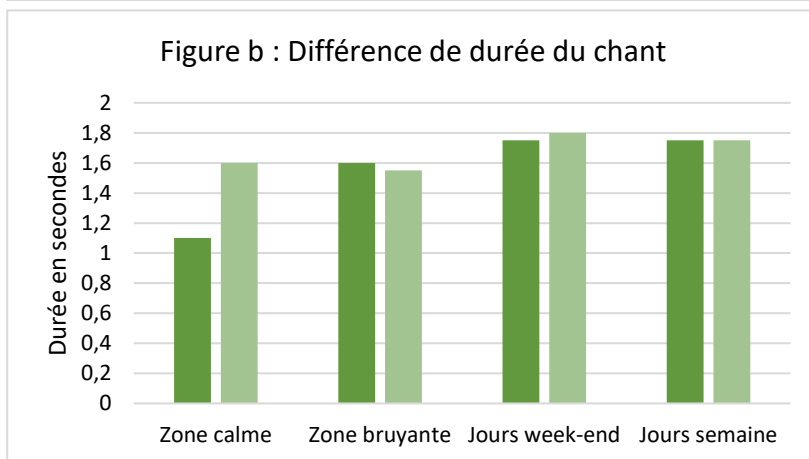
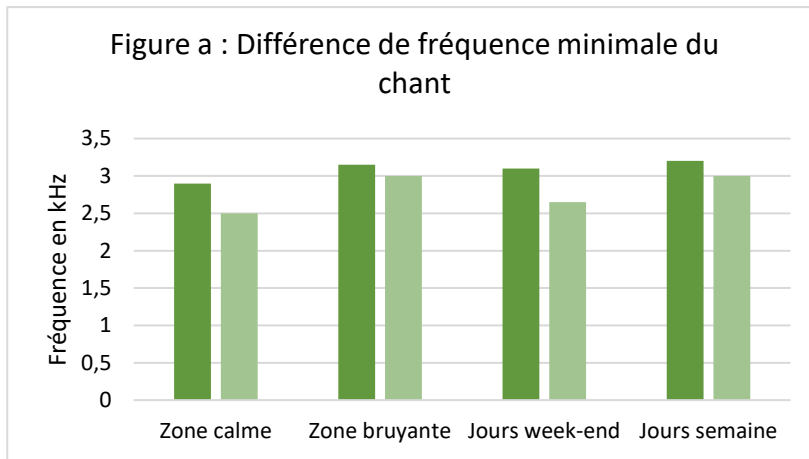
Le Moineau domestique et l'Etourneau unicolore seraient donc doués d'une plasticité importante qui leur permettrait d'avancer immédiatement leur chant matinal en cas de bruit. Ils n'auraient pas besoin d'être exposés au bruit pendant plusieurs jours pour s'y adapter et mieux se faire entendre de leurs congénères. Les autres espèces, non synurbiques, ne seraient pas douées de cette plasticité ni de cette faculté d'adaptation rapide. Elles auraient plus de mal à se faire entendre lors d'une modification rapide du niveau sonore.

(6) Certaines espèces d'oiseaux essaient de s'adapter à la présence de bruit en modifiant les fréquences de leurs vocalisations

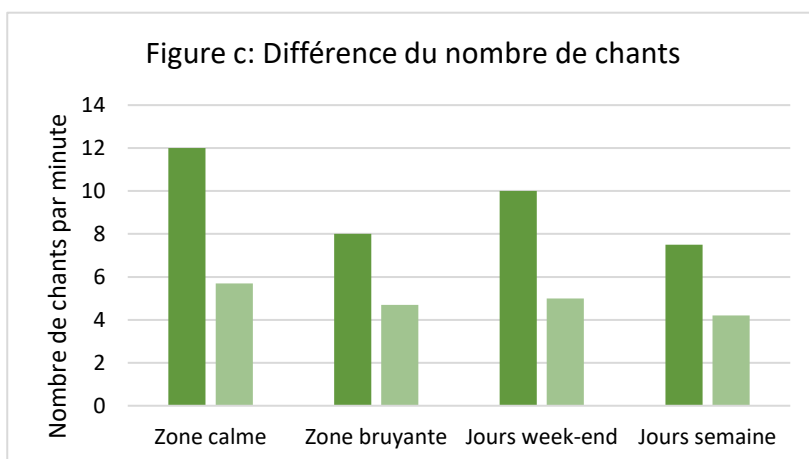
Gross *et al.* (2010) ont étudié le chant du Bruant des roseaux (*Emberiza schoeniclus*) pendant sa période de reproduction dans 2 réserves naturelles du canton de Zurich (Suisse). L'une des zones était calme et l'autre bruyante car proche de plusieurs voies de communication. Les auteurs ont enregistré individuellement le chant des bruants le matin pour identifier la fréquence minimale et la durée du chant, ainsi que le nombre de chants par minute. L'amplitude maximale du bruit ambiant a été mesurée en enregistrant le bruit ambiant pendant 40 secondes après l'enregistrement du chant de chaque oiseau. En comparant les données entre les 2 zones mais aussi entre jours calmes (week-end) et jours bruyants (semaine), ils ont constaté que les mâles chantaient avec une fréquence minimale plus importante mais moins fréquemment dans la zone bruyante que dans la zone calme (figures 77a et 77c). La durée de leur chant ne variait pas (figure 77b). Il en était de même dans la zone bruyante pendant les jours de semaine par rapport aux week-ends. Dans cette zone, les mâles en couple utilisaient des fréquences plus importantes que les autres mâles et chantaient plus

fréquemment que dans la zone calme (figures 77a et 77c). La durée du chant ne variait pas selon si le mâle était en couple ou non (figure 77b).

Figures 77 : Caractéristiques du chant de mâles bruants des roseaux du canton de Zurich en fonction de leur lieu de vie et de la période de la semaine (source : Gross et al., 2010).



■ Mâles en couple
 ■ Mâles célibataires



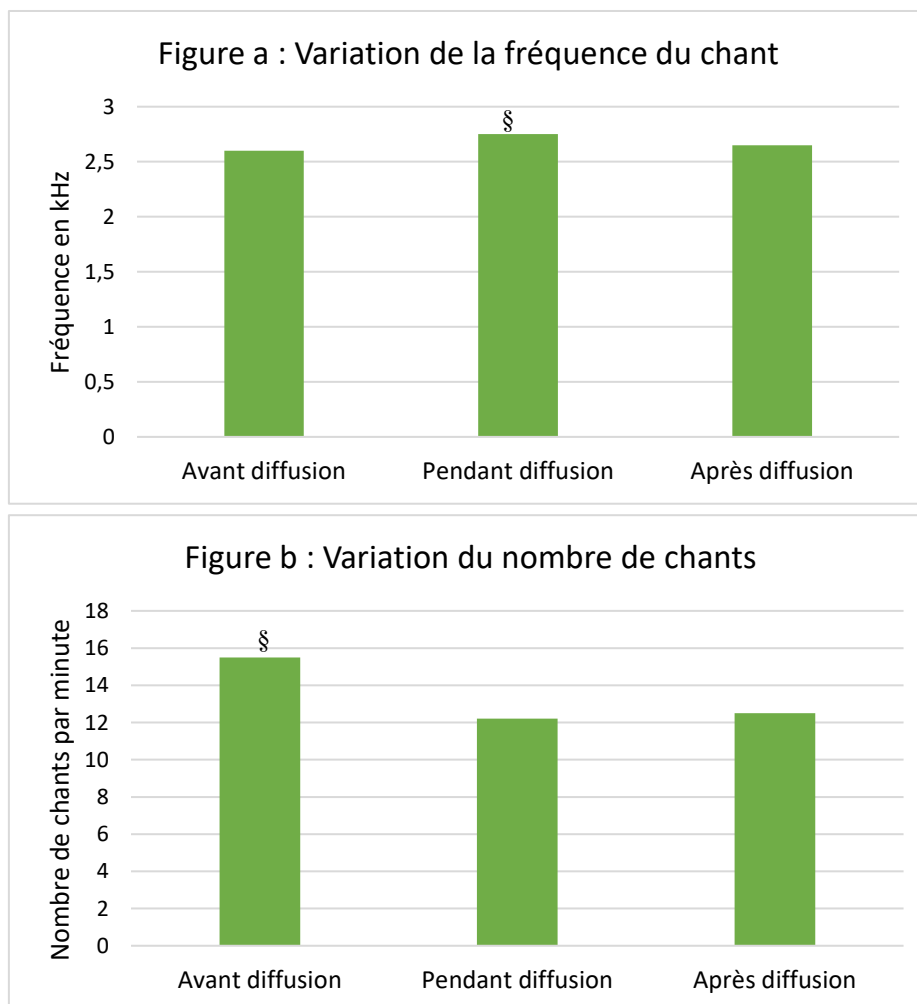
Amplitude maximale moyenne dans la zone bruyante en semaine : 65,6 dB.

Amplitude maximale moyenne dans la zone calme en semaine : 45,7 dB.

Amplitude maximale moyenne dans la zone bruyante le week-end : 57 dB.

Les bruants des roseaux semblent doués d'une plasticité comportementale qui leur permet d'adapter la fréquence de leur chant ainsi que leur nombre en fonction du volume sonore ambiant afin de se faire entendre et d'économiser leur énergie. Gross *et al.* (2010) ont voulu savoir s'ils pouvaient s'adapter immédiatement à la présence de bruit ou cela nécessitait du temps. Ils ont enregistré séparément le bruit de la circulation automobile et des chants de pinsons des arbres dans le canton de Zurich, puis ont diffusé à 15 m de chaque bruant rencontré dans la zone calme ces 2 enregistrements séparément, pendant 3 minutes, à un niveau sonore de 90 dB. Afin d'étudier la plasticité des bruants des roseaux, ils ont enregistré le chant des bruants avant la diffusion des enregistrements, pendant la diffusion de chaque enregistrement et après la diffusion des enregistrements. Les mâles ont utilisé de plus hautes fréquences pendant la diffusion des 2 enregistrements (figure 78a), et elles étaient d'autant plus hautes lors de la diffusion de l'enregistrement de la circulation automobile. La durée du chant n'a jamais varié. Les mâles ont diminué leur nombre de chants pendant et après la diffusion de l'enregistrement de la circulation routière (figure 78b).

Figures 78 : Variation des caractéristiques du chant de mâles Bruants des roseaux du canton de Zurich au moment de la diffusion d'un enregistrement audio (source : Gross *et al.*, 2010).



La présence du symbole § indique que le paramètre est significativement différent pendant cette période.

Les Bruants des roseaux seraient capables de s'adapter très rapidement au bruit ambiant en chantant à une plus haute fréquence. Les plus performants dans ce domaine se mettaient plus rapidement en couple, parvenant certainement à mieux se faire entendre des femelles. Le bruit inciterait les oiseaux à chanter moins souvent pour économiser l'énergie à employer pour modifier la fréquence de chant demande une certaine énergie.

Hu et Cardoso (2010) ont voulu montrer quelles espèces nichant à Melbourne (Australie) ajustaient leur fréquence de chant. Les auteurs ont enregistré des vocalisations de 12 espèces d'oiseaux dans des sites du centre-ville de Melbourne et dans des sites ruraux (fermes, réserves naturelles) éloignés des routes et de Melbourne. La fréquence minimale et la fréquence dominante (fréquence émise à la plus forte amplitude) de chaque vocalisation ont été mesurées. Par ailleurs les auteurs ont aussi mesuré l'amplitude du bruit ambiant à chaque site le matin à 8h (tableau 64).

Tableau 64 : Caractéristiques du bruit de fond du milieu rural et du milieu urbain de la métropole de Melbourne (source : Hu et Cardoso, 2010).

	Milieu rural	Milieu urbain
Amplitude moyenne du bruit de fond (dB)	50	58,5
Fourchette de fréquences du bruit de fond pour lesquelles l'amplitude était la plus importante (> 15 dB)	< 300 Hz	< 1000 Hz

Les individus urbains de plusieurs espèces ont augmenté la fréquence minimale et/ou la fréquence dominante de leurs vocalisations (tableau 65). Les espèces qui utilisaient des fréquences supérieures à celles dont l'amplitude est importante dans le fond sonore urbain (tableau 64) semblaient peu augmenter leur fréquence minimale de chant alors que celles qui utilisaient des fréquences dont l'amplitude est importante dans le fond sonore urbain semblaient augmenter fortement leur fréquence minimale de chant. Cependant, l'augmentation de fréquence n'était pas toujours satisfaisante. Par exemple, les Méliphages barbe-rouge (*Anthochaera carunculata*) urbains augmentaient leur fréquence minimale de 770 Hz à 820 Hz, mais celle-ci restait dans la fourchette des fréquences sonores urbaines de forte amplitude (tableau 64). Le bruit de fond urbain interférait encore avec le chant de ces oiseaux.

Tableau 65 : Différence de fréquence minimale et de fréquence dominante des vocalisations entre les individus urbains et les individus ruraux de 12 espèces d'oiseaux australiennes (source : Hu et Cardoso, 2010).

Espèce	Différence de fréquence minimale (urbains –ruraux) en Hz	Différence de fréquence dominante (urbains –ruraux) en Hz
Loriquet à tête bleue (<i>Trichoglossus haematodus</i>)	140 #	-79
Perruche omnicolore (<i>Platycercus eximius</i>)	488 #	142
Méliphage barbe-rouge (<i>Anthochaera carunculata</i>)	42 #	12
Méliphage bruyant (<i>Manorina melanocephala</i>)	151	234
Méliphage à sourcils noirs (<i>Manorina melanophrys</i>)	30 #	49 #
Grand réveilleur	6	-148
Cassican flûteur	20	-25
Cassican à collier (<i>Cracticus torquatus</i>)	64	119 #
Gralline pie	81	79
Rhipidure hochequeue	79	-31
Martin triste	139	-13
Merle noir	117 #	-47

Le dièse # indique une différence significative.

2. La pollution chimique environnementale en milieu urbain et ses conséquences sur la santé des oiseaux

L'air, le sol et l'eau sont des éléments de l'environnement des oiseaux qui peuvent être pollués par les activités anthropiques. Même si la pollution environnementale existe dans les environnements ruraux comme urbains, elle n'y est pas identique. En ville, les polluants sont principalement émis par le chauffage, les transports et l'industrie alors qu'à la campagne les polluants sont principalement émis par l'industrie et l'agriculture intensive. Ces polluants sont absorbés par les oiseaux et ont des conséquences sur leur organisme et leur physiologie.

a) *Pollution de l'air, du sol et de l'eau en milieu urbain*

(1) **Les polluants atmosphériques et leurs origines**

De nombreux polluants, primaires et secondaires, sont émis dans l'air en ville, généralement à de faibles concentrations (ordre du $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Les polluants primaires sont directement issus des sources de pollution (chauffage, transport, industrie). On trouve parmi eux (Airparif, 2021a):

- les oxydes de carbone, comme le dioxyde de carbone (CO_2) ;
- les oxydes de soufre, comme le dioxyde de soufre (SO_2) ;
- les oxydes d'azote, comme le dioxyde d'azote (NO_2) ;
- les hydrocarbures légers ;
- les composés organiques volatils (COV) libérés lors de l'évaporation des carburants ;
- des particules de diamètre inférieur à $10\ \mu\text{m}$ et $2,5\ \mu\text{m}$ (PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$) ;
- des métaux lourds en suspension qui retombent rapidement au sol.

Les polluants secondaires ne sont pas directement rejetés dans l'atmosphère mais proviennent de réactions chimiques survenant dans l'atmosphère. On trouve parmi eux (Airparif, 2021a) :

- l'ozone qui provient de l'interaction des COV et des oxydes d'azote en présence de rayonnements ultraviolets solaires et de chaleur ;
- les aldéhydes ;
- les cétones.

Les sources majeures d'émissions sont le chauffage, les véhicules routiers et aériens, et l'industrie (chantiers, production d'énergie, élimination des déchets, production industrielle d'outils, d'objets, de matériaux). Comme le montrent les figures 79, en Ile-de-France, les COV et les particules PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$ étaient surtout émis par le chauffage et les oxydes d'azote provenaient majoritairement des véhicules routiers.

Figures 79 : Sources d'émission des COV, des PM₁₀, des PM_{2,5} et des oxydes d'azote dans l'air de la région Ile-de-France en 2017 (source : Airparif, 2021b).

Figure a : Sources d'émission de COV en Ile-de-France en 2017

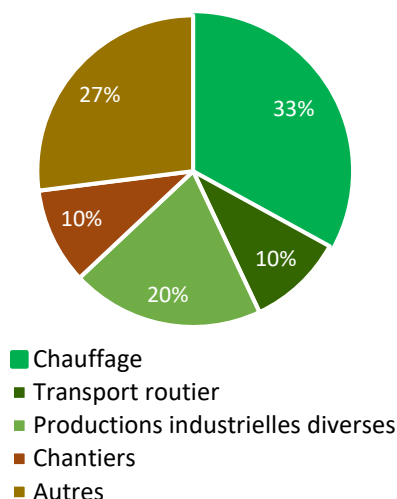


Figure b : Sources d'émission de PM₁₀ en Ile-de-France en 2017

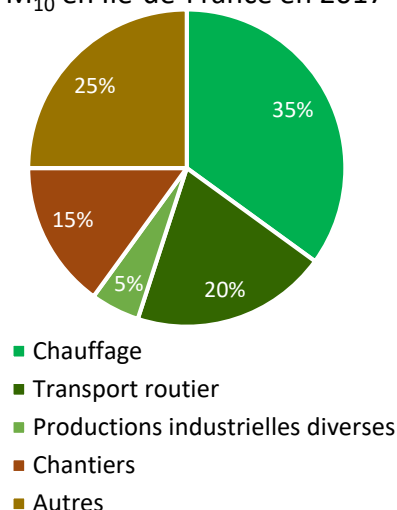


Figure c : Sources d'émission de PM_{2,5} en Ile-de-France en 2017

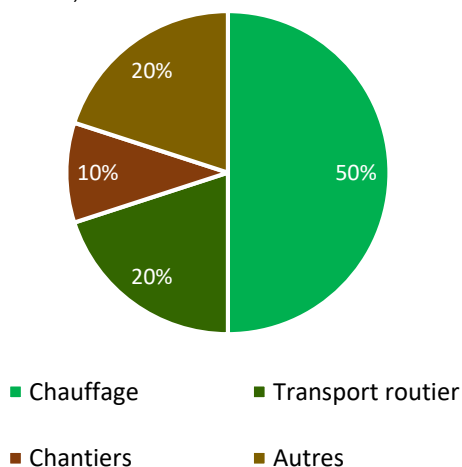
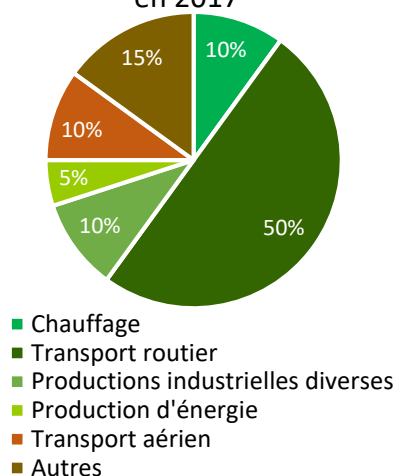


Figure d : Sources d'émission d'oxydes d'azote en Ile-de-France en 2017



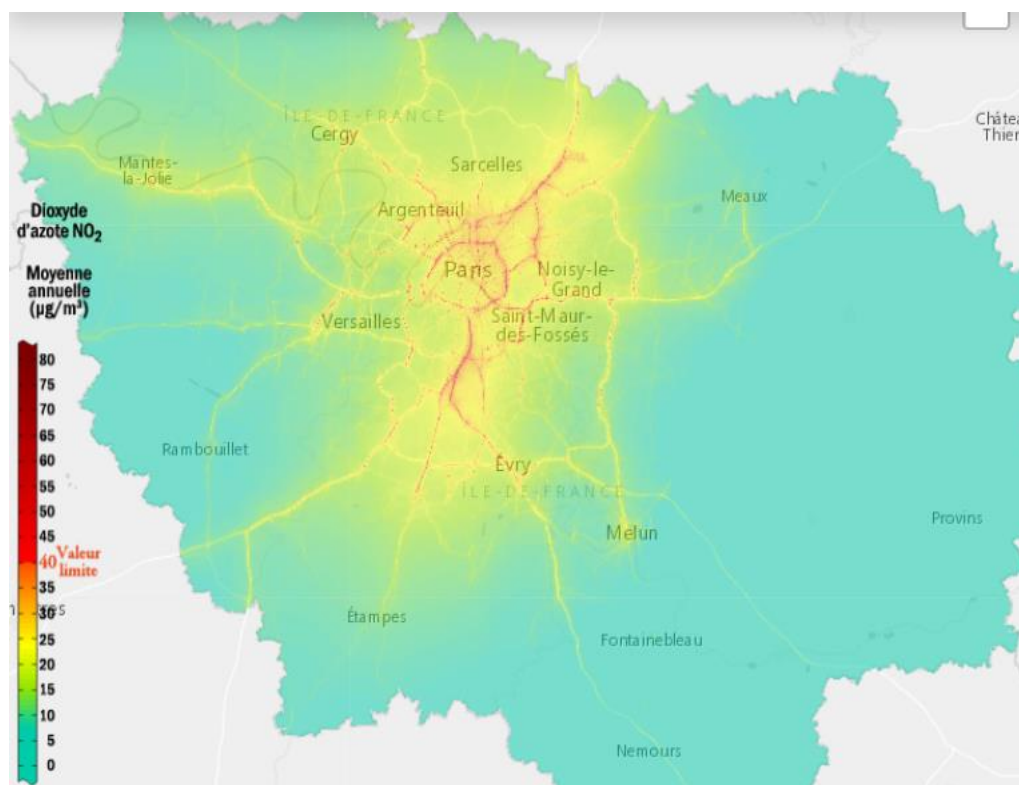
La catégorie « Autres » comprend les activités industrielles autres que les chantiers, les productions diverses d'objets, et la production d'énergie. Cela peut par exemple être le traitement des déchets.

L'ozone est un polluant dont la concentration est fortement influencée par les conditions météorologiques, sa production augmentant généralement au printemps et en été (Airparif, 2021a). L'objectif de qualité relatif à la protection de la santé humaine (seuil de 120 µg/m³/h sur une période de 8 heures consécutives) a été dépassé en tous points de la région Ile-de-France en 2021. Les zones périurbaines sont généralement plus touchées que le cœur de l'agglomération parisienne (Airparif, 2021c). C'est le seul polluant pour lequel les valeurs annuelles parisiennes ne montrent pas d'amélioration, mais sont au contraire en augmentation. C'est aussi le cas à l'échelle de tout l'hémisphère nord.

La concentration en PM₁₀ et PM_{2,5} décroît légèrement du cœur de l'agglomération parisienne vers la périphérie de l'agglomération. Les niveaux de PM₁₀ et de PM_{2,5} peuvent être près des axes routiers jusqu'à deux fois supérieurs à ceux relevés en s'éloignant de ces axes (Airparif, 2021c). La pollution aux particules fines reste encore importante malgré que la concentration mesurée en Ile-de-France a diminué de 30 % entre 2005 et 2015. En effet, le seuil de qualité relatif à la protection de la santé humaine pour les particules PM₁₀ (30 µg/m³) était en moyenne quasi-dépassé et celui pour les particules PM_{2,5} (10 µg/m³) était dépassé à proximité des infrastructures routières en Ile-de-France en 2021 (Airparif, 2021c).

Les concentrations les plus importantes en dioxyde d'azote NO₂ ont été relevées dans l'agglomération parisienne et au voisinage des grands axes routiers (figure 80). A proximité, des axes routiers, les niveaux de NO₂ sont plus de deux fois supérieurs à ceux relevés à distance de ces axes et parfois deux fois plus élevés que l'objectif de qualité relatif à la protection de la santé humaine de 40 µg/m³ (Airparif, 2021c).

Figure 80 : Carte représentant la concentration en NO₂ dans la région Ile-de-France en 2021 (source : Airparif, 2021c).



(2) Les polluants du sol et de l'eau et leurs origines

L'eau et les sols des villes et de leurs alentours sont pollués par de nombreux composés : dioxines, furanes, polychlorobiphényles (PCB), métaux lourds (cadmium, cuivre, mercure, plomb, zinc, nickel), hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), solvants, acides et bases (Groupe de coordination pour la protection des sols de l'état de Fribourg, 2022). Ces composés sont soit rejetés dans l'air d'où ils retombent sur le sol et dans l'eau, soit y sont rejetés directement sous forme liquide ou solide (tableau 66). Une grande partie des polluants provient des sites industriels se concentrant dans ou autour des villes.

D'après l'Institut Bruxellois pour la Gestion de l'environnement (2022) 70 % des sites pollués de Bruxelles (Belgique) le sont par :

- des dépôts de liquides inflammables, comme les stations-services ;
- des sites d'entretien de voitures (garages) ;
- des dépôts de déchets et de produits dangereux ;
- des sites utilisant de la peinture ;
- des sites qui utilisent des métaux.

D'autres sites industriels comme les imprimeries, les sites de nettoyage à sec, les chantiers et les sites de production d'énergie émettent aussi ces polluants. Le transport routier, les particuliers qui utilisent des solvants, de la peinture et des produits d'entretien contribuent aussi à la pollution du sol et de l'eau en ville. Enfin, les déchets tels que les appareils électroménagers, les batteries et les pneus laissés à l'abandon à l'air libre libèrent des particules de métaux et de plastiques dans le sol et l'eau (Agence européenne pour l'environnement, 2022; Institut Bruxellois pour la Gestion de l'environnement, 2020b). Les mégots de cigarettes jetés sur le sol contiennent de nombreuses substances chimiques comme des phénols et des métaux lourds qui polluent également les sols et l'eau (Centre d'information sur l'eau, 2019).

Certaines sources de polluants n'existent plus à l'échelle mondiale, comme l'essence à base de plomb qui n'est plus commercialisée dans aucun pays du monde depuis 2021 (Laperruque, 2021). D'autres ont été interdites dans certains pays du monde seulement, comme la peinture à base de plomb ou les composants à base de mercure (Groupe de coordination pour la protection des sols de l'état de Fribourg, 2022). Entre 2005 et 2019, au sein de l'UE, les émissions de cadmium ont été réduites de 33 %, celles de plomb de 44 % et celles de mercure de 45 % (Agence européenne pour l'environnement, 2021). Cependant les polluants, du moins tous ceux présentés dans le tableau 66, s'accumulent dans les sols et les organismes vivants. Malgré la diminution de leur rejet ils sont encore présents dans le sol.

Entre 2010 et 2022 l'Institut Bruxellois pour la Gestion de l'environnement a réalisé un inventaire de l'état du sol à Bruxelles et dans les communes aux alentours. Pendant ces 12 années il a identifié que 18,7 % de la superficie du territoire régional présentaient un risque de pollution du sol ou de l'eau souterraine (Institut Bruxellois pour la Gestion de l'environnement, 2022).

Tableau 66 : Source du rejet, forme de rejet et capacité d'accumulation de quelques polluants du sol et de l'eau en milieu urbain (source : Commissariat général au développement durable, 2019 ; Département Prévention Cancer Environnement du Centre Léon Bérard, 2022 ; Groupe de coordination pour la protection des sols de l'état de Fribourg, 2022 ; Ministère de la Santé du Canada, 2006).

Substances polluantes	Source du rejet	Forme lors du rejet
Dioxines et furanes	Production de fer et d'acier, incinération des déchets, recyclage des métaux, véhicules diesels, chauffage au bois.	Particules en suspension dans l'air retombant au sol.
Hydrocarbures aromatiques polycycliques	Issus de processus de combustion incomplète du charbon, du pétrole et du bois dans les centrales électriques, dans les moteurs thermiques et tout autre site utilisant un de ces combustibles.	Particules de suie en suspension dans l'air retombant au sol Cendres collectées répandues sur le sol.
Polychlorobiphényles	Composés organochlorés synthétiques utilisés dans les huiles, les graisses, les lubrifiants, les adhésifs, les peintures...	Particules en suspension dans l'air retombant au sol Boues collectées répandues sur le sol.
Cadmium	Peintures, plastiques (sert d'additif), anticorrosifs, batteries.	Particules solides.
Cuivre	Industrie métallurgique	Particules en suspension dans l'air retombant au sol
Mercuré	Batteries, ampoules, plastiques (sert d'additif), combustion du charbon	Particules en suspension dans l'air retombant au sol (combustion du charbon). Particules solides.
Plomb	Additifs, munitions, anticorrosifs, peinture, essence.	Particules solides. Particules en suspension dans l'air retombant au sol (combustion essence).
Zinc	Industrie métallurgique, anticorrosifs.	Particules solides. Particules en suspension dans l'air retombant au sol.

b) Accumulation des polluants dans les différents tissus et organes des oiseaux

(1) Accumulation dans les organes internes

Les polluants présents dans l'air sont inhalés par les oiseaux et arrivent dans leurs voies respiratoires. Les gaz comme le NO₂ et le SO₂ sont rejetés lors de l'expiration. Les autres polluants s'accumulent dans le tractus respiratoire ou diffusent par voie sanguine dans l'organisme.

Tell *et al.* (2006) a mis au point une technique pour mettre en évidence les dépôts de particules fines dans l'appareil respiratoire des oiseaux en recourant à des microbilles fluorescentes de carboxylate de 0,5 à 10 µm de diamètre. Des pigeons bisets ont été exposés à des aérosols de ces particules fines à la concentration de 1000 parties par million. Les auteurs ont ensuite recherché leur présence dans le tractus respiratoire (*cf.* annexe 7 pour un

schéma de l'appareil respiratoire) des pigeons euthanasiés. Comme le montre le tableau 67, toutes les particules de plus de 0,5 µm de diamètre inhalées se sont déposées dans leur appareil respiratoire, même si leur distribution variait en fonction de leur taille.

Tableau 67 : Zones de dépôt de particules fines de carboxylate inhalées par des pigeons bisets en fonction de leur diamètre (source : Tell *et al.*, 2006).

Diamètre des particules	Zone de dépôt des particules
10 µm	Trachée
6 µm	Trachée et bronches primaires et secondaires
1 à 3 µm	Tout l'appareil respiratoire. Proportionnellement plus importantes dans les bronches et dans les sacs aériens.
0,5 µm	Pas de dépôt de particules dans aucune zone.

Le Moineau domestique et le Moineau friquet peuvent servir de témoins de la pollution environnementale du milieu où ils vivent. Ce sont de bons modèles car ils sont en majorité sédentaires, ils peuvent être localement abondants, ils sont cosmopolites et plutôt faciles à capturer ; ils accumulent enfin les métaux lourds dans leur organisme et tolèrent de fortes doses dans leurs tissus. Des moineaux domestiques de tous âges ont été capturés dans 2 villes et dans 2 villages de Palestine par M. Swaileh et Sansur (2006). La concentration en plusieurs métaux lourds a été mesurée dans différents tissus (tableau 68). Gragnaniello *et al.* (2001) ont procédé de même sur des moineaux domestiques de Naples (oiseaux urbains) et de San Marco di Castellabate (oiseaux ruraux) et analysé leurs foies et reins (tableau 68). Des juvéniles émancipés de moineaux friquets ont été capturés par Chao *et al.* (2003) dans 3 sites de Beijing (Chine) : un site proche d'une cimenterie, un site à côté d'une usine de métallurgie et un site non exposé (campus universitaire). Ils ont ensuite mesuré la concentration en métaux lourds dans leurs muscles pectoraux, os et foie (tableau 68).

Dans ces 3 études, les concentrations en zinc et en cuivre étaient toujours supérieures à celles du plomb et du cadmium, ce qui est logique car les deux premiers sont des métaux essentiels au fonctionnement de l'organisme et y sont habituellement stockés (dans des proportions raisonnables non toxiques).

Les travaux de M. Swaileh et Sansur (2006) montrent que la pollution au plomb, au cuivre et au zinc devait être importante dans les zones urbaines de Palestine. Les concentrations notables dans l'estomac et dans le foie suggèrent une contamination par ingestion. Les travaux de Gragnaniello *et al.* (2001) indiquent que les moineaux urbains vivaient dans un lieu plus pollué par les métaux lourds car ils en accumulaient plus dans leur foie. Les reins sont aussi un lieu de stockage et d'élimination des métaux lourds dans lesquels on trouvait, chez ces oiseaux, plus de cadmium, de plomb et de cuivre que dans leur foie. La concentration en cuivre importante chez les moineaux ruraux vient probablement des usages agricoles de ce métal employé comme pesticide. Chao *et al.* (2003) ont également constaté que foie et os stockaient des métaux en grande quantité chez les moineaux friquets. Apparemment, les moineaux friquets de Beijing étaient soumis à une pollution aux métaux lourds sur l'ensemble de la ville, puisque les oiseaux du campus universitaire en stockaient parfois plus que les autres.

Tableau 68 : Concentration massique moyenne en métaux lourds mesurée au sein d'organes de moineaux domestiques et de moineaux friquets nichant dans des sites ruraux, urbains ou industrialisés de Beijing, d'Italie et de Palestine.

Etude et espèce	Site de capture	Organe	Cuivre (µg par g de masse sèche)	Zinc (µg par g de masse sèche)	Plomb (µg par g de masse sèche)	Cadmium (µg par g de masse sèche)	Chrome (µg par g de masse sèche)	Nickel (µg par g de masse sèche)	Cobalt (µg par g de masse sèche)
Chao et al. (2003) Moineaux friquets	Cimenterie Beijing	Muscles pectoraux	15,8	75,5 *	//	0,04	2,82	9,38	0,05
		Foie	25,7	137	//	0,12	4,78	3,87	0,05
		Os	1,65	238	//	0,33	3,52	10,4	0,42
	Usine métallurgique Beijing	Muscles pectoraux	17,5	48,6	//	0,04	2,48	10,2	0,06
		Foie	17,2	107	//	0,24	2,23	11,3	0,17
		Os	4,75	207	//	0,33	3,08	11,3	0,48
	Campus universitaire Beijing	Muscles pectoraux	17,6	60	//	0,08 *	2,14	14 *	0,18 *
		Foie	15,5	104	//	0,24	2,49	9,44	0,22
		Os	3,96	255	//	0,48 *	2,19	20,2	0,62
Graganiello et al. (2001) Moineaux domestiques	Centre-ville de Naples	Foie	42	205 *	3,72 *	1,31 *	//	//	//
		Reins	74,9	164	13,1	10,8	//	//	//
	Village rural San Marco di Castellabate	Foie	61,8 *	154	2,71	0,48	//	//	//
		Reins	92,7 *	133	6,99	3,92	//	//	//
M. Swaileh et Sansur (2006) Moineaux domestiques	Milieux urbains de Palestine	Os	0,8	150,4	14,3	0,03	//	//	//
		Encéphale	9,8	48,2	2,4	0,02	//	//	//
		Cœur	3,1	19,6	1,9	0,02	//	//	//
		Foie	38,2 *	121 *	37,6 *	0,07	//	//	//
		Poumons	1,9	70,4	4,9	0,03	//	//	//
		Muscles pectoraux	15,8	61,9	1,4	0,03	//	//	//
		Estomac rempli	22,8	109,1	4,7	0,04	//	//	//
	Milieux ruraux de Palestine	Foie	27	97	18	0,07	//	//	//

L'étoile « * » indique que la concentration mesurée est significativement plus importante chez les individus du groupe que chez les individus de tous les autres groupes de l'étude.

Les oiseaux peuvent stocker dans leurs organes, notamment leur foie, d'autres polluants environnementaux. Pour évaluer ces contaminations (tableau 69), Custer *et al.* (2000) ont capturé des Petits fuligules (*Aythya affinis*) adultes et juvéniles sur le lac Michigan (Etats-Unis d'Amérique) situé dans une zone comptant une forte densité d'usines pétrochimiques et métallurgiques. Dans les années 1980 des résidus de pétrole étaient même présents à la surface de l'eau et de fortes concentrations en HAP (731 µg/g) et en PCB (3 à 43 µg/g) avaient été mises en évidence dans les sédiments du lac en 1990. Dhananjayan (2013) s'est intéressé à l'exposition de 7 espèces d'oiseaux aux HAP dans la ville d'Ahmedabad (Inde), regroupant également de nombreuses usines pétrochimiques et métallurgiques.

Tableau 69 : Concentration massique en HAP, PCB, dioxines et furanes mesurée dans les organes de petits fuligules nichant près du lac Michigan et de 7 espèces d'oiseaux vivant dans la ville d'Ahmedabad

Etude	Espèce	Organe	HAP (ng par g de masse humide)	PCB (ng par g de masse humide)	Dioxines (pg par g de masse humide)	Furanes (pg par g de masse humide)
Custer <i>et al.</i> , (2000)	Petit fuligule	Mélanges de divers organes : foie, rate, gésier, œsophage, intestins, pieds et bec	Juveniles: 120 à 200 Adultes : 100 à 140	Juveniles: 720 à 4100 Adultes : 1000 à 14000	Juveniles: 1,26 à 45,4 Adultes : 1,33 à 109,58	Juveniles: 34,62 à 88,71 Adultes : 58 à 166,8
Dhananjayan, (2013)	Paon bleu (<i>Pavo cristatus</i>)	Foie	Moyenne: 147	//	//	//
	Vautour chaugoun (<i>Gyps bengalensis</i>)		Moyenne: 382	//	//	//
	Milan noir (<i>Milvus migrans</i>)		Moyenne: 231	//	//	//
	Pigeon biset		Moyenne: 193	//	//	//
	Coucou koël (<i>Eudynamys scolopacea</i>)		Moyenne: 307	//	//	//
	Martin triste		Moyenne: 110	//	//	//
	Corbeau familier (<i>Corvus splendens</i>)		Moyenne: 120	//	//	//

Des PCB ont été détectés dans la totalité des échantillons de petits fuligules (Custer *et al.*, 2000) du lac Michigan : dans 53 % des échantillons la concentration massique en PCB excédait 1,9 µg par g, soit au-delà des normes de consommation alimentaire humaine.

Des HAP ont été décelés dans tous les foies analysés par Dhananjayan (2013). Sur les 15 molécules recherchées 12 ont été isolées chez au moins une des espèces d'oiseaux. Les concentrations massiques maximales en HAP ont été mesurées chez le Vautour chaugoun et chez le Coucou koël. Aucun lien entre concentration et régime alimentaire ou position hiérarchique dans la chaîne trophique n'a pu être établi.

(2) Accumulation des polluants dans les plumes

Goede et de Bruin (1984) ont voulu comparer la concentration massique en métaux lourds dans les plumes de juvéniles au cours de leur séjour dans une zone polluée. Des rémiges* de bécasseaux maubèches juvéniles (*Calidris canutus*) et de barges rousses juvéniles (*Limosa lapponica*) ont été collectées, après la mue, chez des individus capturés dans la partie orientale de la mer des Wadden (Pays-Bas), une zone de repos pour les oiseaux migrateurs polluée. Les concentrations mesurées en août reflétaient l'accumulation de métaux dans les plumes lors de leur formation sur le lieu de naissance des oiseaux alors que celle mesurées en septembre et en octobre reflétaient l'accumulation de métaux dans les plumes une fois les plumes formées. Les concentrations en mercure, en zinc et en cadmium ne variaient pas au cours du séjour des oiseaux. Ces métaux se déposaient donc dans les plumes surtout pendant sa formation par apport sanguin. En revanche celles de sélénium et de plomb augmentaient significativement avec le temps, indiquant que ces 2 métaux se déposaient pendant la formation des plumes mais également après au niveau de la kératine composant les plumes, et/ou *via* la cire que les oiseaux étalent sur leur plumage pour le rendre imperméable.

Des pies bavardes de tous âges vivant dans la région d'Anvers ont été récupérées en automne par Jaspers *et al.* (2009) pour voir si la concentration massique en PCB mesurée dans leurs plumes reflétait la pollution environnementale par ces substances. Ils s'attendaient à ce qu'elle soit plus importante chez les pies urbaines du campus, environnement plus pollué. Leurs résultats montrent que les plumes des oiseaux accumulaient bien les PCB et constituent donc une matrice pertinente pour détecter l'exposition des oiseaux aux PCB notamment dans leurs zones de nidification (tableau 70).

Tableau 70 : Concentration massique en PCB mesurée dans des plumes de pies bavardes de la région d'Anvers (source : Jaspers *et al.*, 2009)

	Pies urbaines	Pies rurales
Lieu	Campus de l'université d'Anvers	Capturées par des chasseurs dans les zones rurales environnant Anvers.
Concentration en PCBs (ng par g de matière sèche)	140	4,25
Commentaires	La concentration de toutes les espèces de PCBs a pu être mesurée.	Concentration de certaines espèces de PCBs si faible qu'elle était non mesurable.

(3) Accumulation des polluants dans les œufs

M. Swaileh et Sansur (2006) ont récupéré des œufs de moineaux domestiques urbains en Palestine. La concentration massique en métaux lourds a été mesurée au niveau de leur contenu et de leur coquille (tableau 71). En dépit de la contamination au cuivre, au zinc et au plomb attestée par les concentrations relevées dans différents organes des moineaux urbains capturés sur zone (tableau 71), les œufs et leur coquille ne présentaient pas des concentrations en métaux très élevées.

Tableau 71 : Concentration massique en métaux lourds moyenne mesurée dans les œufs et les coquilles d'œufs de moineaux domestiques ruraux et urbains de Palestine (source : M. Swaileh et Sansur, 2006).

	Cuivre (µg par g de masse sèche)	Cadmium (µg par g de masse sèche)	Plomb (µg par g de masse sèche)	Zinc (µg par g de masse sèche)
Contenu des œufs	4,3	0,02	1,6	62
Coquilles d'œuf	1	0,01	3,3	20

Des œufs de poules domestiques ont été récoltés par Kudryavtseva *et al.* (2015) dans plusieurs provinces du Vietnam, chez des particuliers vivant près de routes ou d'aérodromes ou en milieu montagnard très peu pollué pour tester la présence de dioxines, de furanes et de PCB (tableau 72). La limite de toxicité totale pour la consommation humaine étant de 2,5 pg par g de lipides, les œufs de poule de certaines zones du Vietnam peuvent être considérés comme fortement contaminés par ces molécules toxiques. Les poules domestiques semblent donc accumuler les PCB, les dioxines et les furanes au sein de leurs œufs.

Tableau 72 : Toxicité totale des dioxines, furanes et PCBs dans des œufs de poules domestiques du Vietnam (source : Kudryavtseva *et al.*, 2015)

	Œufs de poules vivant en milieu montagnard	Œufs de poules vivant près de routes ou d'aérodromes
Toxicité totale des 3 types de polluants (en pg par g de lipides)	0,67	1 à 107,6 en fonction du lieu
Toxicité totale des PCB (en pg par g de lipides)	Pas d'information	0,3 à 15,3 en fonction du lieu

c) *Conséquences de l'absorption et de l'accumulation des polluants sur l'organisme des oiseaux*

Les polluants sont des composés toxiques à partir d'une certaine dose, leur présence au sein des organes des oiseaux entraîne donc des effets délétères.

(1) Impacts de la pollution atmosphérique sur la condition générale, les paramètres sanguins et le stress chronique des oiseaux

Herrera-Dueñas *et al.* (2014) ont évalué l'effet de la pollution environnementale urbaine sur les paramètres hématologiques des moineaux domestiques. Ils en ont capturés dans le centre-ville de Madrid (Espagne), dans un petit village rural (Olmeda de los fuentes) et à Fuenlabrada (grande ville espagnole). Pour caractériser la pollution de ces localités, ils se sont basés sur les données de stations de mesure de la qualité de l'air. Olmeda de los fuentes était la zone la moins polluée par les oxydes d'azote et de soufre et Madrid était le lieu le plus pollué par les oxydes de soufre. Comme le montre le tableau 76 (partie suivante), la concentration en hémoglobine était plus basse chez les individus vivant dans les zones polluées que chez ceux vivant à Olmeda de las Fuentes. La pollution atmosphérique semble être à l'origine d'une baisse de production d'hémoglobine probablement *via* une baisse de l'érythropoïèse* chez ces individus. Toutefois, elle ne provoquait pas d'anémie, la concentration en hémoglobine restant supérieure à 12 g/dL (Noirot, 2016).

Millaku *et al.* (2015) ont réalisé une étude similaire sur des moineaux domestiques près d'une fonderie désaffectée de Mitrovicë (Kosovo), d'une fonderie en fonctionnement de Drenas et dans un village rural non pollué, Ujmir. Mitrovica était considérée à l'époque comme la ville la plus polluée d'Europe, avec une concentration atmosphérique en plomb qui atteignait 20 à 30 µg/m³. Les auteurs ont récolté un échantillon sanguin sur chaque oiseau et mesuré l'hématocrite*, la concentration en hémoglobine, le nombre de globules rouges et blancs (figures 81). Il semble que les métaux lourds contenus dans l'air étaient responsables d'une baisse du nombre d'hématies (globules rouges) mais pas de la concentration en hémoglobine chez les moineaux domestiques.

Figures 81 : Paramètres hématologiques de moineaux domestiques vivant dans des zones polluées ou non polluées du Kosovo (source : Millaku *et al.*, 2015).

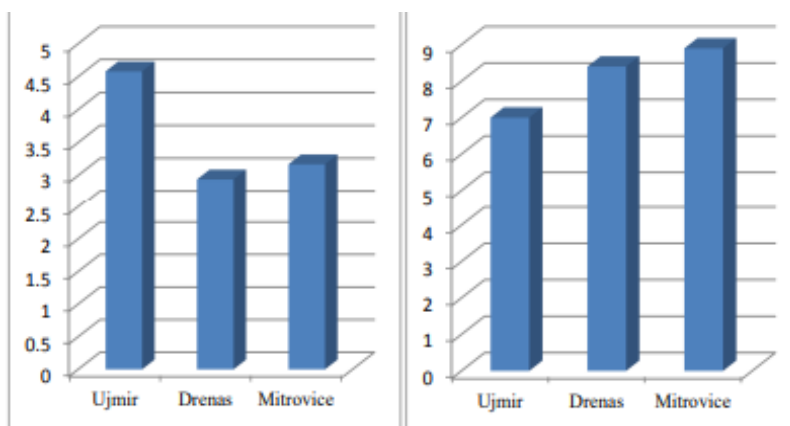


Figure 1

Figure 2

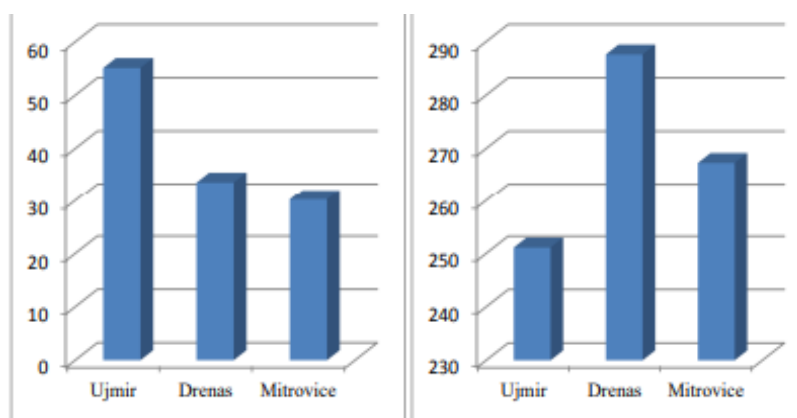


Figure 3

Figure 4

La figure 1 représente le nombre de globules rouges en milliards par mL. La figure 2 représente le nombre de globules blancs en millions par mL. La figure 3 représente l'hématocrite* en %. La figure 4 représente la concentration en hémoglobine en g/L.

Llacuna *et al.* (1996) ont également testé l'effet de la pollution atmosphérique industrielle sur les paramètres hématologiques et biochimiques des oiseaux. Ils ont mené leurs travaux dans une zone polluée située à 1 km de la centrale électrique à charbon espagnole de Cercs (concentration en NO₂ et SO₂ comprises entre 0 et 1034 µg/m³ et entre 16 et 2572 µg/m³), et dans une zone équivalente mais non polluée (concentration en NO₂ ne dépassant pas 7 µg/m³; concentration en SO₂ ne dépassant pas 2 µg/m³) distante de 40 km. Dans chaque zone, les auteurs ont capturé des mésanges charbonnières, des bruants fous (*Emberiza cia*) et des merles noirs pour procéder à des analyses sanguines (tableau 73).

Chez les bruants fous de la zone polluée, la diminution de la concentration en β-globulines pourrait indiquer une insuffisance glomérulaire au niveau des reins chez ces individus. La pollution atmosphérique émise par la centrale électrique à charbon ne semblait ni modifier l'approvisionnement en dioxygène des oiseaux, ni modifier la production de leurs cellules immunitaires circulantes, ni induire d'inflammation généralisée.

Tableau 73 : Paramètres sanguins des mésanges charbonnières, des bruants fous et des merles noirs vivant près d'une centrale électrique à charbon de Cercs ou dans une zone non polluée située à 40 km (source : Llacuna *et al.*, 1996).

	Merle noir		Mésange charbonnière		Bruant fou	
	Non polluée	Polluée	Non polluée	Polluée	Non polluée	Polluée
Hématocrite (%)	47,6	46,6	52,3	52,4	49,9	48
Concentration hémoglobine (g/dL)	13,7	13,7	14,1	13,8	14,8	15,1
Nombre globules rouges (en millions par mm³)	4,3	4,1	5	4,4 # Soit -11 %	5,2	4,3 # Soit -16 %
Nombre globules blancs (en millions par mm³)	14,8	16,2	4,5	5,6	8,6	8,9
Volume globulaire moyen (µm)	111,6	113,9	105,6	118,7 # Soit +12 %	96,7	112,8 # Soit +12 %
Concentration corpusculaire en hémoglobine (%)	28,7	29,4	27	26,3	29,8	31,5 *
Concentration protéines totales (g/dL)	3,9	3,58	2,48	2,54	2,21	2,59
Albumine (% de protéines)	48,6	49	37,5	41,5	50,4	43,2
α-globulines (% de protéines)	18,2	19,45	11,6	9,9	14	11,3
β-globulines (% de protéines)	12	9,57	11,86	8,5	10,2	8,6 #
γ-globulines (% de protéines)	19,7	21,9	11,2	13,8	8,32	12,2
Osmolarité du sang	337,62	335,57	/	/	/	/
Concentration acide urique (mg/L)	12,5	13,41	/	/	/	/
Concentration en créatinine (µmol/L)	1,39	1,07	/	/	/	/

Le dièse # indique une différence significative avec la zone non polluée.

Seuls les échantillons des merles ont été utilisés pour l'osmolarité, la concentration en créatinine et en acide urique car le volume des échantillons des autres espèces était insuffisant.

Belskii *et al.* (2005) ont évalué les paramètres hématologiques d'oisillons de Gobemouches noirs (*Ficedula hypoleuca*) vivant près d'une usine métallurgique de l'Oural (Russie), connue pour rejeter dans l'air de fortes concentrations de dioxyde de soufre et de métaux lourds. Les auteurs ont placé des nichoirs dans 3 zones et testé des oisillons (tableau 74). Les résultats des mesures ont montré que l'accumulation de métaux dans le foie a provoqué une hypertrophie du foie, probablement suite à une hyperplasie cellulaire pour stocker ces métaux puis les éliminer. Chez un grand nombre d'oisillons, la pollution semblait de plus induire une anémie hyporégénérative, consécutive à un défaut de production de globules rouges. En revanche, elle ne provoquait aucune modification de la production des cellules immunitaires ni aucun stress chronique (ratio H/L constant).

Tableau 74 : Pollution environnementale aux alentours d'une usine métallurgique de l'Oural et paramètres morphologiques et hématologiques des oisillons de gobemouches noirs vivant à proximité (source : Belskii *et al.*, 2005).

Paramètre	Zone à moins de 3 km	Zone à moins de 15 km	Zone à plus de 15 km (opposée au sens du vent majoritaire)
Concentration en plomb dans le sol (µg/g)	639,1 #	283,2	67,3
Concentration en cadmium dans le sol (µg/g)	6,5 #	8	2
Concentration en cuivre dans le sol (µg/g)	3769,6 #	862,4	86,9
Concentration en zinc dans le sol (µg/g)	241,8 #	366	135,2
Concentration en plomb dans le foie (µg/g)	21,4 #	10,1	5,5
Concentration en cadmium dans le foie (µg/g)	2,6 #	1	1
Concentration en cuivre dans le foie (µg/g)	20,2	14,9	16,1
Concentration en zinc dans le foie (µg/g)	145,3 #	125,8	92,5
Masse des oisillons (g)	13,46	14	13,25
Masse relative du foie (%)	5,72 #	5,15	4,28
Nombre de globules rouges immatures (pour 200 cellules observées)	16,9	11,5	9,1
Concentration en hémoglobine (g/L)	97,9 #	101,1	110,1
Proportion d'oisillons anémiés (%) (concentration en hémoglobine < 91 g/dL)	31,1 #	26,9	5
Nombre d'hétérophiles (pour 200 cellules observées)	7,7	4,5	8,2
Nombre de lymphocytes (pour 200 cellules observées)	74	79,9	73,7
Ratio H/L	0,10	0,06	0,11

Le dièse # indique une différence significative entre les 3 zones.

Bauerová *et al.* (2017) ont évalué l'immunité de mésanges charbonnières urbaines en fonction de l'accumulation de métaux lourds dans leur organisme. Les auteurs ont prélevé du sang sur des mâles capturés pendant la saison de reproduction dans 13 zones urbaines de République Tchèque. L'activité antibactérienne du complément* plasmatique a été évaluée. Une rectrice* a été prélevée afin d'analyser l'accumulation de métaux lourds. Ces derniers semblaient diminuer le nombre de globules rouges matures chez les mésanges charbonnières sans toutefois altérer leur production par la moelle osseuse (tableau 75). Le stress chronique généré par la pollution augmentait le nombre d'hétérophiles* et diminuait le nombre de lymphocytes*, ce qui pouvait affecter l'efficacité du système immunitaire.

Tableau 75 : Variation du nombre de cellules sanguines et de l'activité antibactérienne du complément de mésanges charbonnières urbaines de République Tchèque en fonction de la quantité de métaux lourds qu'elles accumulaient (source : Bauerová *et al.*, 2017).

Paramètre	Variation avec la quantité de métaux lourds mesurée dans le sang et les plumes
Nombre de globules rouges matures	Diminution avec l'augmentation de la quantité de métaux lourds mesurée.
Nombre de globules rouges immatures	Augmentation avec l'augmentation de la quantité de métaux lourds mesurée
Nombre de globules blancs	Pas de variation
Nombre de lymphocytes	Diminution avec l'augmentation de la quantité de métaux lourds mesurée
Nombre d'hétérophiles	Augmentation avec l'augmentation de la quantité de métaux lourds mesurée
Activité antibactérienne du complément face à <i>E.coli</i>	Pas de variation

L'effet des polluants environnementaux sur la condition générale des oiseaux et leurs paramètres hématologiques est donc éminemment variable en fonction du lieu et de l'espèce. Ils auraient tendance à diminuer la production de globules rouges par la moelle osseuse sans forcément causer une baisse de concentration en hémoglobine et une anémie. Les oisillons seraient plus sensibles toutefois et plus facilement anémiés même si les taux de croissance ne sont pas affectés. La production de leucocytes (globules blancs) n'est pas affectée par la pollution mais le ratio H/L peut augmenter, reflétant un état de stress chronique pouvant à terme affaiblir l'immunité des oiseaux.

(2) Stress oxydatif et pollution environnementale

Herrera-Dueñas *et al.* (2014), ont évalué l'importance du stress oxydatif* chez des moineaux domestiques en mesurant, au niveau de leurs plaquettes sanguines, la peroxydation des lipides et l'activité enzymatique de la superoxyde dismutase et de différentes catalases (enzymes contribuant à l'élimination des agents oxydants) ainsi que la capacité du sang à éliminer les radicaux libres circulants (capacité antioxydante totale). Parmi tous les paramètres mesurés, seule la capacité antioxydante totale du sang était plus basse chez les individus vivant dans les zones polluées (tableau 76). Il semblerait donc que les oxydes de soufre et d'azote diminuent la capacité antioxydante des moineaux domestiques, ce qui pourrait entraîner chez eux un stress oxydatif* en cas de forte production d'espèces oxydantes, très probable dans un contexte de forte pollution.

Tableau 76 : Paramètres hématologiques mesurés chez des moineaux domestiques capturés dans des zones polluées et non polluées d'Espagne (source : Herrera-Dueñas *et al.*, 2014).

Paramètre mesuré	Moineaux des zones polluées (Madrid, Saint-Laurent-de-L'Escorial et Fuenlabrada)	Moineaux de la zone non polluée (Olmeda de los fuentes)
Concentration en hémoglobine (g/dL)	15,11 #	16,99
Concentration en albumine (g/dL)	1,17	1,23
Concentration en cholestérol (mg/dL)	152,53	162,33
Peroxydation des lipides (nmol /mL)	103,06	109,99
Activité des catalases des plaquettes (Unité par mL)	1,71	1,77
Activité de la superoxyde dismutase (Unité par mL)	3,21	3,59
Capacité antioxydante totale du sang (Unité par mL)	37,50 #	43,61

Un dièse # indique que le paramètre est significativement différent entre les 2 groupes.

(3) Inflammation de l'appareil respiratoire face à l'exposition aux polluants

Steyn et Maina (2015) se sont intéressés à l'accumulation de macrophages* dans le système respiratoire des oiseaux inhalant de l'air pollué en capturant des individus de 3 espèces présentes sur le campus urbain de l'université de Johannesburg (Afrique du Sud) et dans la petite ville rurale de Vaalwater (tableau 77). Après euthanasie, ils ont réalisé un lavage bronchoalvéolaire* pour obtenir un nombre de macrophages* normalisé en fonction de la masse de l'oiseau et de son volume pulmonaire (tableau 77). Chez les spécimens d'origine urbaine, ils ont constaté une réaction inflammatoire localisée se caractérisant par un afflux important de macrophages* dans l'appareil respiratoire. La présence de particules fines et de gaz potentiellement irritants activait donc le système immunitaire mais dans des proportions variables selon les individus. Le nombre de macrophages* par gramme de masse corporelle était ainsi proportionnellement plus faible chez les plus gros oiseaux.

Tableau 77 : Nombre moyen de macrophages récupérés par lavage bronchoalvéolaire chez des moineaux domestiques, des choucadors à épaulettes rouges et des tourterelles maillées d’Afrique du Sud (source : Steyn et Maina, 2015).

Espèce	Lieu de capture	Nombre moyen de macrophages par gramme de masse corporelle	Nombre moyen de macrophages par mL d’air disponible dans les poumons
Moineau domestique	Johannesbourg	50 516 #	1 967 011
	Vaalwater	31 301	1 610 918
Choucadors à épaulettes rouges (<i>Lamprotornis nitens</i>)	Johannesbourg	90 883 #	5 028 414 #
	Vaalwater	43 082	2 387 199
Tourterelle maillée (<i>Spilopelia senegalensis</i>).	Johannesbourg	97 942 #	6 130 973
	Vaalwater	75 741	5 278 785

Le dièse # indique que le nombre de macrophages* est différent entre les oiseaux urbains et les oiseaux ruraux.

Il n’y a pas beaucoup d’études qui ont été réalisées sur la relation entre inflammation et polluants chez les oiseaux. Elles sont plus nombreuses chez les rongeurs et les humains, chez lesquels, l’inhalation de particules fines entraînait une inflammation au niveau des poumons qui se caractérisait dans les lavages bronchoalvéolaires* par un nombre accru de leucocytes (globules blancs) ainsi que des concentrations élevées en protéines pro-inflammatoires comme l’interleukine 6 ou le TNF. Cet effet n’est toutefois pas systématique comme constaté dans certaines villes (Møller *et al.*, 2014). La réaction inflammatoire ne dépendrait en effet davantage de la taille que de la concentration de ces particules : celles de plus gros diamètre (les PM₁₀) entraîneraient une inflammation plus intense et plus localisée que les particules de petit diamètre (PM_{2,5}) chez les rongeurs (Møller *et al.*, 2014). L’inhalation d’hydrocarbures volatils génère aussi une inflammation pulmonaire chez des rats *via* l’augmentation de globules blancs plurinucléés (Møller *et al.*, 2014).

(4) Altération de l’appareil respiratoire par inhalation des polluants

Rombout *et al.*, (1991) ont évalué l’effet de l’inhalation d’ozone sur l’appareil respiratoire de cailles du Japon. Des mâles de 8 semaines ont été exposés en continu pendant 7 jours à un environnement plus ou moins chargé en ozone. Leurs trachée et poumons ont été fait l’objet d’analyses histologiques* (tableau 78).

Une concentration 300 µg d’ozone par m³ d’air suffisait à provoquer des lésions au niveau de l’appareil respiratoire, majorées pour des concentrations de 1000 et 3000 µg d’ozone par m³ d’air, au point qu’il ne puisse plus assurer sa fonction. La perte des cils trachéaux et bronchiques ne permettait plus la capture et l’élimination des particules fines ou agents pathogènes. Les échanges gazeux étaient également compromis par l’éloignement des capillaires sanguins et des capillaires aériens. Des concentrations de 1000 et 3000 µg d’ozone par m³ demeurent cependant très élevées et probablement non réalistes dans un contexte urbain. Par contre une concentration de 300µg/m³, bien que supérieure à celle mesurée en Ile-de-France, pourrait être rencontrée dans certains milieux pollués notamment sous climat chaud.

Tableau 78 : Masse et caractéristiques macroscopiques et microscopiques des poumons de cailles du Japon élevées pendant 7 jours dans un environnement chargé en ozone (source : (Rombout *et al.*, 1991))

Concentration en ozone de l'air	0 µg/m ³	300 µg/m ³	1000 µg/m ³	3000 µg/m ³
Masse des poumons (en mg par g de masse corporelle)	0,75	0,84	0,87	1,2 Significativement plus élevé que celle des poumons des oiseaux contrôles.
Observations macroscopiques	Pas d'information	Aucune altération	Aucune altération	Hémorragies pulmonaires
Observations microscopiques	<p>Trachée et bronches secondaires recouvertes par un épithélium comprenant des cellules ciliées et des cellules à mucus.</p> <p>Bronchioles recouvertes par des cellules épithéliales cubiques squameuses et des pneumocytes II produisant le surfactant.</p> <p>A proximité immédiate des bronchioles, présence de capillaires sanguins composés de très fines cellules épithéliales par lesquelles se font les échanges gazeux.</p>	<p>Hémorragies focales du réseau capillaire sanguin, considérées comme des artéfacts.</p>	<p>Perte ou raccourcissement de cils respiratoires sur 40% de la surface de l'appareil respiratoire.</p> <p>Hypertrophie des bronches secondaires.</p> <p>Nécrose* de cellules épithéliales des bronchioles.</p> <p>Œdème pulmonaire interstitiel et périvasculaire focal éloignant les capillaires aériens des capillaires sanguins.</p> <p>Foyers hémorragiques pulmonaires.</p> <p>Foyers inflammatoires pulmonaires composés de lymphocytes*, macrophages* et hétérophiles*.</p>	<p>Perte de la quasi-totalité des cils respiratoires de l'appareil respiratoire.</p> <p>Hypertrophie des bronches secondaires avec présence de mucus et de sang dans leur lumière.</p> <p>Hémorragies au sein de toutes les bronchioles et des capillaires aériens.</p> <p>Hypertrophie des muscles entourant les bronchioles entraînant un collapsus de la quasi-totalité des bronchioles.</p> <p>Nécrose* de cellules épithéliales des bronchioles</p>

Les pneumocytes II des oiseaux couvrent la surface des bronchioles et produisent le surfactant, un mélange de lipides et de protéines qui permet d'améliorer les échanges gazeux entre capillaires sanguins et aériens. Il contribue également à la défense de l'appareil respiratoire en piégeant les particules fines et les agents pathogènes. Lorz et López (1997) ont procédé à des analyses histologiques* de poumons de pigeons bisets capturés dans le centre-ville de Madrid et dans un village rural espagnol. Ils ont estimé la taille des pneumocytes II, de leur noyau et de leurs corps lamellaires, lesquels stockent le surfactant. Le nombre de corps lamellaires par pneumocytes a été aussi calculé (tableau 79).

Tableau 79 : Pollution mesurée à Madrid et dans une zone rurale et nombre moyen de corps lamellaires présents dans les pneumocytes II de pigeons bisets vivant dans ces zones (source : Lorz et López, 1997).

	Madrid	Zone rurale éloignée des grandes villes
Concentration moyenne annuelle en particules fines en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	43	Pas d'information
Concentration moyenne annuelle en SO_2 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	38 #	Inférieure à 0,29
Concentration moyenne annuelle en NO_2 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	197 #	Inférieure à 0,017
Concentration moyenne annuelle en ozone en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	26	Inférieure à 30
Nombre moyen de corps lamellaires dans les pneumocytes II des pigeons bisets	10,3 #	15,3

Un dièse # indique une différence significative entre les 2 zones.

Les auteurs suggèrent que la diminution du nombre de corps lamellaires dans les pneumocytes reflétait une forte demande en surfactant au niveau des voies respiratoires en lien avec un environnement fortement pollué. En conséquence, leurs réserves de surfactant dans les corps lamellaires diminuaient, sans effet probable sur le court terme. Sur le long terme par contre, les pneumocytes II pourraient ne plus être capables de fournir une quantité suffisante de surfactant pour satisfaire les besoins des oiseaux en étant moins productifs.

(5) Pollution environnementale et prévalence de parasites sanguins chez les oiseaux

Bichet *et al.* (2013) ont cherché à savoir s'il y a un lien entre l'accumulation de métaux lourds dans l'organisme des moineaux domestiques et la prévalence du parasite *Plasmodium relictum*. Ils ont capturé des moineaux domestiques adultes de 16 populations urbaines ou rurales à travers toute la France. Deux rectrices* ont été collectées par individu afin de mesurer un taux d'exposition aux métaux lourds. Les oiseaux ont été pesés, leur tarso-métatarse mesuré et ont fait l'objet d'un prélèvement sanguin pour détecter le protozoaire d'intérêt par PCR. Les résultats suggèrent qu'il y a un lien entre l'accumulation de métaux lourds dans l'organisme des moineaux domestiques et leur infection par *Plasmodium relictum* (tableau 80). Le zinc, métal essentiel à l'organisme, notamment pour le fonctionnement du système immunitaire, permettrait aux moineaux domestiques d'éviter une infection par ce parasite alors que le plomb agirait en sens contraire. Toutefois l'exposition au plomb est accrue en ville où l'on trouve également les plus fortes prévalences d'infection. On peut imaginer que ce sont

d'autres paramètres du milieu urbain, comme la forte densité en moineaux domestiques, qui expliquent cette situation.

Tableau 80 : Prévalence de *Plasmodium relictum* chez les moineaux domestiques français en fonction de plusieurs paramètres environnementaux (source : Bichet *et al.*, 2013).

Paramètre environnemental	Variation de la prévalence de <i>Plasmodium relictum</i>
Concentration en cadmium dans les plumes	Augmentation de la prévalence avec la diminution de la concentration en cadmium
Concentration en plomb dans les plumes	Augmentation de la prévalence avec l'augmentation de la concentration en plomb
Concentration en zinc dans les plumes	Augmentation de la prévalence avec la diminution de la concentration en zinc
Taux d'urbanisation du milieu de vie	Augmentation de la prévalence avec l'augmentation du taux d'urbanisation.

(6) Pollution environnementale et succès reproducteur des oiseaux

Le succès reproducteur de nombreuses espèces est altéré dans les zones polluées avec des effets variables selon les espèces pouvant mettre en jeu une mortalité embryonnaire, une mortalité des oisillons ou juvéniles, voire une association des deux mécanismes.

Herring *et al.* (2010) ont ciblé les malpositions et malformations embryonnaires comme causes potentielles d'échec de reproduction, chez 3 espèces d'oiseaux marins vivant dans la baie de San Francisco (Etats-Unis d'Amérique), polluée par le mercure (tableau 81). Des nids ont été suivis et des œufs collectés pour dissection pendant 3 saisons de reproduction successives. Toute position anormale - la position normale correspondant à la tête repliée sous le ventre, bec entre les 2 pattes, tête du côté de la chambre à air (voir annexe 8) - ont été considérées comme des malpositions. L'embryon a ensuite été inspecté pour détecter d'éventuelles malformations et estimer son âge. La concentration en mercure et en sélénium dans le contenu de l'œuf a été mesurée. Les résultats sont présentés dans le tableau 81.

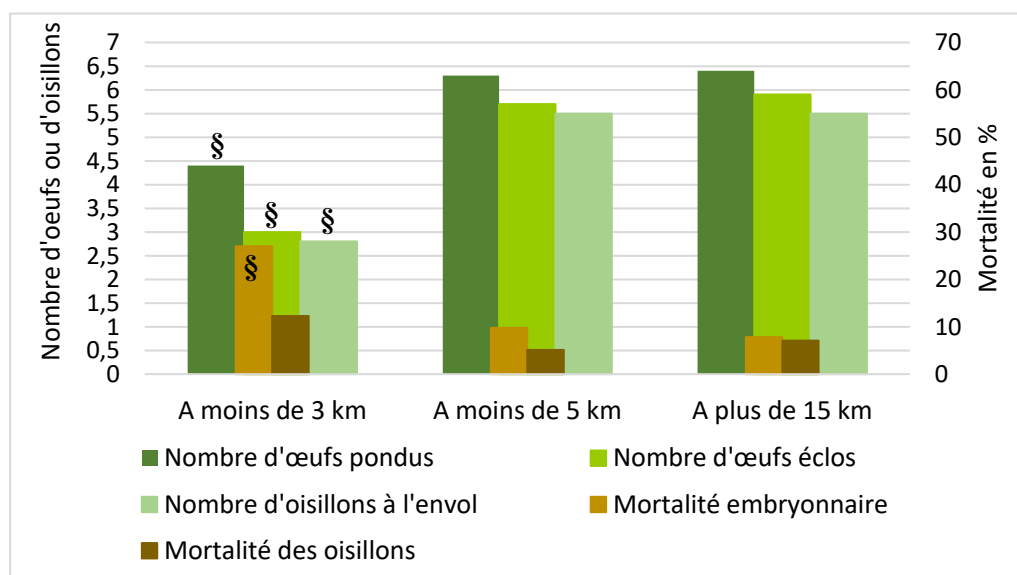
Le sélénium et le mercure accumulés dans les œufs d'avocettes d'Amérique et d'échasses d'Amérique n'étaient pas à l'origine d'une mortalité embryonnaire importante. En revanche la concentration en mercure accumulé dans les œufs de sternes de Foster pouvait être à l'origine de malpositions embryonnaires peu de temps avant l'éclosion qui auraient empêché les oisillons d'éclore correctement. Elle pouvait donc être à l'origine d'une mortalité embryonnaire importante chez cette espèce dans la baie de San Francisco.

Tableau 81 : Malpositions et malformations embryonnaires chez des oiseaux vivant dans la baie de San Francisco (source : Herring *et al.*, 2010).

	Avocette d'Amérique (<i>Recurvirostra americana</i>)	Echasse d'Amérique (<i>Himantopus americanus</i>)	Sterne de Foster (<i>Sterna fosteri</i>)
Proportion d'embryons malpositionnés	10 %	10 %	12 %
Proportion d'embryons malformés	3 %	0 %	1 %
Influence de la concentration en sélénium dans l'œuf sur la probabilité de malposition	Pas de lien entre probabilité de malposition et concentration en sélénium		
Influence de la concentration en mercure dans l'œuf sur la probabilité de malposition	Augmentation avec l'augmentation de la concentration en mercure.	Pas de lien entre probabilité de malposition et concentration en mercure	
Influence de la concentration en sélénium dans l'œuf sur la probabilité de malformation	Pas de lien entre probabilité de malformation et concentration en sélénium		
Influence de la concentration en mercure dans l'œuf sur la probabilité de malformation	Pas de lien entre probabilité de malformation et concentration en mercure		

Belskii *et al.* (2005), ont relevé dans des nichoirs, le nombre d'œufs pondus et éclos ainsi que le nombre d'oisillons à l'envol de gobemouches noirs vivant près d'une usine métallurgique de l'Oural (figure 82). Le succès reproducteur des oiseaux, en lien avec la pollution locale, était surtout détérioré par un nombre d'œufs pondus plus faible et par une mortalité embryonnaire (nombre d'œufs non éclos sur nombre d'œufs total) plus élevée.

Figure 82 : Succès reproducteur de gobemouches noirs vivant à différentes distances d'une usine métallurgique de l'Oural (source : Belskii *et al.*, 2005).



Le symbole § indique que la différence est significative entre les 3 zones.

Eeva et Lehtikoinen ont réalisé de multiples études sur la survie et la reproduction des oiseaux en milieux pollués (Eeva et Lehtikoinen, 1996, 1995). Ils se sont intéressés au succès reproducteur de mésanges charbonnières et de gobemouches noirs vivant aux alentours d'une usine métallurgique de la ville de Harjavalta (Finlande). Ils ont disposé des nichoirs dans 14 sites répartis dans un rayon de 48 km autour de cette source de pollution. Les contaminants attestés dans la zone étaient le cuivre, le plomb, le nickel et le dioxyde de soufre. Les oisillons ont été régulièrement capturés dans les nids puis stimulés pour déféquer afin d'analyser la teneur en métaux de leurs fientes (tableau 82). Les concentrations en cuivre, nickel et plomb étaient plus élevées dans un rayon de 1 km autour de l'usine chez les oisillons des 2 espèces (Eeva et Lehtikoinen, 1996).

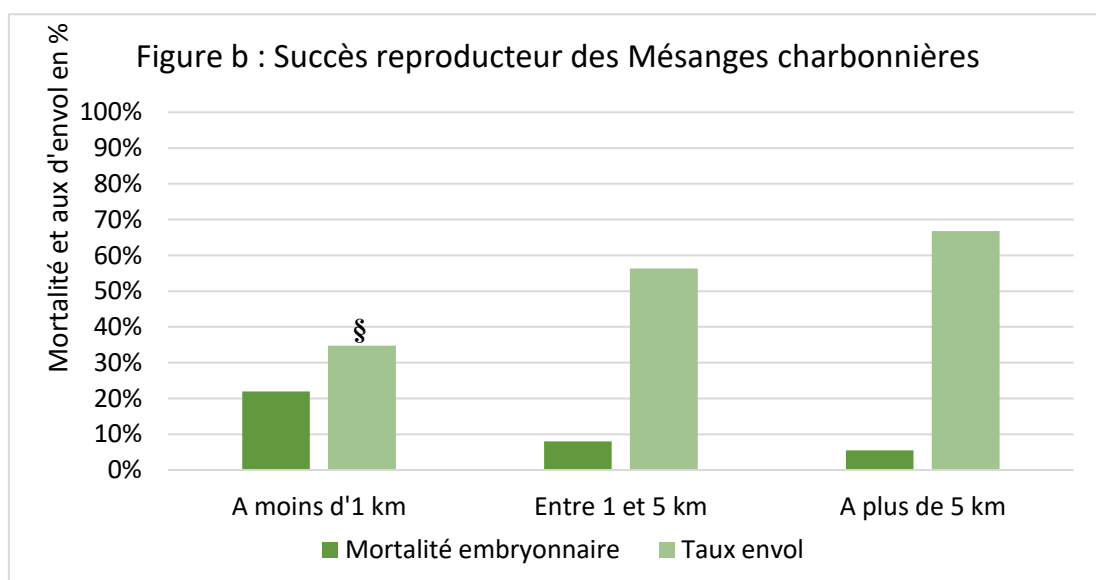
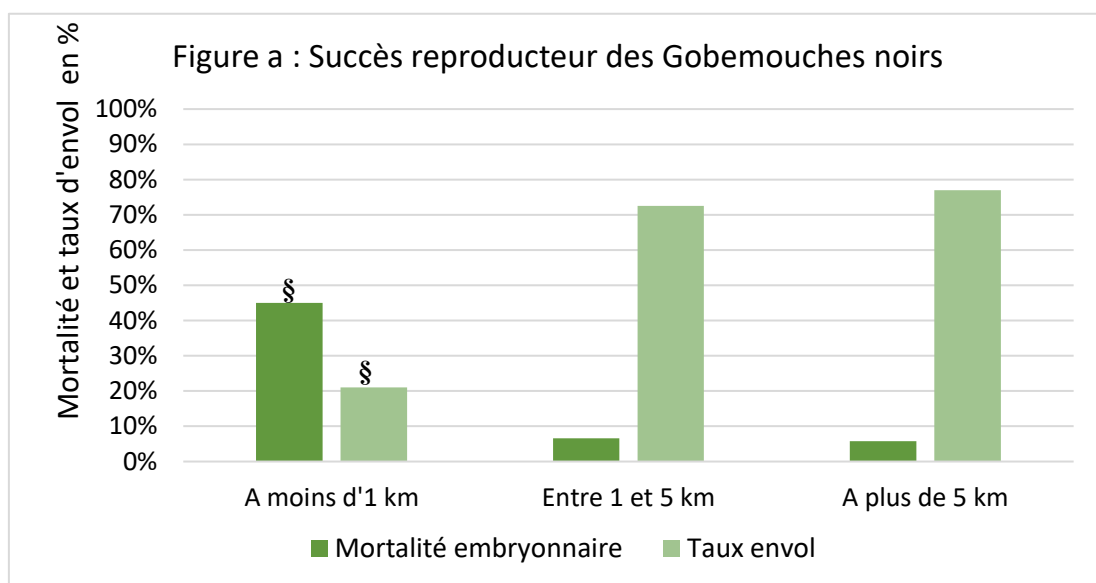
Tableau 82 : Concentration massique en métaux lourds mesurée dans les fientes d'oisillons gobemouches noirs et mésanges charbonnières près d'une usine métallurgique finlandaise (source : Eeva et Lehtikoinen, 1996)

Espèce	Distance depuis l'usine	Cuivre (mg par kg de fientes)	Nickel (mg par kg de fientes)	Plomb (mg par kg de fientes)	Zinc (mg par kg de fientes)
Gobemouches noirs	Moins d'un km	313,3 #	44,7 #	11 #	443,3
	Entre 1 et 5 km	107	7,8	0,2	335
	Plus de 5 km	90	4,2	0,3	333,3
Mésanges charbonnières	Moins d'un km	273,3 #	38,5 #	12,3 #	456,7
	Entre 1 et 5 km	88	11	1	358
	Plus de 5 km	71,7	5,7	3,3	363,3

Un dièse # indique que la concentration mesurée dans la zone était différente de celles mesurées ailleurs.

Les auteurs ont également récolté des données (nombre d'œufs pondus et éclos, nombre d'oisillons à l'envol) sur la reproduction des 2 espèces sélectionnées. La mortalité embryonnaire a été calculée comme le rapport du nombre œufs non éclos sur le nombre d'œufs pondus et le taux d'envol comme le nombre d'oisillons à l'envol sur le nombre d'œufs pondus (Eeva et Lehtikoinen, 1995, 1996). La mortalité embryonnaire des gobemouches noirs était significativement plus importante dans les zones situées à moins d'un kilomètre de l'usine (figure 83a). Une même tendance mais non significative était relevée pour la Mésange charbonnière (figure 83b). Le taux d'envol chez les deux espèces était significativement moins important à proximité immédiate de l'usine (figures 83a et 83b).

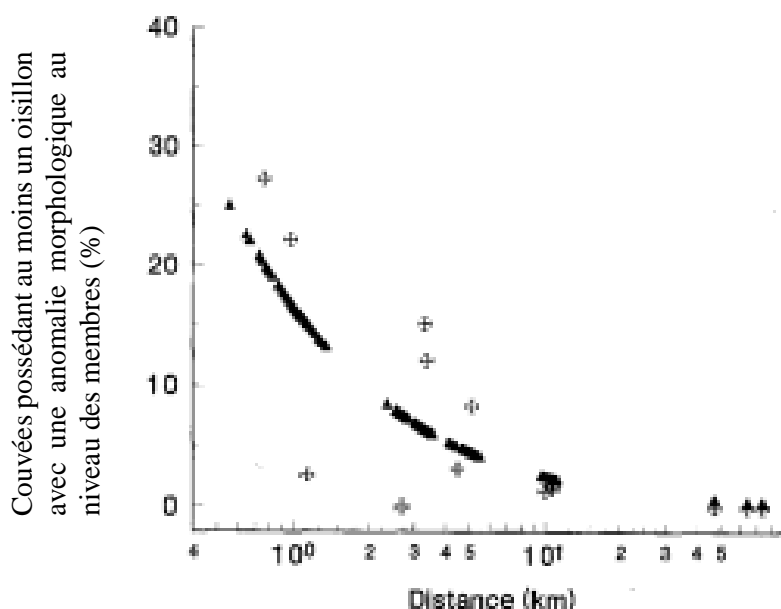
Figures 83 : Mortalité embryonnaire et taux d'envol chez des gobemouches noirs et des mésanges charbonnières vivant dans les environs d'une usine métallurgique finlandaise (source : Eeva et Lehtikoinen, 1995, 1996).



Le symbole \$ indique une différence significative au niveau de la zone.

Chaque semaine, les oisillons ont été pesés et la longueur de leurs ailes mesurée en prenant soin de noter toute anomalie anatomique et morphologique (Eeva et Lehtikoinen, 1996). La masse et la croissance des oisillons de gobemouches noirs variaient selon la zone mais sans tendance clairement identifiable. Les oisillons des mésanges charbonnières en revanche grandissaient significativement moins bien dans les zones proches de l'usine par rapport à celles les plus éloignées. La proportion de nids de gobemouches noirs contenant au moins un oisillon avec des anomalies de croissance, telles qu'une aile ou une patte plus courte que l'autre, était significativement plus importante à proximité de l'usine (figure 84). Ce n'était pas le cas pour les mésanges charbonnières. Les oisillons présentant des anomalies ont pu atteindre l'âge de l'envol mais la plupart n'a pas pu quitter le nid ou se débrouiller seule hors du nid, ce qui fait qu'ils sont morts de faim. Le succès reproducteur des gobemouches dans les quelques jours suivant l'envol était donc encore plus dégradé dans les zones polluées.

Figure 84 : Proportion de couvées de gobemouches noirs possédant au moins un oisillon avec une anomalie morphologique au niveau des membres en fonction de la distance à l'usine de Harjavalta (source : Eeva et Lehtikoinen, 1996).

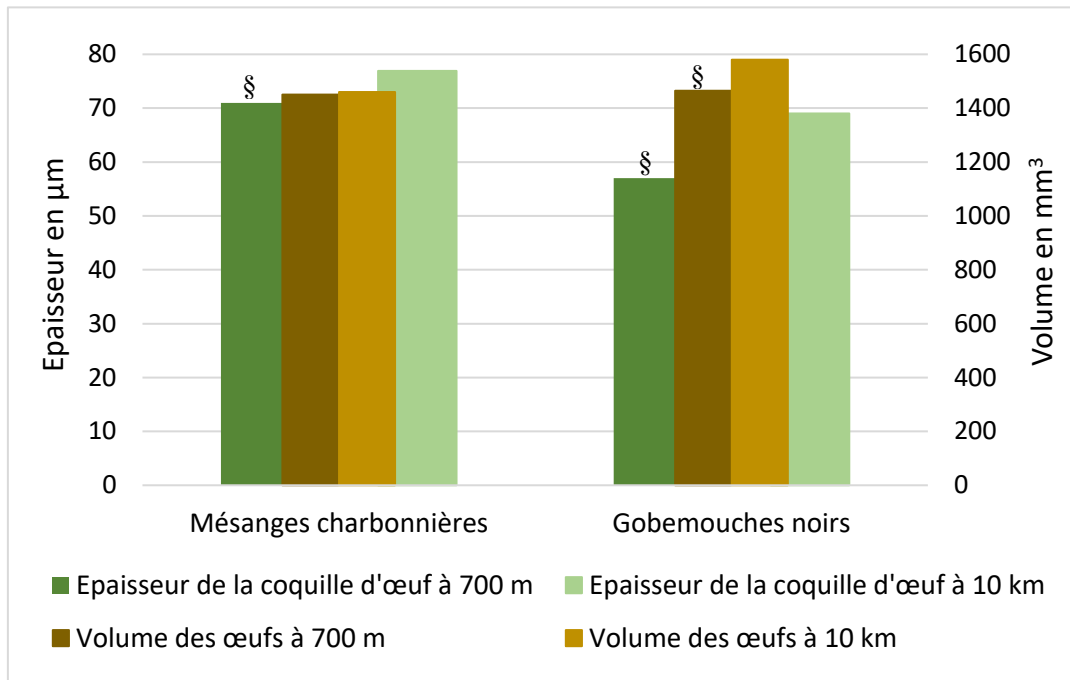


Les triangles représentent la probabilité calculée selon une régression logistique et les croix représentent les proportions observées.

$10^0 = 1$ km et $10^1 = 10$ km

Les auteurs ont aussi collecté des œufs non éclos ou issus de couvées abandonnées dans les nids (Eeva et Lehtikoinen, 1995) qui ont été mesurés, pesés puis disséqués. La coquille vide a été pesée, et son épaisseur mesurée en plusieurs points ou estimée par le rapport suivant : $\frac{\text{masse de la coquille}}{\text{largeur oeuf} \times \text{longueur oeuf}}$. L'épaisseur de la coquille des œufs des 2 espèces ne variait pas avec la date de ponte mais augmentait significativement avec la distance depuis l'usine (figure 85). Au microscope électronique, la coquille des œufs de gobemouches était plus rugueuse à proximité immédiate de l'usine, avec des cristaux de calcite plus grossiers que ceux provenant de sites plus éloignés. De plus, les œufs de cette espèce étaient plus larges et plus volumineux au fur et à mesure que l'on s'éloignait de la source de pollution. Aucun de ces deux constats n'a été fait chez la Mésange charbonnière (figure 85).

Figure 85 : Différence de la qualité des œufs de gobemouches noirs et de mésanges charbonnières selon qu'ils vivent à 700 m ou à 10 km d'une usine métallurgique finlandaise (source : Eeva et Lehikoinen, 1995).



Le symbole § indique une différence significative entre la zone à 700 km et celle à 10 km

Les gobemouches noirs ont présenté un succès reproducteur bien moindre dans un rayon de 1 à 2 km autour de l'usine, imputable à une mortalité embryonnaire très élevée. La qualité de l'incubation par les femelles était identique dans tous les nids, les œufs non éclos ayant bénéficié de la même température et de la même durée d'incubation que les autres. La comparaison des scores de développement embryonnaire a démontré qu'il y avait bien eu fécondation suivie par l'arrêt du développement de l'embryon. Il semble que cette forte mortalité observée chez les gobemouches noirs autour de l'usine était due à la mauvaise qualité des œufs pondus, plus petits et dotés d'une coquille plus fine. Il est possible que le calcium apporté aux femelles ait été piégé par les métaux contaminants et qu'il n'en restait que très peu pour former des œufs de bonne qualité. Il ne faut pas oublier que les oisillons de Gobemouche noir étaient très nombreux dans les zones polluées à présenter des anomalies morphologiques et qu'ils sont morts après l'âge de l'envol, ce qui réduisait encore davantage le succès reproducteur de l'espèce localement. Ces anomalies morphologiques squelettiques étaient certainement la conséquence d'un manque de calcium. Les mésanges charbonnières présentaient un succès reproducteur légèrement dégradé dans un rayon de 1 à 2 kilomètres autour de l'usine à cause d'une mortalité importante des oisillons après leur naissance. Ces derniers croissaient moins bien ; on peut donc supposer que les oisillons sont surtout morts par manque de nourriture.

D. Conclusion à propos de l'impact des caractéristiques physico-chimiques du milieu urbain sur les oiseaux

Cette partie III ne se veut pas exhaustive. Elle a présenté les conséquences principales des caractéristiques physico-chimiques du milieu urbain sur les grandes fonctions biologiques et le comportement des oiseaux mais n'a pas pris en compte les conséquences marginales pour lesquelles les données sont parcimonieuses. Les 5 tableaux suivants (tableau 83 à 87) résument les principales conclusions de cette partie.

Tableau 83 : Impact de l'architecture urbaine, du trafic important de véhicule et des îlots de chaleur urbains sur les oiseaux

Paramètre physique	Observations	Effet du paramètre : conséquence subie ou adaptation ?
Hauts bâtiments urbains	Augmentation de la mortalité des oiseaux migrateurs par collision avec les bâtiments	Conséquence directe défavorable
Densité des voies de communication	Augmentation de la mortalité des oiseaux urbains par collision avec des véhicules	Conséquence directe défavorable
Ilots de chaleur	Modification du nombre et de la diversité de proies Arthropodes disponibles pour les oiseaux.	Conséquence indirecte qui peut être favorable ou défavorable

Tableau 84 : Impact des ondes radios sur les oiseaux

Observations	Effet des ondes radios : conséquence subie ou adaptation ?
Captation des ondes par les plumes qui encourage les oiseaux à fuir les sources d'émission	Conséquence défavorable
Perturbation de la boussole magnétique des oiseaux	
Stress thermique cellulaire altérant les fonctions cellulaires	
Possible diminution du succès reproducteur (pas toutes les espèces et tous les lieux)	
Diminution croissance embryonnaire	
Malformation embryonnaire	
Hyperthermie embryonnaire	

Tableau 85 : Impact de l'éclairage nocturne sur les oiseaux

Observations	Effet de l'éclairage nocturne : conséquence subie ou adaptation ?
Moins bonne résistance face aux agents pathogènes (infections aiguës ou chroniques)	Conséquence défavorable
Détérioration du sommeil	
Diminution de la disponibilité en proies Arthropodes piégées par la lumière	
Désorientation des oiseaux migrateurs et des oiseaux vivant à proximité des villes	
Augmentation de l'activité locomotrice et de la recherche de nourriture nocturnes	Conséquence favorable
Augmentation de la masse corporelle par un stockage de graisse accru	
Allongement de la période d'activité sexuelle	
Avancée du chant de l'aube	
Augmentation des copulations extraconjugales favorisant la diversité génétique de la génération d'oisillons	
Amélioration de la chasse des oiseaux prédateurs nocturnes	

Tableau 86 : Impact du bruit présent en milieu urbain sur les oiseaux

Observations	Effet du bruit : conséquence subie ou adaptation ?
Fuite de certaines espèces qui sont dérangées	Conséquence défavorable
Diminution du succès reproducteur de certaines espèces	
Baisse du métabolisme de base des oisillons	
Raccourcissement des télomères donc accélération du vieillissement cellulaire	
Augmentation de la vigilance lors de la recherche de nourriture, diminuant son efficacité	Adaptation dont les conséquences sont variables sur la croissance des oisillons
Avancée du chant de l'aube de certaines espèces, capables de s'adapter immédiatement en présence de bruit	Adaptation permettant de mieux se faire entendre par les congénères
Augmentation de la fréquence du chant chez certaines espèces, capables de s'adapter immédiatement en présence de bruit	

Tableau 87 : Impact de la pollution environnementale sur les oiseaux

Observations	Effet de la pollution : conséquence subie ou adaptation ?
Accumulation des polluants dans les organes internes, les plumes et les œufs	Conséquence défavorable
Baisse du nombre de globules rouges avec ou non régénération	
Anémie chez des oisillons (pas chez des adultes)	
Augmentation du ratio H/L à cause d'un stress chronique	
Diminution de la capacité oxydante	
Inflammation de l'appareil respiratoire	
Hémorragies focales de l'appareil respiratoire	
Epuisement de la production de surfactant	
Possible augmentation de la prévalence de <i>Plasmodium relictum</i> lors de pollution au plomb	
Augmentation du nombre de malpositions embryonnaires mais pas chez toutes les espèces	
Augmentation de la mortalité embryonnaire et infantile	
Diminution du volume des œufs et de l'épaisseur de la coquille	
Diminution de la fécondité	

IV. Les relations qui existent entre les oiseaux et les êtres vivants du milieu urbain influent sur leur abondance, leur survie et leur comportement

La ville constitue aussi un milieu où se côtoient de nombreux être vivants, au premier rang desquels figure l'Homme bien souvent perçu comme un danger par les espèces sauvages. D'autres animaux, sauvages ou domestiques, vivent dans cet environnement dont des prédateurs que les oiseaux vont chercher à fuir ou à éloigner. Enfin on y trouve également des agents pathogènes de l'avifaune. Cette cohabitation produit des interactions de toutes sortes pouvant impacter le comportement, l'abondance et la survie des oiseaux urbains.

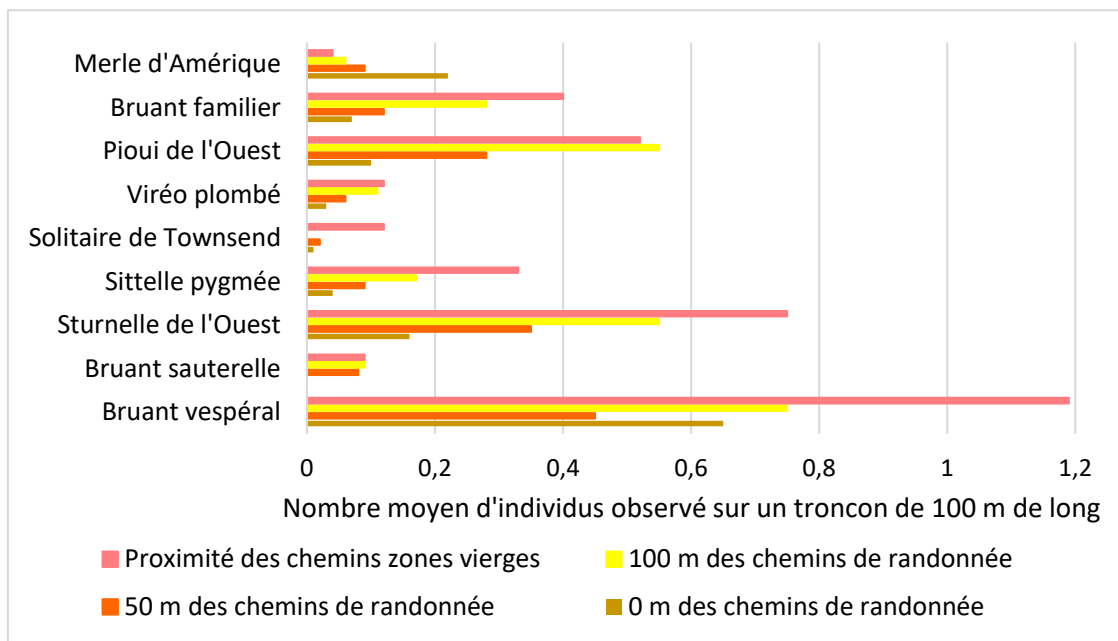
A. Comportement des oiseaux face aux humains dans le milieu urbain

1. Abondance des oiseaux et comportement des oiseaux dans les milieux à forte densité humaine

a) *Abondance des oiseaux dans les lieux fréquentés par les humains*

Miller *et al.* (1998) ont évalué l'effet du passage de randonneurs sur des oiseaux nichant aux alentours de chemins de randonnée du Colorado (Etats-Unis d'Amérique), fréquentés par 3,5 millions de visiteurs par an, surtout au printemps et en été. Pendant la période de reproduction, ils ont dénombré les oiseaux après le lever du soleil à différentes distances des chemins de randonnée et à proximité immédiate (0 m) des chemins qu'ils avaient eux-mêmes créés dans des zones vierges. Ils ont aussi localisé les nids, noté le nombre d'œufs pondus et éclos ainsi que le nombre de juvéniles à l'envol. Les 9 espèces retenues ne fréquentaient pas de la même manière les différents sites en lien ou non avec les zones de passage (figure 86). Ainsi, les espèces généralistes comme le Merle d'Amérique pouvaient nicher partout alors que les espèces spécialisées étaient davantage présentes sur les zones non perturbées (« vierges »). Les auteurs ont observé que indépendamment du milieu, la survie des oisillons augmentait significativement avec la distance mesurée depuis les chemins de randonnée (figures 87). Les oiseaux dérangés par le passage d'humains avaient un moins bon succès reproducteur, probablement parce qu'ils abandonnaient leur nid ou n'arrivaient pas à rechercher de la nourriture efficacement. L'étude ne permet pas de le savoir.

Figure 86 : Abondance moyenne de 9 espèces nichant en prairie ou en forêt en fonction de la distance à un chemin de randonnée du Colorado (source : Miller *et al.*, 1998).



Nom latin des espèces d'oiseaux : Bruant vespéral (*Pooecetes gramineus*) ; Bruant sauterelle (*Ammodramus savannarum*) ; Sturnelle de l'Ouest (*Sturnella neglecta*) ; Sittelle pygmée (*Sitta pygmaea*) ; Solitaire de Townsend (*Myadestes townsendi*) ; Viréo plombé (*Plumbeous vireo*) ; Pioui de l'Ouest (*Contopus sordidula*)

Figures 87 : Probabilité de survie quotidienne des oisillons en fonction de la distance entre leur nid et un chemin de randonnée du Colorado (source : Miller *et al.*, 1998).

Figure a : Probabilité de survie en fonction de la distance à des chemins en prairie

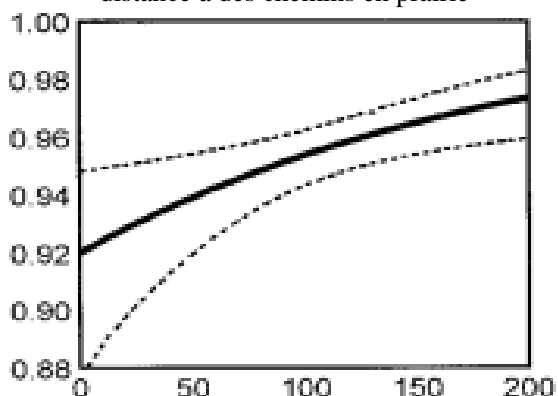
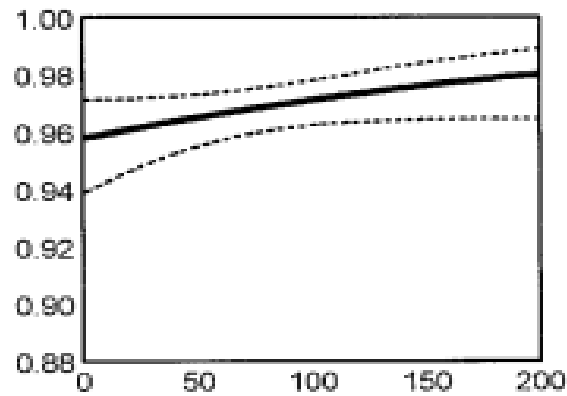


Figure b : Probabilité de survie en fonction de la distance à des chemins forestiers



Les axes horizontaux représentent la distance au nid en m. Les axes verticaux représentent la probabilité de survie quotidienne des oisillons. Les tracés en plein représentent la probabilité moyenne et les tracés en pointillés représentent les bornes de l'intervalle de confiance à 95 % de cette moyenne.

b) *Les oiseaux urbains tolèrent la présence des humains à une faible distance*

Stansell *et al.* (2020) ont testé la tolérance à la présence humaine de juncos ardoisés urbains (Los Angeles) et ruraux (réserve naturelle californienne James Reserve) en évaluant leur distance d'envol (distance entre l'observateur et l'oiseau à partir de laquelle l'oiseau s'envole) et celle parcourue lors de leur fuite. Les juncos urbains ont présenté plus ou moins le même niveau de méfiance envers les humains contrairement aux juncos ruraux (tableau 88). Les premiers apparaissaient comme moins effrayés par leur présence que leurs conspécifiques ruraux. Certains spécimens urbains semblaient s'habituer aux observateurs tolérant une proximité accrue au fur et à mesure de la progression des tests, alors que d'autres semblaient au contraire sensibilisés, n'acceptant leur présence qu'à distance raisonnable.

Tableau 88 : Distance d'envol de juncos ardoisés de Californie en fonction de leur milieu de vie (source : Stansell *et al.*, 2020)

	Juncos ruraux	Juncos urbains
Lieu	Réserve naturelle James Reserve peu fréquentée par les humains	Campus de l'université de Californie très fréquenté par les humains
Distance d'envol moyenne (m)	9,67 # Augmentation avec la distance à laquelle démarrait l'observateur. Très variable d'un individu à l'autre lors du premier test.	3,49 Pas de variation avec la distance à laquelle démarrait l'observateur. Peu variable d'un individu à l'autre lors du premier test.
Distance moyenne parcourue par l'oiseau (m)	9,5 # Augmentation avec la distance d'envol.	4 Augmentation avec la distance d'envol.
Variation de la distance d'envol d'un individu au fur et à mesure du nombre de tests effectué avec lui	Pas d'information car difficulté pour réaliser plusieurs mesures avec un même individu	Cela dépendait des individus : augmentation, diminution ou pas de variation.

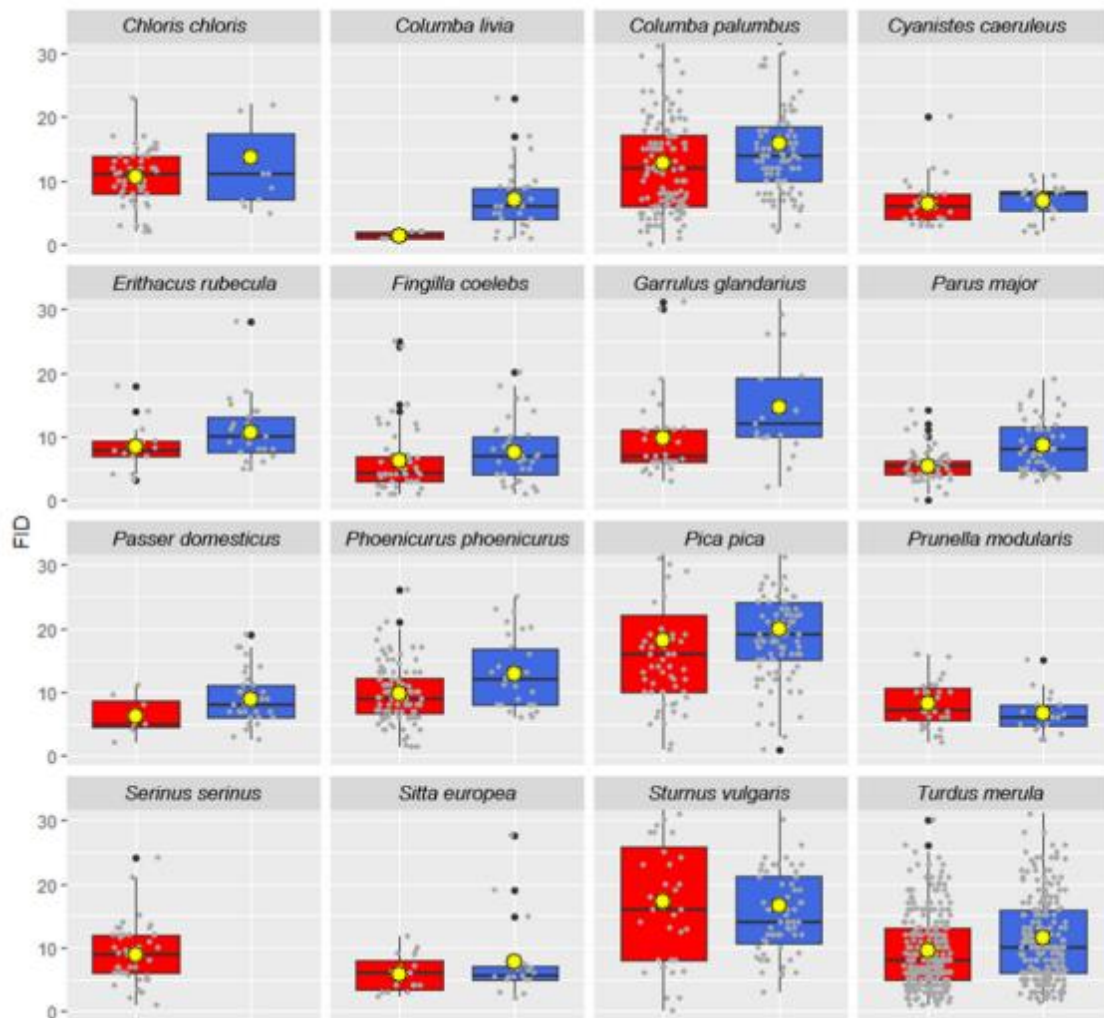
Le dièse # indique que la différence est significative entre les 2 groupes.

Morelli *et al.* (2018) ont étudié la distance d'envol des oiseaux vivant dans les parcs et les cimetières. Ils ont mené leur étude dans de multiples sites pendant la saison de reproduction : parcs et cimetières de Prague (République tchèque), de Poitiers, de Poznań (Pologne), de 3 villes italiennes (Pesaro, Urbino et Fano), de zones rurales du département de la Vienne, de la région italienne des Marches, et du centre de la Pologne. Pour chaque oiseau en visuel, l'observateur s'avançait vers lui puis mesurait la distance entre lui et le point d'envol.

Les individus recrutés parmi les 16 espèces les plus fréquentes s'envolaient à une distance significativement plus importante dans les parcs que dans les cimetières, quelle que soit le pays (figure 88). Il en était de même quand la densité humaine augmentait. Cette distance décroissait significativement dans les parcs et les cimetières les plus grands et dans ceux, parmi ces derniers, composés en majorité de pierres tombales, par rapport à ceux qui contenaient majoritairement des chapelles. Par contre, la vitesse des piétons ou le ratio hommes/femmes était sans effet sur ce paramètre. Les oiseaux ruraux comme urbains semblaient donc capables d'adapter leur comportement de fuite à leur environnement, s'enfuyant plus promptement dans les endroits plus fréquentés et plus confinés. On peut donc supposer qu'en ville le comportement de fuite des oiseaux face aux humains varie d'une zone

à l'autre ; ils seraient ainsi susceptibles de s'envoler plus vite dans les rues très fréquentées que dans les rues résidentielles calmes, les parcs et les cimetières.

Figure 88 : Distance d'envol à l'approche d'un humain de 16 espèces d'oiseaux dans les parcs et cimetières de République Tchèque, de France, d'Italie et de Pologne (source : Morelli *et al.*, 2018).



Les axes verticaux représentent la distance d'envol en m. Les boîtes rouges représentent les données récoltées dans les cimetières et les boîtes bleues représentent celles récoltées dans les parcs. La différence est significative entre les boîtes bleues et les boîtes rouges. La barre horizontale dans chaque boîte représente la valeur médiane de la distance d'envol et le rond jaune représente la valeur moyenne de la distance d'envol. Les ronds noirs représentent les valeurs aberrantes non prises en compte dans les calculs.

Clucas et Marzluff (2012) ont étudié l'effet des comportements humains bienveillants et malveillants vis-à-vis des oiseaux sur leur comportement de fuite à Seattle (Etats-Unis d'Amérique) et à Berlin (Allemagne) selon un gradient d'urbanisation. Dans chacune de ces villes, ils ont sélectionné 2 sites dans le centre-ville, 2 sites dans une banlieue densément peuplée, 2 sites dans une banlieue périurbaine et 2 sites dans une zone rurale située à proximité. Les habitants de chaque site ont été interrogés sur leurs comportements spécifiques envers les oiseaux, notamment s'ils encourageaient (nourrissage) ou décourageaient (dispositifs anti-oiseaux) leur présence. Les Berlinois, particulièrement dans les centres-villes et les banlieues denses, nourrissaient significativement plus souvent les oiseaux que les Seattleites moins enclins à les accepter (tableau 89). Pour les faire fuir ces derniers habitants

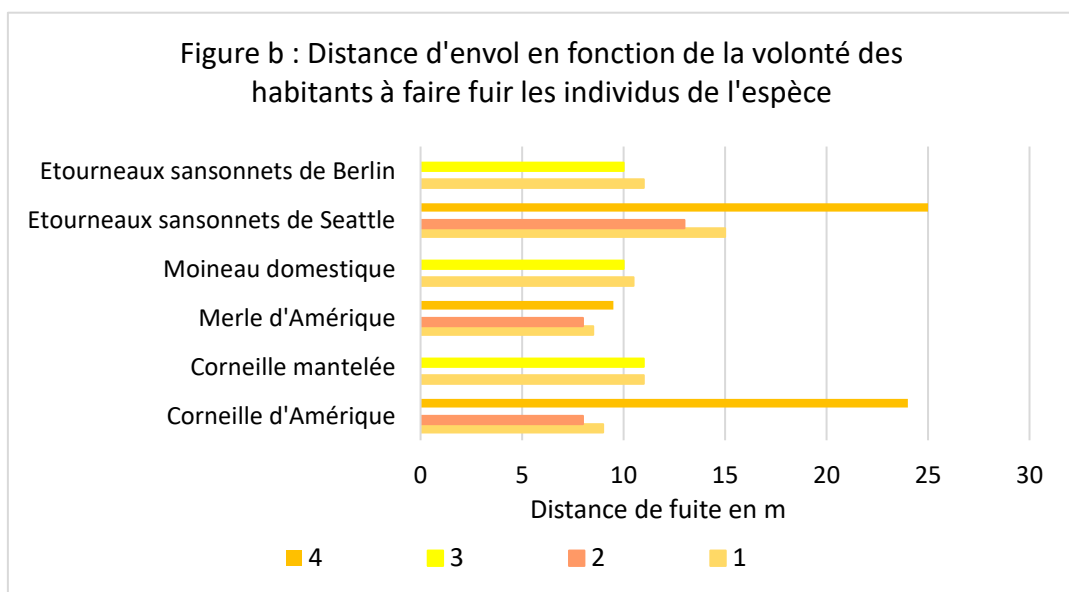
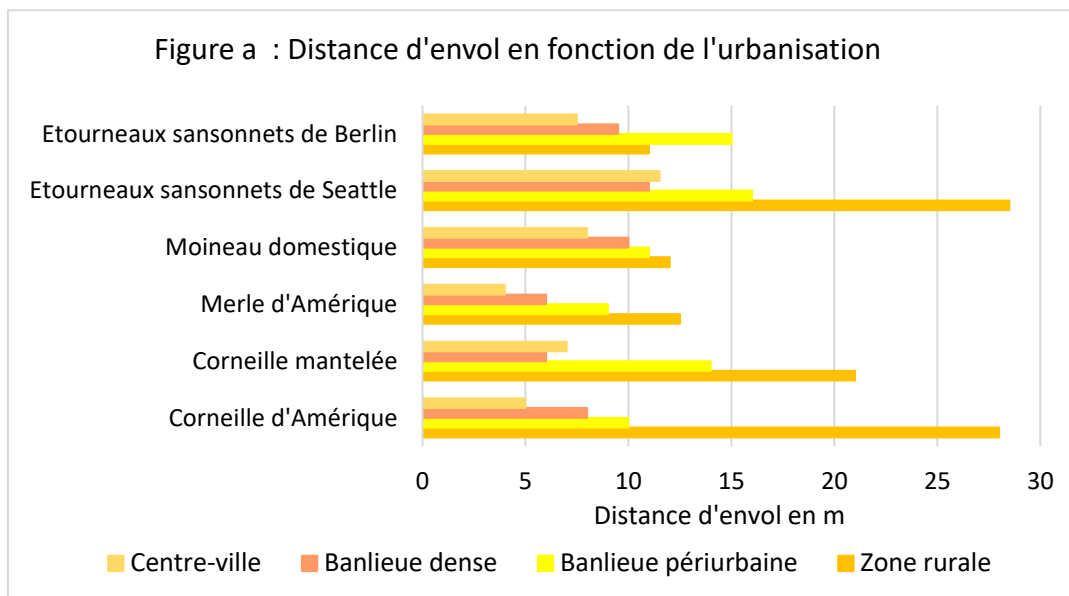
tapaient dans leurs mains, criaient, jetaient des objets dans leur direction, installaient des barrières ou des pics sur les surfaces planes, ou leur tiraient dessus avec une arme à feu ou un jouet (pistolets à billes par exemple).

Tableau 89 : Proportion d’habitants de Berlin et de Seattle encourageant et décourageant la présence des oiseaux (source : Clucas et Marzluff, 2012).

		Proportion d’habitants nourrissant les oiseaux	Proportion d’habitants faisant fuir les oiseaux	Proportion d’habitants n’influençant pas la présence des oiseaux
Seattle	Zone rurale	68 %	30 % Visant Corvidés (60 % des oiseaux), Étourneaux sansonnets (20 %), Grands hérons (<i>Ardea herodias</i>) et pics (Picidés)	2 %
	Zone périurbaine	59 %	7 %	34 %
	Banlieue dense	37 %	7 %	56%
	Centre-ville	18 %	5 %	79 %
Berlin	Zone rurale	63 %	13 %	25 %
	Zone périurbaine	61 %	5 %	34 %
	Banlieue dense	72 %	12 %	16 %
	Centre-ville	23 %	5 %	74 %

Les auteurs ont par la suite testé, pendant le début de la saison de reproduction, le comportement de fuite de corneilles d’Amérique (*Corvus brachyrhynchos*) et de merles d’Amérique à Seattle, de corneilles mantelées (*Corvus cornix*) et de moineaux domestiques à Berlin et d’étourneaux sansonnets dans les 2 villes. Une fois l’oiseau identifié, l’observateur marchait dans sa direction tout en le fixant. La distance d’envol était calculée en soustrayant la distance parcourue par l’observateur jusqu’à l’envol de l’oiseau et celle existant initialement entre l’observateur et l’oiseau, mesurées avec un système laser. L’influence des comportements humains envers les oiseaux avait des effets contrastés en fonction des espèces (figures 89). Les corneilles d’Amérique et les étourneaux sansonnets de Seattle avait une distance d’envol bien plus importante là où les humains dissuadent le plus leur présence (figure 89b). Ce phénomène n’était rencontré ni chez les autres espèces étudiées, ni chez les étourneaux sansonnets berlinois.

Figures 89 : Distance d'envol à l'approche d'un humain de 7 espèces d'oiseaux vivant à Seattle ou à Berlin en fonction de l'urbanisation et en fonction de la volonté des habitants à les faire fuir (source : Clucas et Marzluff, 2012).



Niveau de volonté des habitants à faire fuir les individus d'une espèce :

- 1 : l'habitant ne veut jamais les faire fuir
- 2 : l'habitant veut rarement les faire fuir
- 3 : l'habitant veut souvent les faire fuir
- 4 : l'habitant veut toujours les faire fuir

Pour certaines espèces il n'y a pas de valeur correspondante à un certain niveau de volonté des habitants car aucun habitant n'a exprimé ce niveau de volonté lors de l'interrogatoire.

Les résultats de l'étude suggèrent que les oiseaux urbains étaient moins peureux que leurs alter egos ruraux. Cette différence aurait pu être imputée au bruit urbain rendant les oiseaux moins vigilants ou moins prompts à détecter l'observateur en approche. Toutefois, l'étude de Meillère *et al.*, (2015a) a montré qu'au contraire les Moineaux domestiques étaient plus vigilants dans un environnement urbain bruyant (partie III.C.2). Cette hypothèse est donc sujette à caution. Le comportement des humains à leur endroit jouait sur la méfiance de certaines espèces, comme l'Etourneau sansonnet ou la Corneille d'Amérique. En centre-ville, la présence d'oiseaux ne semblait ni particulièrement encouragée ni particulièrement découragée par les habitants, ce qui fait que la méfiance vis-à-vis de l'Homme relevait principalement de la présence de ce dernier ou du caractère de l'oiseau.

c) Les oiseaux urbains perçoivent tout de même les humains comme des dangers dont il faut se protéger

Moroni *et al.*, (2017) ont évalué l'impact de la présence humaine sur le comportement de défense du nid des Chevêches des terriers, petits rapaces à la fois diurnes et nocturnes qui installent leur nid dans des terriers dans des prairies rurales ou des parcs et jardins urbains, voire dans des cavités anthropiques. Ces chevêches restent à proximité de leur nid et le surveille en journée pendant l'incubation et l'élevage de leur progéniture. Les auteurs ont observé les parents pendant la saison de reproduction sur le campus de l'université de Grand Dourados et dans un parc urbain de la ville de Dourados (Brésil), tous deux très fréquentés par l'Homme. Ils ont quantifié le nombre de comportements d'agression et de fuite pendant chaque session d'observation, c'est-à-dire chaque fois que la chouette :

- Adoptait des positions de défense ou d'attaque : port d'ailes vers l'arrière, plumes ébouriffées, oiseau ramassé sur lui-même prêt à bondir ou faisant des mouvements de va et vient devant l'entrée du nid ;
- Lançait un cri d'alerte (composé de 6 notes) ou un cri d'alarme (une note unique aiguë) ;
- Essayait de distraire l'humain en vocalisant et volant ou bondissant de perchoirs en perchoirs pour attirer l'attention de l'observateur loin du nid ;
- Battait en retraite en rentrant dans le nid.

Seul le nombre de comportements de défense et d'agression augmentait significativement avec le nombre de piétons passant dans un rayon de 5 m autour du nid. Il semble ainsi que l'intrusion de l'Homme motive la défense du nid par l'agression chez cette espèce. Les chevêches ne paraissaient pas craindre les humains car elles ne les fuyaient pas. Il est possible que la répétition des dérangements des nids ait sélectionné les individus les plus hardis, prêt à se battre pour leur défense. Il faudrait tester des populations rurales peu dérangées par les humains pour valider cette hypothèse.

2. Le comportement de fuite et le comportement d'exploration des oiseaux sont sélectionnés par le milieu urbain

Les comportements observés dans la partie précédente découlent soit d'une sélection d'oiseaux moins craintifs par le milieu urbain, soit d'une adaptation à la présence humaine dans ces environnements. Les résultats de nombreuses études valident plutôt la première hypothèse.

a) Mise en évidence d'une héritabilité* des comportements de fuite

Carrete *et al.* (2016) ont suivi pendant dix années des populations urbaines et rurales de chevêches des terriers à Bahia Blanca (Argentine) afin de déterminer l'héritabilité* du comportement de fuite de l'humain chez cette espèce. Pendant 10 années consécutives les auteurs ont capturé les chevêches adultes, qu'ils ont sexées par analyse ADN, et leurs oisillons pour les baguer. Ils ont, à plusieurs reprises, mesuré la distance d'envol de chaque adulte pendant chaque saison de reproduction. Ils ont réalisé une régression linéaire de la distance d'envol des individus soit en fonction de celle de leur mère, soit en fonction de celle de leur père soit en fonction de la moyenne des distances d'envol des 2 parents. L'héritabilité* h^2 de la distance d'envol a été calculée, en multipliant par 2 la pente de chaque régression effectuée (tableau 90). Les résultats montrent que le patrimoine génétique transmis par les deux parents expliquait à hauteur de 39 % et de 69 % le comportement de fuite observé respectivement chez une chevêche urbaine *versus* rurale. En dépit de la variabilité inter-individuelle constatée, l'héritabilité* était considérée comme modérée (supérieure à 0,2) à forte (supérieure à 0,4), signifiant que la peur des humains s'expliquait d'une manière non négligeable par la génétique transmise par les parents, et ce d'autant plus en milieu rural qu'en ville.

Tableau 90 : Distance d'envol et son héritabilité chez des chevêches des terriers urbaines et rurales argentines (source : Carrete *et al.*, 2016).

	Chevêches rurales	Chevêches urbaines
Distance d'envol médiane (en m)	17	32
Héritabilité* moyenne de la distance d'envol	2 parents : 0,69 Père : 0,75 # Mère : 0,80	2 parents : 0,39 Père : 0,15 Mère : 0,37

Le dièse # indique une différence significative entre les 2 groupes.

Ainsi, les oiseaux urbains pourraient s'adapter à leur milieu, notamment en s'habituant à la présence humaine et en apprenant à ne plus les craindre, mais leur marge d'adaptation serait variable et relativement limitée. Cela rejoint l'étude de Stansell *et al.* (2020) dans laquelle certains juncos ardoisés étaient capables de s'habituer à la présence humaine et d'autres non. Le milieu urbain sélectionnerait les individus les moins peureux et les moins méfiants envers l'Homme, parce qu'ils seraient plus performants pour se nourrir par exemple ; les individus concernés se reproduiraient davantage et transmettraient donc ce caractère à leurs descendants. Le milieu rural ne sélectionnerait pas ce type d'individus car les oiseaux y rencontrent peu d'humains et sont très peu dérangés.

b) *Influence du milieu urbain sur le génome des oiseaux et sélection des oiseaux en fonction de leur comportement de fuite et d'exploration*

Mueller *et al.* (2013) ont capturé des merles noirs en période de reproduction dans 12 villes européennes et tunisiennes et leurs zones rurales adjacentes (16 à 43 km). Ils ont prélevé du sang pour procéder à des analyses génétiques portant sur différents allèles (versions) du gène DRD4, supposé être responsable du comportement d'exploration, et du gène SERT, associé aux comportements de fuite et d'agressivité face à un danger, et pour comparer les fréquences alléliques dans chacune des zones explorées. Le séquençage des deux gènes sur plusieurs merles a permis d'identifier 6 SNP* pour le gène SERT et 4 SNP* pour DRD4. Les auteurs se sont intéressés plus particulièrement aux allèles du microsatellite* de SERT. Cinq allèles de SERT étaient présents chez toutes les populations de l'étude (figures 90). L'allèle majoritaire correspondait au génotype* 316 (figure 90a).

Figures 90 : Fréquence des 5 allèles du microsatellite du gène SERT et fréquence d'individus hétérozygotes pour ce microsatellite chez des merles noirs urbains et ruraux d'Europe et de Tunisie (source : Mueller *et al.*, 2013).

Figure a : Fréquence des 5 allèles du microsatellite de SERT dans les populations de merles noirs

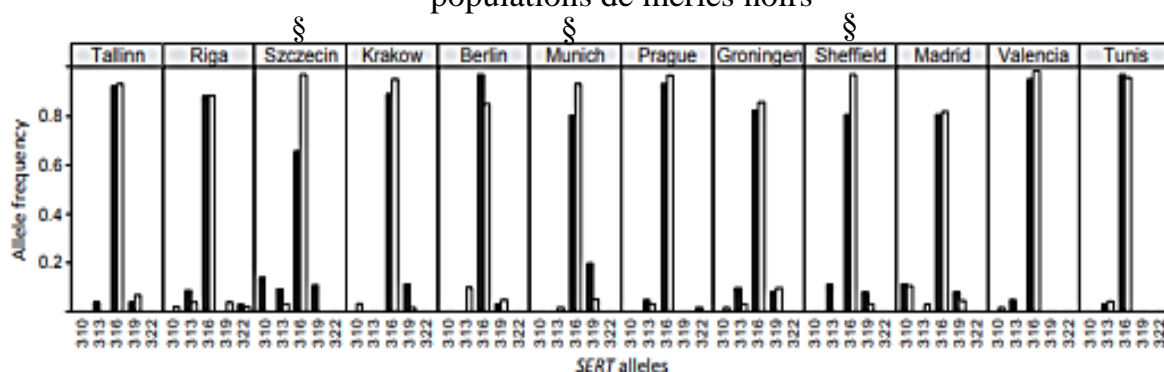
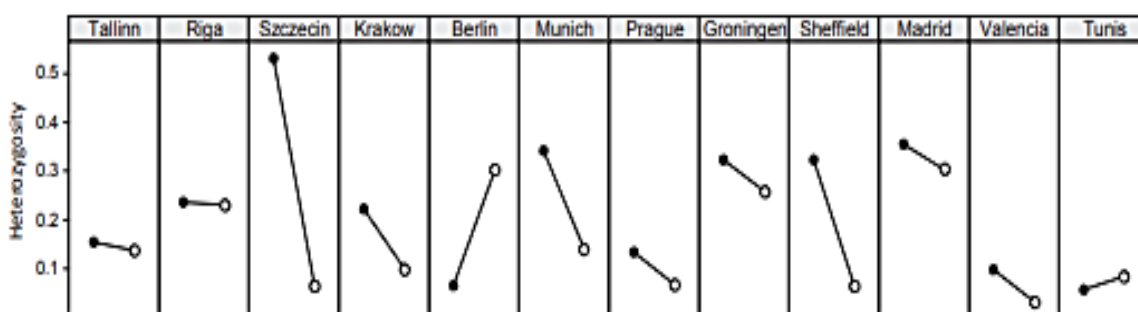


Figure b : Proportion d'individus hétérozygotes pour le microsatellite dans les populations de merles noirs



Le symbole § indique une différence significative entre les individus ruraux et urbains de la région.

Dans la figure a les barres noires représentent les individus urbains et les barres blanches représentent les individus ruraux. L'axe horizontal représente les 5 allèles et l'axe vertical représente la fréquence des allèles dans la population.

Dans la figure b les points noirs représentent les individus urbains et les points blancs représentent les individus ruraux. L'axe vertical représente la proportion d'individus hétérozygotes dans la population.

L'allèle 316 était significativement moins fréquent chez les merles noirs vivant dans 3 villes par rapport à leurs conspécifiques de la zone rurale (figure 90a). Le niveau d'hétérozygotie au locus de SERT était plus élevé (mais de manière non significative) chez les individus urbains de 10 villes (figure 90b). Compte tenu des rôles attribués à SERT et DRD4, les différences de comportement observées chez les oiseaux urbains pourraient être reliées à une répartition différente des allèles de ces gènes au sein de leurs populations sous la pression d'une sélection exercée par l'environnement anthropisé ou suite à des flux migratoires entre populations urbaines et populations voisines.

Van Dongen *et al.* (2015) ont séquencé les gènes DRD4 et SERT de deux populations de cygnes noirs, l'une urbaine et l'autre rurale (tableau 91) et testé leur distance d'envol. Un seul allèle du gène SERT a été détecté tandis que 5 allèles (A à E) du gène DRD4 (contenant 6 SNP*) ont été identifiés. L'allèle A majoritaire était présent chez 98 % des individus testés. Les oiseaux urbains possédaient plus souvent le génotype* AA (tableau 91). Les auteurs ont constaté que les oiseaux présentant un génotype* autre que AA avaient une distance d'envol significativement plus importante (tableau 91).

Tableau 91 : Distance d'envol et génotype pour le gène DRD 4 de cygnes noirs vivant dans une zone rurale australienne ou dans un parc de Melbourne (source : van Dongen *et al.*, 2015).

	Cygnes noirs urbains	Cygnes noirs ruraux
Lieu de vie	Lac de l'Albert Park de Melbourne (Australie)	Réservoirs d'eau d'une station d'épuration située à 30 km de Melbourne.
Distance d'envol moyenne (en m)	13 #	96
Proportion d'individus possédant l'allèle AA (distance d'envol médiane de 8 m pour ces individus)	88 % #	60 %
Proportion d'individus possédant un allèle autre que AA (distance d'envol médiane de 10 m pour ces individus)	12 % #	40 %

Un dièse # indique que la différence est significative entre les 2 groupes.

Les individus urbains qui craignaient moins les humains que les oiseaux ruraux possédaient plus fréquemment le génotype* AA au locus DRD4. La distance d'envol étant très répétable et peu variable chez les cygnes noirs au fil des tests, cela suggère de nouveau que les oiseaux ne s'habituèrent pas vraiment à la présence de l'humain ni ne s'y sensibilisaient. La contribution de leur génome* au comportement de fuite pourrait ainsi être importante. Encore une fois, le milieu urbain pourrait sélectionner les oiseaux de génotype* AA qui survivraient et se reproduiraient mieux, soit faire fuir les oiseaux d'un autre génotype*.

Riyahi *et al.* (2015) ont voulu déterminer le profil de méthylation* des gènes DRD4 et SERT de mésanges charbonnières urbaines et rurales, pour savoir si les traits de personnalité et le comportement des oiseaux étaient modifiés dans un milieu donné par des mécanismes épigénétiques*. Des mésanges charbonnières ont été capturées en hiver dans des parcs de Barcelone (Espagne) et dans des forêts de la station de recherche de Can Catà (3 km de Barcelone). Ils ont analysé la méthylation* des brins d'ADN extrait de leurs hématies. Des tests réalisés en laboratoire leur ont permis de mesurer, au moyen d'un score, le comportement d'exploration des mésanges dans différentes situations (introduction d'un objet inconnu,

découverte d'un nouvel environnement). Les mésanges urbaines présentaient un taux de méthylation* significativement plus élevé des promoteurs* des gènes DRD4 et SERT que les mésanges rurales (figure 91). La méthylation* du promoteur* de DRD4 n'était pas associée au score d'exploration alors que celle du promoteur de SERT augmentait avec le score d'exploration, mais uniquement chez les oiseaux urbains (figure 91). Un comportement exploratoire plus développé et une moindre crainte de l'Homme serait donc associés à cette modification épigénétique*. Or la méthylation* du promoteur* inhibe son activité et donc la traduction du gène SERT. Le gène SERT codant pour la production de transporteurs de la sérotonine, l'inhibition de sa traduction empêche cette production. La production des transporteurs de la sérotonine est donc diminuée en milieu urbain, ce qui permet de réduire la peur de l'Homme et de stimuler le comportement d'exploration chez les mésanges charbonnières.

Figure 91 : Méthylation du promoteur du gène DRD4 et du gène SERT chez des mésanges charbonnières urbaines et rurales espagnoles (source : Riyahi *et al.*, 2015).

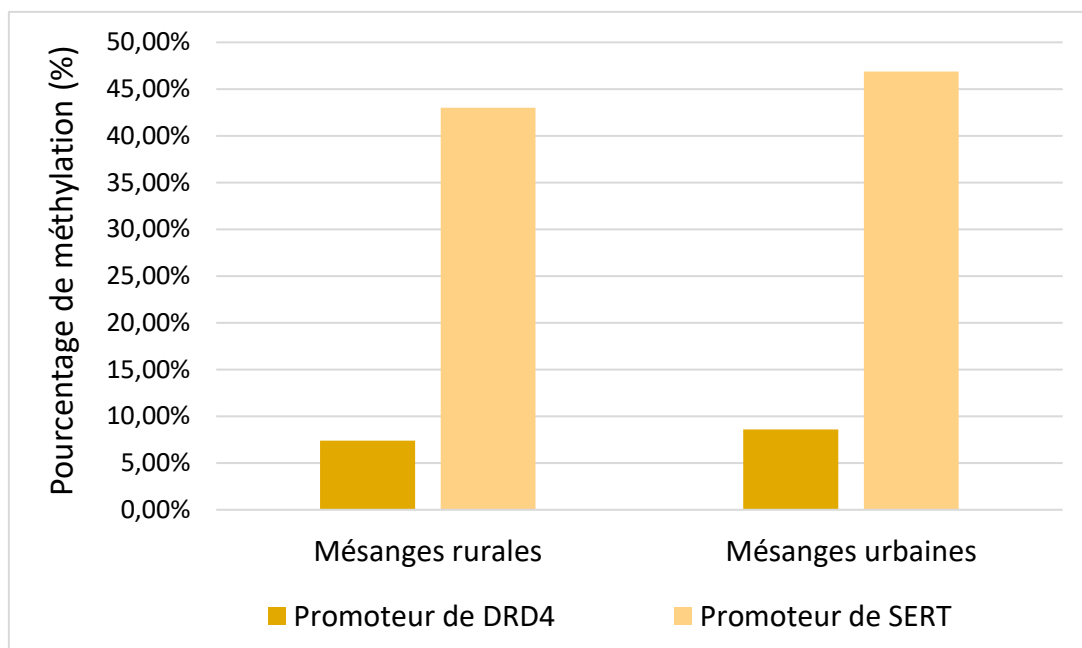
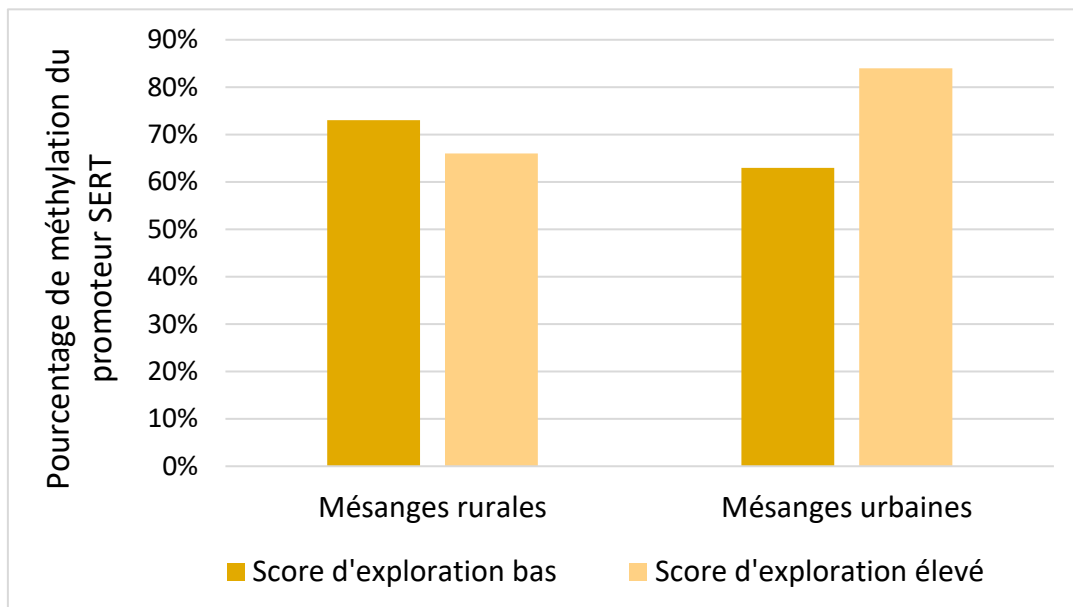


Figure 92 : Différence de méthylation du promoteur du gène SERT entre les mésanges charbonnières espagnoles avec un score d'exploration le plus bas et un score d'exploration le plus élevé (source : Riyahi *et al.*, 2015).



B. Pression de prédation exercée sur les petits oiseaux urbains

Les oiseaux vivent avec d'autres animaux dans les villes. Certains sont leurs prédateurs. Les prédateurs de petits oiseaux sont-ils plus nombreux en milieu urbain ? Exercent-ils une pression de prédation suffisante pour mettre en péril leurs populations ?

1. Prédateurs du Moineau domestique et comportement du Moineau domestique face aux prédateurs

Les rapaces sont les oiseaux qui chassent le plus les moineaux et autres petits oiseaux. Le Moineau domestique et le Moineau friquet adultes sont les proies les plus consommées par l'Épervier d'Europe (*Accipiter nisus*) en Europe centrale, représentant 15,2 à 32,8 % des animaux qu'ils capturent tout au long de l'année (Oliosio et Oliosio, 2017). La petite avifaune incluant le Moineau est aussi victime d'autres rapaces diurnes tels que le Faucon hobereau (*Falco subbuteo*), le Faucon crécerelle (*Falco tinnunculus*), l'Épervier de Cooper (*Accipiter cooperii*), l'Épervier brun (*Accipiter striatus*) mais aussi de rapaces nocturnes tels que la Chevêche d'Athéna (*Athene noctua*) et la Chouette effraie (*Tyto alba*). D'autres espèces d'oiseaux chassent de manière anecdotique les moineaux domestiques adultes comme le Geai des gènes (*Garrulus glandarius*) ou la Pie bavarde. Ces deux corvidés consomment plus régulièrement des oisillons et des œufs en allant directement visiter les nids (Oliosio et Oliosio, 2017). Des échassiers pillent les couves au nid, comme le Héron garde-bœufs (*Bubulcus ibis*) qui consomme régulièrement des oisillons de moineaux espagnols en Afrique (Oliosio et Oliosio, 2017).

Des Mammifères comptent aussi dans les rangs des prédateurs des moineaux et des petits oiseaux. Les fouines (*Mustela foina*), les belettes (*Mustela nivalis*) et les hermines (*Mustela erminea*) consomment œufs, oisillons et adultes qu'elles trouvent dans les nids. Les rongeurs comme le Rat noir (*Rattus rattus*), le Raton laveur (*Procyon lotor*) consomment également régulièrement des œufs et des poussins au sein des nids qui leur sont accessibles. Les petits Canidés sauvages comme le Renard roux (*Vulpes vulpes*), les petits Félidés sauvages et le Chat domestique chassent les moineaux et autres petits oiseaux adultes et se nourrissent des œufs et des oisillons dans les nids (Oliosio et Oliosio, 2017).

Enfin des serpents, comme le Serpent ratier (*Elaphe obsoleta*) et la couleuvre d'Esculape (*Zamenis longissimus*), détruisent les couvées qu'ils peuvent atteindre (Oliosio et Oliosio, 2017).

Les moineaux n'ont pas d'autres réactions que la fuite lorsqu'ils détectent la présence d'un prédateur. Une fois celui-ci repéré, un cri d'alarme retentit qui déclenche la fuite vers l'abri le plus proche de tous les moineaux présents autour de lui. Il peut s'agir d'un arbre, d'un buisson, d'une cavité, d'un dessous de toiture, d'une voiture... En l'absence d'abri, le risque d'une capture est élevé surtout s'il s'agit d'un rapace qui peut l'attraper en plein vol (Oliosio et Oliosio, 2017). Certains moineaux sont capables d'agresser et de faire fuir un visiteur indélicat en maraude autour des nids. Dans la majorité des cas cependant, les parents se contentent d'essayer de distraire le prédateur en se perchent ou en voletant lentement autour du nid et préviennent les oisillons par des cris d'alarme afin qu'ils se taisent et se réfugient le plus loin possible de l'entrée du nid (Oliosio et Oliosio, 2017).

Dans la suite de la partie, seule la pression de prédation exercée par les prédateurs aviaires et le Chat domestique sera développée, ces espèces étant les prédateurs les plus communs en milieu urbain.

2. Pression de prédation exercée sur les petits oiseaux adultes urbains

a) *Evaluation de la pression de prédation à travers l'étude du comportement des proies*

Certains biologistes ont étudié les comportements possibles des oiseaux face à un prédateur afin de déterminer s'ils sont soumis à une forte pression de prédation dans leur milieu de vie.

Seress *et al.* (2011) ont capturé des moineaux domestiques en fin d'été, dans 5 sites ruraux (petites fermes) et 5 sites urbains (centres-villes) de Hongrie distants. Ils ont réalisé ensuite des tests comportementaux dans des cages individuelles en intérieur, une fois les spécimens acclimatés à la captivité. Chaque individu, a été mis en présence d'un modèle de Chat domestique placé au sol, d'un modèle d'Épervier d'Europe perché en hauteur, d'un objet placé au sol puis en hauteur. Ils ont calculé le temps mis par l'oiseau à se rapprocher de sa mangeoire selon qu'il était confronté à une effigie de prédateur ou à un objet placé au même endroit. Le modèle de l'épervier, contrairement à celui du chat a retardé le retour du moineau exposé à sa mangeoire (tableau 92). Le comportement des oiseaux urbains et ruraux ne différait pas en présence de l'objet inconnu, quelle que soit son positionnement. Les moineaux adultes urbains soumis au modèle épervier s'approchaient moins rapidement de la mangeoire que les juvéniles de même origine ou que les moineaux adultes ruraux. Ils paraissaient plus prudents que leurs congénères ruraux et juvéniles. Ce pourrait être le fruit de leur expérience ou/et de l'élimination par sélection des individus les plus téméraires dans ce contexte. La pression de prédation exercée par les rapaces pourrait ainsi sélectionner les moineaux les plus prudents, et/ou diriger leurs comportements vers plus de prudence.

Tableau 92 : Temps de latence de moineaux domestiques hongrois pour approcher leur mangeoire en présence de certains objets (source : Seress *et al.*, 2011).

Objet utilisé	Temps moyen mis pour approcher la mangeoire
Aucun objet	270 secondes
Objet quelconque placé en hauteur	400 secondes §
Modèle d'épervier placé en hauteur	620 secondes § #
Objet quelconque placé au sol	380 secondes §
Modèle de chat placé au sol	320 secondes §

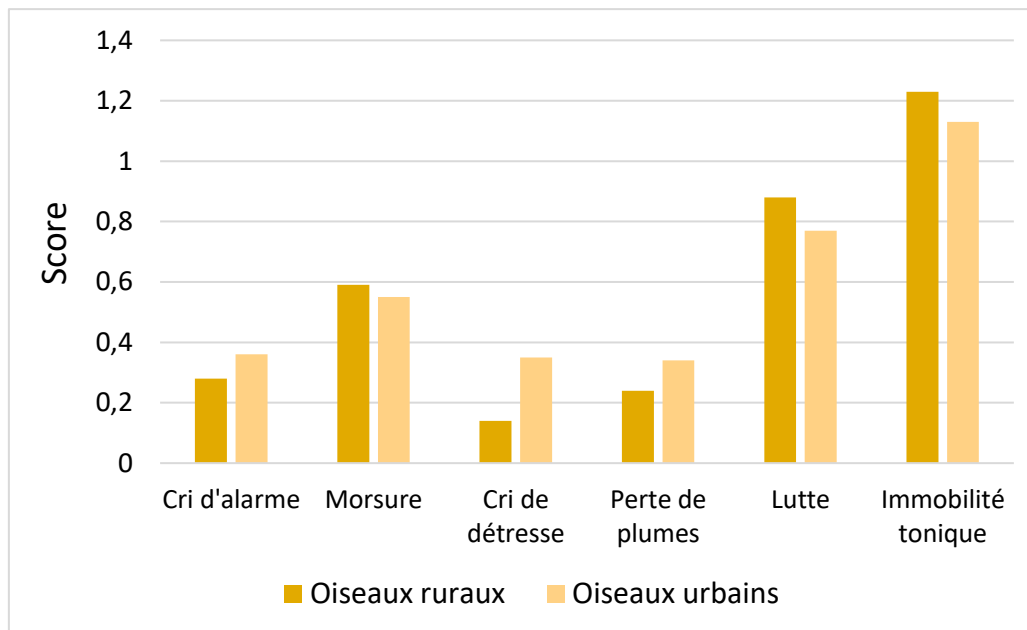
Le symbole § indique que la différence est significative avec le temps mis lors de l'absence de tout objet. Un dièse « # » indique que la différence est significative avec le temps mis en la présence d'un objet quelconque placé au même endroit.

Møller et Ibáñez-Álamo (2012) ont capturé des passereaux sur 25 à 50 sites espacés de 100 m dans les villes de Brønderslev (Danemark) et Grenade (Espagne) ainsi que dans une zone rurale proche de chaque ville. Au moment de la capture ils ont recueilli des informations portant sur l'expression de 6 comportements qu'un oiseau peut exprimer lorsqu'il est capturé par un prédateur, auxquels ils ont attribué un score :

- L'oiseau lutte pour s'échapper de la main du manipulateur (score entre 0 « pas de mouvement » et 3 « se débat continuellement ») ;
- L'oiseau pince le manipulateur avec son bec (score de 1) ou non (score de 0)
- L'oiseau perd des plumes (score de 1) ou non (score de 0) quand il est gardé en main ;
- L'oiseau lance un appel à l'aide ou cri de détresse (score de 1) ou non (score de 0) lors de la capture ;
- L'oiseau lance un cri d'alarme pour prévenir les congénères (score de 1) ou non (score de 0) lorsqu'il est relâché ;
- L'oiseau manifeste une immobilité tonique : le manipulateur le positionne sur le dos et mesure le temps qu'il met pour se retourner et s'envoler. C'est un réflexe involontaire chez les oiseaux effrayés. Ils demeurent immobiles un certain temps (objet du score) sur le dos puis finissent par repartir. Plus un oiseau reste immobile longtemps, plus il est effrayé.

Pour chaque espèce et comportement examinés, la différence était plus importante entre oiseaux ruraux et urbains que les variations individuelles, indiquant que les oiseaux réagissaient surtout à la menace en fonction de leur origine. Les résultats compilés dans la figure 93 montrent que les spécimens urbains avaient tendance à prévenir davantage leurs congénères et à être moins agressifs envers les prédateurs que les ruraux. Ils étaient aussi plus peureux, restant plus longtemps immobiles et perdent plus de plumes. Les auteurs considèrent que la faible agressivité des oiseaux urbains capturés démontre qu'ils étaient peu confrontés aux prédateurs dans leur environnement.

Figure 93 : Score de 6 comportements exprimés par des oiseaux ruraux et urbains de la région de Brønderslev et de Grenade lors de leur capture (source : Møller et Ibáñez-Álamo, 2012).

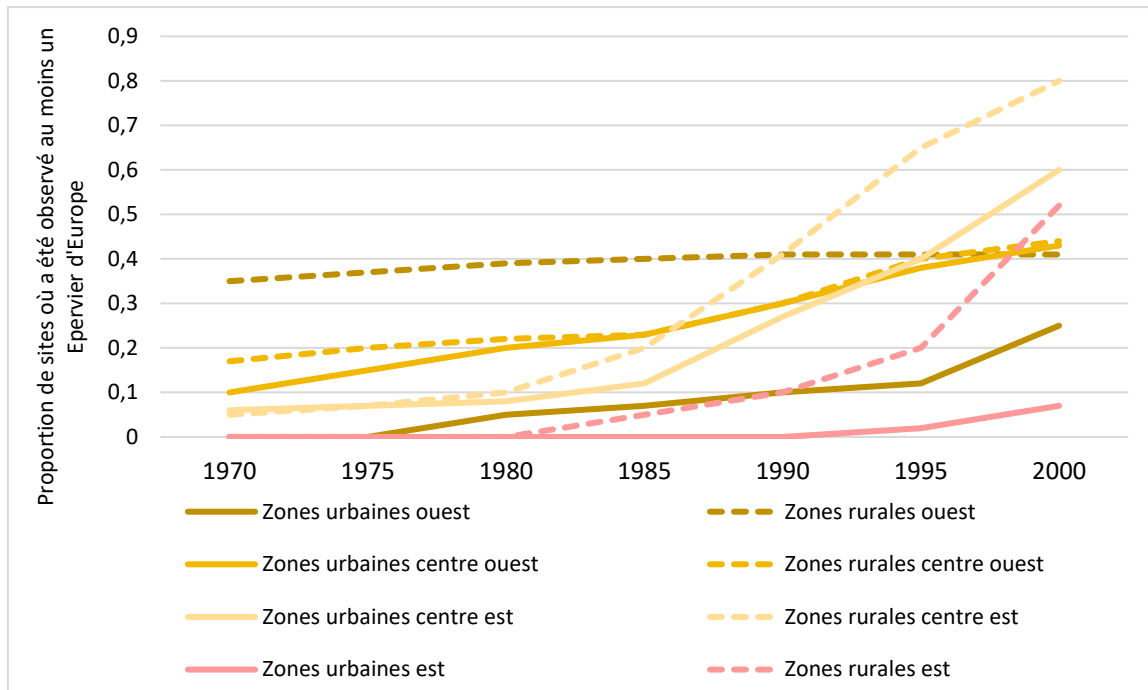


b) Les rapaces diurnes et nocturnes sont plus ou moins abondants en ville et n'exercent pas toujours une grosse pression de prédation

Møller et Ibáñez-Álamo (2012) ont recensé le nombre de rapaces urbains et ruraux à Grenade et à Brønderslev sur les points de capture des passereaux. En prenant en compte les données des 2 pays, le nombre de rapaces observés en milieu urbain était en moyenne de 0,043/point, soit significativement plus bas que celui mesuré en milieu rural (en moyenne de 0,093/point). Les 3 espèces les plus représentées étaient le Faucon crécerelle, l'Épervier d'Europe et la Buse variable (*Buteo buteo*). La pression de prédation exercée par les rapaces diurnes était donc réduite en ville.

Bell *et al.* (2010) ont comparé l'évolution des populations de moineaux domestiques et d'éperviers d'Europe en Grande-Bretagne depuis les années 1970 afin de déterminer si les rapaces ciblés pouvaient être à l'origine du déclin de certaines populations de moineaux anglaises. Ils ont utilisé les données du Garden Bird Feeding Survey mené par une ligue de protection des oiseaux anglaise (British Trust for Ornithology). Des volontaires comptaient ainsi chaque année, une fois par semaine, les oiseaux fréquentant les mangeoires présentes dans les jardins de particuliers et devaient par ailleurs relever la présence éventuelle d'éperviers (en vol ou perchés) dans les environs. Les auteurs ont comparé chaque année le nombre annuel de moineaux en fonction de la présence ou de l'absence du rapace dans 264 zones (rurales et urbaines). Les auteurs ont considéré que cette espèce était constamment présente dans une grande partie de la Grande-Bretagne à partir de 1990. Ces petits accipitridés étaient davantage présents en milieu rural que dans les villes. Toutefois des effectifs non négligeables étaient signalés dans certaines cités du centre du pays.

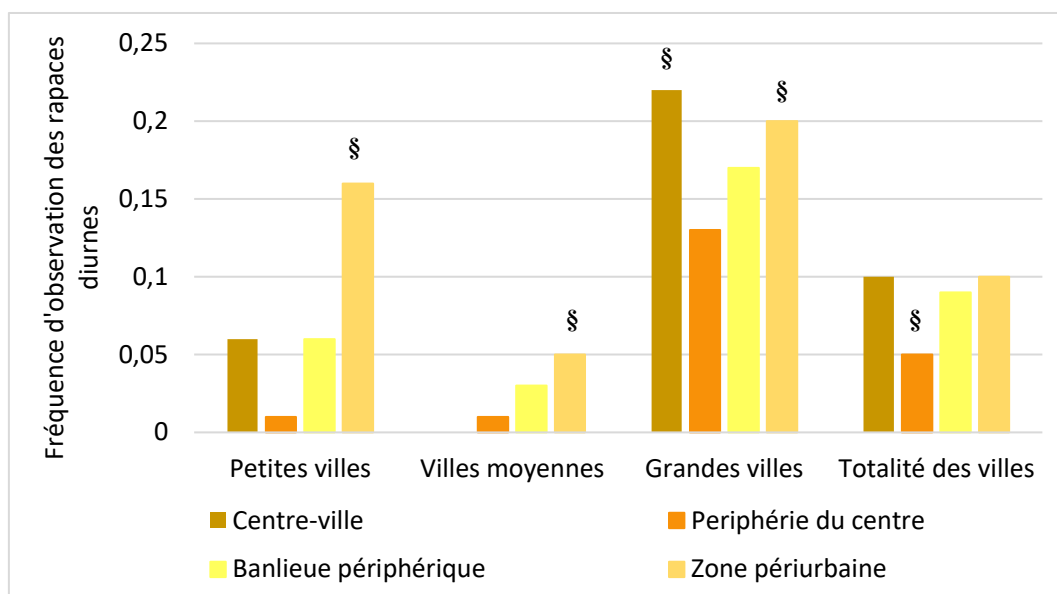
Figure 94 : Proportion de sites où un épervier d'Europe a été observé selon la localisation du site en Grande-Bretagne et selon son urbanisation (source : Bell et al., 2010).



Pendant la période où les éperviers étaient encore peu présents, la population anglaise de moineaux déclinait lentement, à raison de 0,5 à 2 moineaux de moins par site de comptage tous les 2 ans. Ce déclin s'est amplifié après les années 1990, atteignant 2 à 3 moineaux. Les analyses statistiques montrent que le nombre de moineaux et la présence d'éperviers d'Europe n'ont été associés qu'à partir de 1990. Cela ne prouve cependant pas que le rapace soit à l'origine du déclin du moineau même si ce dernier constitue sa proie principale et si l'Épervier d'Europe est désormais plus présent au niveau des sites ruraux et urbains fréquentés par les moineaux.

Sorace et Gustin (2009) ont étudié la répartition des prédateurs spécialisés (régime alimentaire restreint à une faible variété d'espèces proies) dans 27 villes d'Italie. Ils ont compulsé des atlas recensant les oiseaux nicheurs sur 2 à 4 saisons de reproduction successives récentes et découpé les villes en de multiples carrés regroupés en 4 zones : centre-ville, périphérie du centre, banlieue périphérique, zone périurbaine. Ils ont ensuite calculé à partir de ces cartes, la fréquence de plusieurs espèces (Épervier d'Europe, Buse variable, Faucon pèlerin, Faucon crécerelle, Bondrée apivore (*Pernis apivorus*), Milan noir (*Milvus migrans*), Busard cendré (*Circus pygargus*), Faucon hobereau, Chouette hulotte (*Strix aluco*), Hibou moyen-duc (*Asio otus*), Chouette effraie, Chevêche d'Athéna (*Athene noctua*) et Petit-duc scop (*Otus scops*)), c'est-à-dire la proportion de carrés où elles étaient observées. Globalement les rapaces diurnes étaient relativement peu présents dans les milieux anthropisés à l'exception des grandes villes (figure 95). Les rapaces nocturnes, par contre étaient observés dans 40 à 45 % des carrés, sans préférence manifeste pour une zone particulière. Dans certaines cités, la Chevêche d'Athéna était 6 fois moins fréquente en centre-ville que dans les autres zones.

Figure 95 : Fréquence d'observation des rapaces diurnes dans différentes zones de villes italiennes en fonction de la taille de la ville (source : Sorace et Gustin, 2009).



Le symbole § indique que la fréquence est significativement différente dans la zone que dans les autres zones de la ville.

Petite villes : surface inférieure à 14,7 km²

Villes moyennes : surface comprise entre 18,2 et 38,1 km²

Grandes villes : surface supérieure à 40 km².

La pression de prédation exercée dans les villes italiennes par les rapaces diurnes sur les oiseaux adultes n'était donc pas très importante et était maximale dans le centre-ville et la zone périurbaine des petites et grandes villes. Celle exercée par les rapaces nocturnes sur les oiseaux adultes (diurnes ou nocturnes) était quant à elle plus importante.

c) Pression de prédation exercée sur les oiseaux par le Chat domestique

Parsons *et al.* (2006) ont évalué la présence de petits oiseaux dans les jardins des zones périurbaines en fonction de la possession de chiens (*Canis lupus familiaris*) et/ou chats domestiques (*Felis silvestris catus*) par le foyer. Des propriétaires de Sydney (Australie) ont ainsi compté le nombre d'oiseaux présents dans leur jardin et indiqué s'ils possédaient au moins un carnivore domestique. Les animaux ont été considérés comme présents dans le jardin s'ils avaient accès au jardin au moins une fois par semaine et absents s'ils avaient accès au jardin moins fréquemment. Avec 721 réponses émanant de 190 communes différentes, aucune association significative n'a été établie entre présence de chats ou de chiens et abondance ou habitude de fréquentation des oiseaux quelle que soit leur taille. Aucune surmortalité imputable à ces prédateurs potentiels n'était rapportée.

Sims *et al.* (2008) ont obtenu des résultats plus contrastés en testant la corrélation entre abondance des oiseaux et présence de chats dans les villes du Royaume-Uni. La densité de chats a été estimée par un sondage auprès des habitants dans 30 zones urbaines de 1 km² et recoupée avec la présence de 21 espèces d'oiseaux dont les effectifs étaient suffisants pour traiter les données (tableau 93). A l'échelle de la population totale d'oiseaux, la présence de chats en milieu urbain n'était pas corrélée à une réduction du nombre d'oiseaux, mais de la

diversité des espèces. Dans les zones où vivaient beaucoup de félins domestiques, le nombre d'espèces de petite taille (< 150 g) diminuait mais aussi les effectifs pour certaines d'entre elles.

Tableau 93 : Paramètres influençant le nombre d'individus de 21 espèces dans des zones urbaines du Royaume-Uni (source : Sims *et al.*, 2008).

Espèce	Taille des individus	Influence de la surface d'espaces verts	Influence de la densité de chats
Toutes les espèces	Petite (< 150 g)	Aucune sur le nombre d'espèces. Nombre maximal d'oiseaux pour une surface médiane (15 % de la variance).	Négative sur le nombre d'espèces (variance : 16 %). Aucune sur le nombre d'individus.
	Grosse		Aucune sur le nombre d'espèces. Positive sur le nombre d'individus (variance : 10 %).
Merle noir	Petite (< 150 g)	Aucune	Aucune
Fauvette à tête noire	Petite (< 150 g)	Aucune	Négative
Mésange bleue	Petite (< 150 g)	Aucune	Aucune
Corneille noire	Grosse	Nombre maximal pour une surface médiane	Positive
Pinson des arbres	Petite (< 150 g)	Aucune	Aucune
Tourterelle turque	Grosse	Augmentation du nombre avec la surface	Positive
Accentueur mouchet	Petite (< 150 g)	Aucune	Aucune
Pigeon biset	Grosse	Aucune	Positive
Mésange charbonnière	Petite (< 150 g)	Aucune	Aucune
Verdier d'Europe	Petite (< 150 g)	Aucune	Aucune
Moineau domestique	Petite (< 150 g)	Augmentation du nombre avec la surface	Positive
Mésange à longue queue (<i>Aegithalos caudatus</i>)	Petite (< 150 g)	Aucune	Aucune
Pie bavarde	Grosse	Augmentation du nombre avec la surface	Aucune
Canard colvert (<i>Anas platyrhynchos</i>)	Grosse	Nombre maximal pour une surface médiane	Aucune
Grive musicienne	Petite (< 150 g)	Aucune	Négative
Bergeronnette grise	Petite (< 150 g)	Nombre maximal pour une surface médiane	Négative
Rouge-gorge	Petite (< 150 g)	Aucune	Négative
Grive draine (<i>Turdus viscivorus</i>)	Petite (< 150 g)	Aucune	Aucune
Etourneau sansonnet	Petite (< 150 g)	Augmentation du nombre avec la surface	Positive
Pigeon ramier (<i>Columba palumbus</i>)	Grosse	Nombre maximal pour une surface médiane	Aucune
Roitelet huppé (<i>Regulus regulus</i>)	Petite (< 150 g)	Aucune	Aucune

Thomas *et al.* (2012) ont évalué la proportion d'oiseaux capturés par les chats domestiques dans la ville de Reading (Royaume-Uni) en questionnant 50 à 100 propriétaires de chat dans 12 zones de la ville sur le nombre de proies ramenées par chaque félin pendant la saison précédente. En parallèle, les auteurs ont compté le nombre d'individus de 6 espèces d'oiseaux (tableau 94) dans 6 zones de la ville, dans un rayon de 50 m. Pour, 41% des propriétaires, leur chat ne rapportait aucune proie, mais pour 22 %, le butin pouvait dépasser 4 par saison. Ces chiffres étaient respectivement de 34% et de 47% pour les propriétaires possédant plusieurs félins. Le nombre moyen de proies rapporté par tous les chats étudiés en une saison variait de 1,9 (en hiver) à 6,2 (en été). La proportion d'individus capturée selon l'espèce d'oiseau et la zone a été calculée. Les espèces les plus affectées par la prédation féline étaient le Merle noir et l'Accentueur mouchet. Les victimes ne se recrutaient pas systématiquement parmi les populations aviaires les moins denses et leur nombre dépendait à la fois du nombre de chats locaux et de leur habileté (tableau 94).

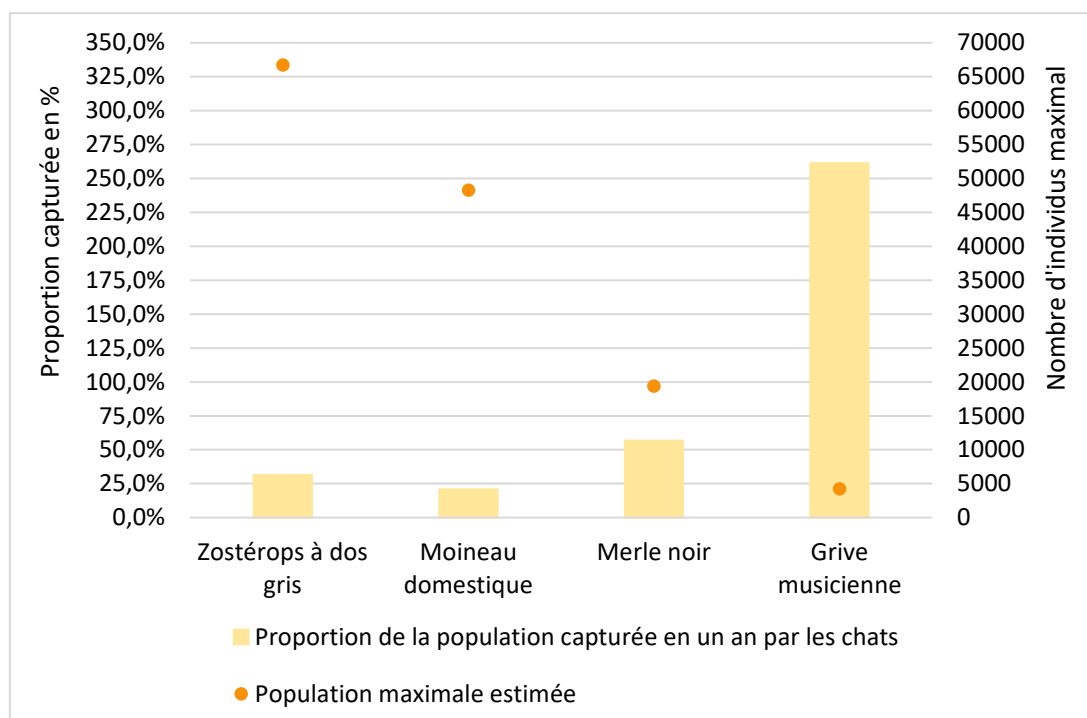
Tableau 94 : Estimation des proportions minimales et maximales d'individus de 6 espèces d'oiseaux capturés par des chats domestiques dans une zone de la ville de Reading au cours du printemps (source : Thomas *et al.*, 2012).

Espèce	Proportion minimale d'individus capturés	Proportion maximale d'individus capturés	Densités d'individus mesurées (oiseaux par km ²)	Densité pour laquelle la proportion d'individus capturée était la plus importante (oiseaux par km ²)
Merle noir	0 à 90 %	0 à 120 %	750 à 1380	1150
Mésange bleue	0 à 15 %	0 à 17 %	800 à 1950	1950
Accentueur mouchet	0 à 66 %	0 à 75 %	200 à 430	240
Mésange charbonnière	0 à 22 %	0 à 40 %	620 à 1350	1100
Moineau domestique	0 à 66 %	0 à 102 %	180 à 2200	700
Rouge-gorge familier	0 à 22 %	0 à 25 %	900 à 1600	1600

Van Heezik *et al.* (2010) ont déterminé l'importance de la prédation du Chat domestique à Dunedin (Nouvelle-Zélande). Leurs travaux ont porté sur trois zones résidentielles de la ville : la première caractérisée par des maisons avec de grands jardins composés d'arbres, de buissons et de pelouses, la seconde par un habitat pavillonnaire avec des petits jardins composés principalement de pelouse et la troisième avec des pavillons et des petits immeubles rattachés à des petits jardins. Ils ont questionné des propriétaires de chat sur la prédation d'oiseaux par leur animal et ont déterminé l'abondance de certaines espèces dans chaque zone (174 points d'observation). Puis ils ont déterminé la proportion d'individus de 4 espèces capturée annuellement par les chats dans chaque zone (figure 96). Les félins rapportaient en moyenne 13 proies par an au domicile mais la répartition était inégale, car pour seulement la moitié d'entre eux, ce chiffre excédait 4 proies. Dans la zone résidentielle la plus pauvre en jardins, 38 % des chats avaient rapporté au moins une proie soit significativement moins que dans les autres zones où 78 % des chats étaient concernés. Les chats contribuaient à la réduction des 4 espèces d'oiseaux ciblées. La Grive musicienne

et le Merle noir étaient les plus impactées contrairement au Moineau domestique (figure 96). La pression de prédation était surtout importante dans les zones résidentielles avec des pavillons ou des maisons dotées de jardin, où les chats pouvaient sortir plus souvent et plus facilement. Cette étude ne dit rien sur le rôle de prédateur que le chat pourrait exercer en milieu rural à titre de comparaison.

Figure 96 : Population estimée de 4 espèces d'oiseaux nichant dans la ville de Dunedin et proportion de cette population capturée en un an par l'ensemble des chats de la ville (source : van Heezik *et al.*, 2010).



Calcul réalisé en plusieurs étapes :

- Calcul du nombre de chats chasseurs: multiplication du nombre total de foyers par la proportion de foyers possédant un chat et par le nombre moyen de chats chasseurs dans les foyers participant au sondage.
- Calcul du nombre d'oiseaux d'une espèce capturés par les chats : multiplication du nombre de chats chasseurs par la proportion de chats chassant l'espèce en question et par le nombre d'individus de l'espèce capturés par chat.
- Calcul de la proportion d'oiseaux d'une espèce capturés : division du nombre d'individus capturés par le nombre d'individus estimé d'après les observations.

Les résultats de Thomas *et al.* (2012) et van Heezik *et al.* (2010) concordent avec ceux de Sims *et al.* (2008), relevant la pression de prédation importante exercée par le Chat domestique sur certaines espèces d'oiseaux. Cette forte pression peut expliquer des diminutions à la fois de leurs effectifs mais aussi de la biodiversité de l'avifaune localement.

3. Pression de prédation exercée sur les œufs et les oisillons urbains

a) *Les effectifs des oiseaux prédateurs généralistes consommant œufs et oisillons sont importants en milieu urbain*

Jerzak (2001) s'est intéressé à l'évolution des populations de pies bavardes urbaines et rurales de l'Ouest de la Pologne au cours du XX^e siècle. L'auteur a relevé à chaque printemps pendant 14 années consécutives, le nombre de leurs nids sur des sites ruraux, périurbains et en centre-ville. Ses résultats ont montré que le nombre de couples reproducteurs a augmenté partout au cours de cette période (tableau 95). Cette croissance a été plus rapide dans les zones périurbaines et les effectifs les plus importants étaient observés dans les centres-villes (tableau 95). La population rurale a crû mais moins rapidement pour culminer à de plus faibles niveaux à la fin de l'étude (tableau 95). Ce sont les villes entourées de forêts ou d'un mélange de forêts et de paysage agricole qui ont connu les plus fortes croissances démographiques.

Tableau 95 : Taux de croissance annuel entre 1982 et 1995 et densité de couples reproducteurs en 1995 dans des populations de pies bavardes de l'ouest de la Pologne (source : Jerzak, 2001).

Site	Paysage entourant le site	Taux de croissance annuel	Densité de couples reproducteurs en 1995 (nombre de couples par km ²)
Rural	Agricole	0,5 %	0,5
Périurbain 1	Agricole	0,5 %	5,7
Périurbain 2	Agricole et forestier	41,7 %	3
Périurbain 3	Forestier	2,8 %	2,9
Périurbain 4	Agricole et forestier	39,6 %	7
Urbain 1	Agricole et forestier	4,4 %	7,3
Urbain 2	Forestier	10,4 %	1,8
Urbain 3	Agricole et forestier	4,8 %	2,2
Urbain 4	Agricole	2,8 %	6
Urbain 5	Agricole	6,7 %	9,6
Urbain 6	Forestier	4,6 %	6,2
Urbain 7	Agricole	7,7 %	4,9
Urbain 8	Forestier	12,8 %	16,9

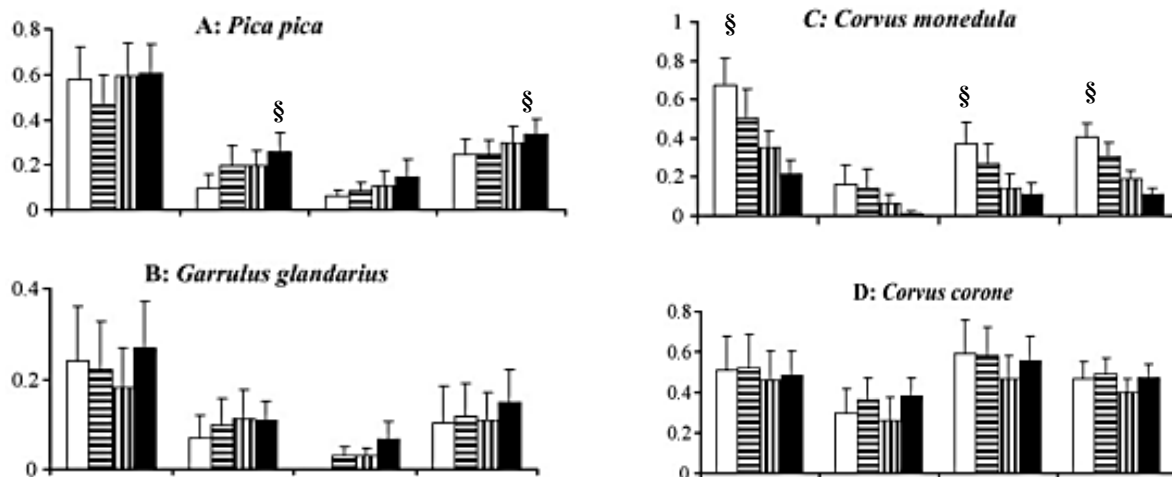
Jerzak (2001) a également compilé des données démographiques sur cette espèce dans plusieurs villes européennes. Entre 1975 et 1997, de nombreuses populations urbaines de pies bavardes ont également connu une forte croissance en Europe (tableau 96). Elles peuvent exercer une pression de prédation assez importante sur les oiseaux dans les villes si elles se nourrissent en quantité importante d'œufs et d'oisillons.

Tableau 96 : Croissance de populations urbaines de Pie bavarde en Europe entre 1975 et 1997 (source : Jerzak, 2001).

Ville	Taux de croissance
Berlin Ouest (Allemagne)	Densité augmentée de 5,8 % en un an
Slupsk (Pologne)	Nombre augmenté de 9,8 % en un an
Manchester (Royaume-Uni)	Nombre augmenté de 10,3 % en 2 ans
Poznań (Pologne)	Densité augmentée de 10,4 à 28 % sur 19 ans
Dublin (Irlande)	Densité augmentée de 13 % en 13 ans
Osnabruck (Allemagne)	Nombre augmenté de 280 % en 9 ans
Varsovie (Pologne)	Densité augmentée de 900 % en 13 ans

Cette tendance se trouvait confirmée en Italie à peu près au même moment. Sorace et Gustin, (2009) avaient estimé dans 27 villes la fréquence de prédateurs généralistes, caractérisés par un régime alimentaire diversifié (omnivorie) et un grand opportunisme, pillant notamment volontiers les nids pour consommer œufs et oisillons. A ce titre ils ont inclus la Pie bavarde (*Pica pica*), la Corneille noire (*Corvus corone*), le Geai des chênes (*Garrulus glandarius*) et le Chouca des tours (*Corvus monedula*). Leurs résultats sont présentés aux figures 97.

Figures 97 : Fréquence d'observation de 4 espèces de Corvidés dans différentes zones de villes italiennes, en fonction de la taille de la ville (source : Sorace et Gustin, 2009).



L'axe vertical présente la fréquence d'observation de l'espèce et l'axe horizontal regroupe les résultats en fonction de la taille des villes dans l'ordre suivant : petite ville, ville moyenne, grande ville et totalité des villes.

Le symbole § indique que la fréquence est significativement différente dans la zone que dans les autres zones de la ville



Excepté le geai, les corvidés occupaient 35 à 50 % des carrés des centres-villes (figures 97). La Pie bavarde était plus fréquemment rencontrée dans les zones périurbaines des villes moyennes (figure 97a). Le Geai des chênes était surtout fréquent dans les zones périurbaines et dans les petites villes (figure 97b). Le Choucas des tours était plus fréquemment rencontré dans les centres-villes sauf dans les villes moyennes (figure 97c). La Corneille noire occupait toutes les zones sans distinction notable (figure 97d). Ces prédateurs généralistes étaient donc très présents dans les villes italiennes, surtout les plus petites, et ce de manière assez homogène. Ils pourraient exercer une pression de prédation significative sur les œufs et les oisillons des autres oiseaux.

b) *Les nids sont peu victimes de prédation en milieu urbain*

Bien que les prédateurs généralistes ou opportunistes aviaires soient nombreux en milieu urbain, leur pression de prédation sur les nids d'oiseaux apparaît paradoxalement comme assez faible, dans tous les cas, pas plus importante qu'en milieu rural. Le rapport, en milieu urbain, entre nombre de prédateurs de nids et nombre de nids d'oiseaux pourrait expliquer cette situation, aboutissant à des pillages proportionnellement moins nombreux qu'à la campagne. Les prédateurs de nids présents en milieu urbain sont des opportunistes qui ne se spécialisent pas sur ce type de proies et n'en consomment qu'à l'occasion. De plus, ils peuvent aussi, à l'instar de la Pie bavarde, exploiter les déchets alimentaires d'origine anthropique. L'augmentation de sa population ne fait donc pas forcément décliner le nombre d'oisillons à l'envol.

Vincze *et al.* (2017) ont réalisé une méta-analyse sur 51 publications traitant de la mortalité et de la prédation dans les nids d'oiseaux selon un gradient d'urbanisation afin de comparer l'impact sur les couvées urbaines *versus* rurales. Les zones d'étude étaient classées en 5 catégories :

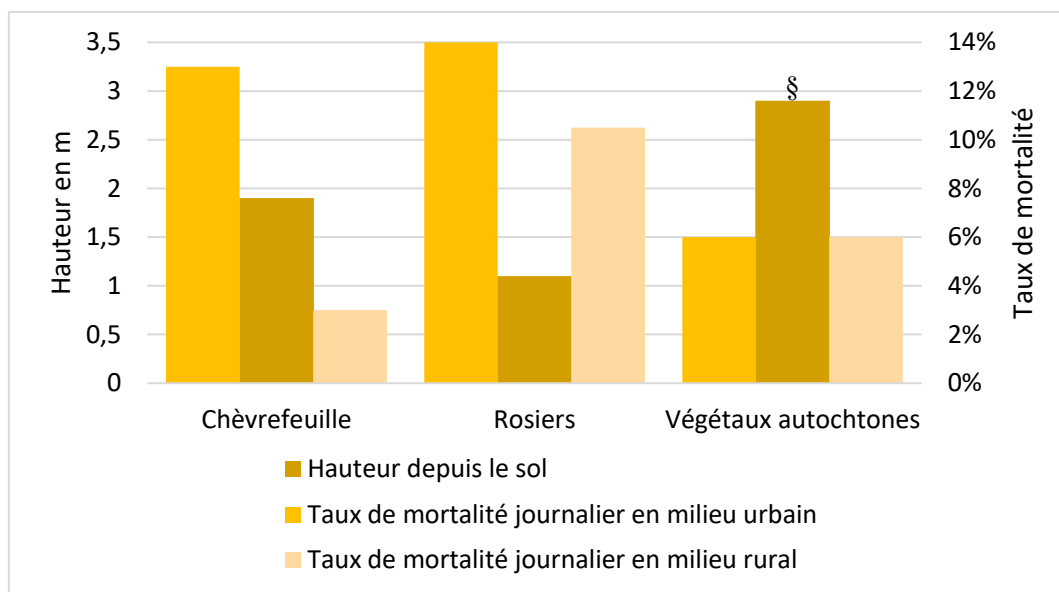
- Milieu sauvage naturel : grande zone forestière ou herbeuse de plus de 200 ha sans aucune présence humaine ;
- Zone rurale : paysage dominé par l'agriculture ou la sylviculture peu dense en habitants (moins de 2,5 par hectare).
- Zone à la frontière du périurbain : zone à proximité d'une ville ou d'une zone industrielle peu dense en habitants (moins de 2,5 par hectare) et dont la surface est peu artificialisée (moins de 20 % de la surface).
- Zone périurbaine : zone de densité d'habitants moyenne (2,5 à 10 par hectare) et dont la surface est moyennement artificialisée (20 à 50 %).
- Zone urbaine : zone comptant une forte densité d'habitants (plus de 10 par hectare) et dont la surface est fortement artificialisée (plus de 50 %).

Aucune relation significative n'a pu être établie entre le score d'urbanisation et la survie des oisillons. Cependant, en distinguant les études menées avec des nids artificiels et celles portant sur des nids naturels, les auteurs ont constaté que ces derniers étaient moins victimes de prédation dans les zones les plus urbanisées. La probabilité qu'un couple ne produise aucun oisillon à l'envol à cause de la prédation diminuait avec le taux d'urbanisation.

Même si la pression de prédation sur couvées semble moindre en milieu urbain, elle pourrait être influencée par l'environnement autour du nid, notamment par la végétation dans laquelle il est aménagé. Borgmann et Rodewald (2004) ont évalué le succès reproducteur de Cardinaux rouges (*Cardinalis cardinalis*) et de Merles d'Amérique dans 12 sites de l'Ohio (Etats-Unis d'Amérique) durant 3 saisons consécutives. Ils ont construit un gradient d'urbanisation et enregistré les caractéristiques de la végétation périphérique au nid. Les auteurs ont noté que 52 % des nids étaient construits dans des végétaux exotiques,

(chèvrefeuille *Lonicera spp.* ou rosier *Rosa spp.*). A l'échelle de tous les sites, le taux de prédation des œufs et des oisillons ne variait ni selon les caractéristiques du site ni selon l'espèce du végétal abritant le nid. Cependant dans les sites urbains, le taux de prédation était plus important quand le nid était placé dans un végétal exotique. Sur les végétaux autochtones les nids étaient placés significativement plus haut que sur les supports exotiques, ce qui leur permettait sûrement d'être moins accessibles aux prédateurs Mammifères (figure 98).

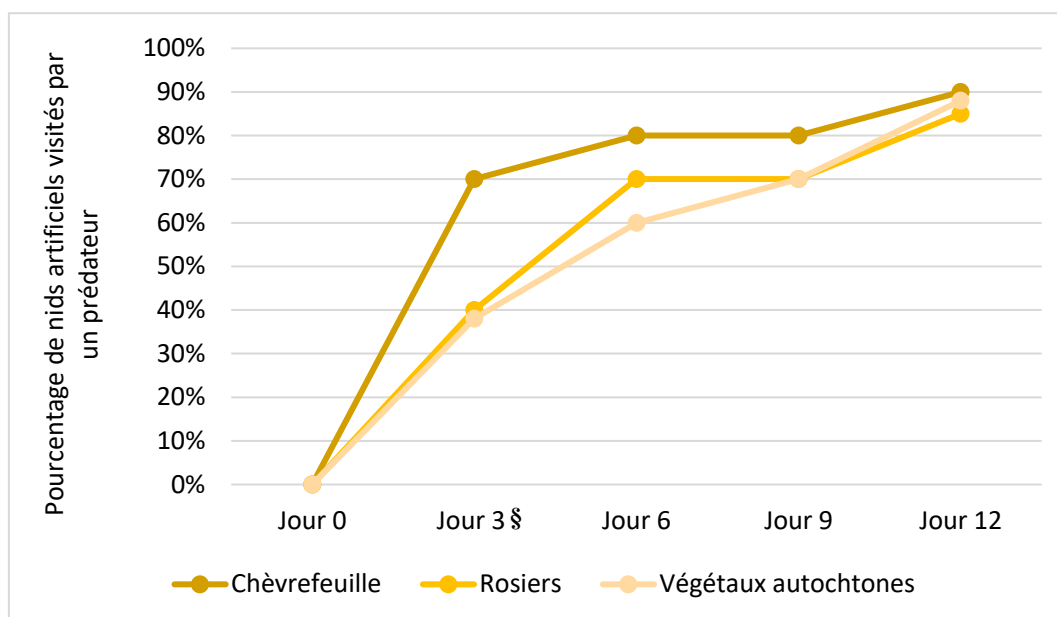
Figure 98 : Caractéristiques du positionnement des nids de cardinaux rouges et de merles d'Amérique en zone urbanisée en fonction du végétal où ils sont placés (source : Borgmann et Rodewald, 2004).



Le symbole § indique que la différence est significative entre cette famille végétale et les autres familles de végétaux.

Les auteurs ont également disposé, à la même hauteur, des anciens nids de cardinaux rouges et de merles d'Amérique contenant des œufs artificiels sur différents végétaux. Un nid était considéré comme « visité » par un prédateur si un des faux œufs manquait, ou était abimé (égratignure ou trace de coup de bec). Dans les sites de même gradient d'urbanisation, le pourcentage de nids visités par un prédateur variait significativement le 3^e jour en fonction de l'origine et de l'espèce du végétal sur lequel ils étaient posés (figure 99). A partir du 6^e jour, presque tous les nids avaient été visités. Les prédateurs de nids étant souvent généralistes, ils semblaient s'adapter plutôt bien à la nouveauté que constituait la présence de végétaux allochtones.

Figure 99 : Pourcentage de nids artificiels visités par des prédateurs en milieu rural en fonction du végétal où ils ont été placés (source : Borgmann et Rodewald, 2004).



Le symbole § indique une différence significative entre les végétaux ce jour-là.

C. Prévalence des agents pathogènes et des maladies en milieu urbain

1. Prévalence des infections virales en milieu urbain

Peu d'études ont été réalisées pour comparer la prévalence des virus aviaires entre milieux urbain et rural.

Une étude a porté sur la prévalence de la variole aviaire due à un *Poxvirus* chez le Roselin familial. Un oiseau infecté présente des lésions croûteuses autour des yeux, sur le bec, les ailes et les doigts. Les lésions peuvent d'ailleurs provoquer la perte de ces derniers. Le virus se transmet par contact rapproché entre individus. Giraudeau *et al.* (2014) ont capturé des Roselins familiaux mâles au niveau de 7 sites de la métropole de Phoenix (Etats-Unis d'Amérique). Les auteurs ont calculé la prévalence de la variole chez les oiseaux et noté la sévérité des symptômes à l'aide du score suivant :

- 0 = pas de lésions ;
- 1 = une petite lésion sur la tête ou sur les doigts ;
- 2 = plusieurs petites lésions sur la tête ou sur les doigts ;
- 3 = une très grosse lésion sur la tête ou sur les doigts ;
- 4 = plusieurs grosses lésions sur la tête et sur les doigts.

Les auteurs ont par ailleurs attribué un score d'urbanisation (proportion de surface urbanisée ; pourcentages de surface végétalisée, de surface cultivée, de surface couverte par de l'eau) à la zone de capture de chaque animal. La prévalence de la variole était significativement plus élevée dans les zones les plus densément peuplées par les humains et les plus artificialisées, donc les plus urbanisées (tableau 97). Les Roselins familiaux semblaient se transmettre facilement le virus dans ce milieu qu'en milieu rural, à la faveur

d'une densité plus importante ou de rassemblements plus fréquents, aux points de nourrissage par exemple. Cependant les résultats portaient sur le nombre d'individus symptomatiques et non celui des infectés. Une analyse comparative élargie à cette dernière catégorie entre contextes urbain et rural permettrait d'approfondir nos connaissances de cette maladie dans l'avifaune. Elle permettrait de savoir si le nombre accru de symptomatiques urbains est dû à une augmentation de la transmission ou à une augmentation de la sensibilité des oiseaux au virus, à cause d'un système immunitaire défaillant par exemple.

Une étude s'est intéressée à la prévalence de l'infection par le virus West Nile, vectorisé par des moustiques, chez plusieurs espèces de passereaux. La mortalité induite par ce virus est très importante dans l'avifaune américaine du fait de la forte virulence de la souche introduite relativement récemment sur le continent nord-américain (Bradley *et al.*, 2008).

Bradley *et al.* (2008) ont capturé pendant 3 saisons de reproduction successives des passereaux au niveau de 14 sites de la métropole d'Atlanta (Etats-Unis d'Amérique) qui différaient par leur taux d'urbanisation et leur distance au centre-ville d'Atlanta. Ils ont prélevé du sang pour rechercher les anticorps dirigés contre le virus West Nile rendant compte d'une contamination survenue entre 3 semaines et plusieurs années avant la capture. Sur l'ensemble de l'échantillon, 14,6 % étaient séropositifs avec cependant des fortes variations entre les différentes espèces et zones. La proportion de séropositifs était plus importante en milieu urbain y compris chez le Cardinal rouge, espèce comptant le plus de positifs (tableau 97). La mesure du taux d'anticorps rend davantage compte du nombre d'individus contaminés ayant survécu face à ce virus particulièrement virulent. Il était cependant impossible de savoir si le nombre d'individus infectés était plus important en ville ni si les moustiques anthropophiles y étaient eux-mêmes plus abondants, ce qui favoriserait la transmission virale. L'étude ne permet donc pas de savoir si le virus était plus fréquemment transmis dans le milieu urbain ou si les individus urbains survivaient davantage grâce à une meilleure immunité ou à la plus grande disponibilité de ressources alimentaires d'origine anthropiques.

Tableau 97 : Prévalence de roselins familiers symptomatiques de la variole du canari près de Phoenix et prévalence de passereaux séropositifs au virus West Nile près d'Atlanta.

Etude	Espèce	Virus	Prévalence zone rurale	Prévalence zone urbaine
Giraudeau <i>et al.</i> (2014)	Roselin familier	Canarypox virus	0 % d'individus symptomatiques dans la zone la plus rurale	7 et 30 % d'individus symptomatiques dans les 2 zones les plus urbaines
Bradley <i>et al.</i> , (2008)	Plusieurs espèces de passereaux	Virus West Nile	9,6 % d'individus séropositifs en moyenne dans les zones rurales	18,5 % d'individus séropositifs en moyenne dans les zones urbaines

Les différences sont significatives dans les 2 études.

2. Prévalence des agents pathogènes bactériens hébergés par les oiseaux urbains

Yersinia enterocolitica et *Yersinia pseudotuberculosis* sont des bactéries hébergées dans le tractus digestif des oiseaux, très souvent de manière asymptomatique. Quand *Yersinia enterocolitica* se multiplie fortement une entérite plus ou moins grave se manifeste. La pseudotuberculose, due à une infection par *Yersinia pseudotuberculosis*, provoque quant à elle chez les oiseaux non immunisés une inflammation des ganglions intestinaux, puis du foie, des poumons et de la rate. Les cas restent sporadiques* dans les populations immunes, suite à une exposition à ces micro-organismes. Des épizooties* de pseudotuberculoses peuvent survenir au sein de populations naïves associées à des fortes mortalités (ANSES, 2017; Institut Pasteur, 2016; Public Health Agency of Canada, 2012).

Rouffaer *et al.* (2017) ont étudié la relation entre le Moineau domestique et les bactéries du genre *Yersinia* en fonction du milieu de vie. Ils ont capturé des moineaux domestiques dans des zones urbaines, périurbaines et rurales des régions de Gand, Anvers et Louvain (Belgique). Ils les ont pesés, ont mesuré la longueur du tarso-métatarse, calculé leur SMI et ont récupéré des échantillons fécaux par écouvillonnage au niveau du cloaque*. Des cultures en milieu enrichi ont permis d'isoler des bactéries, incluant *Yersinia pseudotuberculosis* et *Yersinia enterocolitica*. Les colonies isolées ont ensuite été identifiées par PCR. Ils ont ensuite comparé la prévalence de ces 2 bactéries en prenant en compte le SMI, le taux d'urbanisation de la zone de capture, la température mesurée au moment de la capture et le degré de domination de la zone par des populations aviaires granivores (tableau 98). Pour ce faire ils ont attribué à chaque espèce recensée dans la zone un score de régime granivore, 0 étant « animal non granivore », 0,5 étant « animal fréquemment granivore » et 1 étant « animal purement granivore ». La prévalence des 2 bactéries ne variait pas de la même manière en fonction des paramètres environnementaux (tableau 98).

Tableau 98 : Prévalence de *Y.enterocolitica* et *Y.pseudotuberculosis* chez des moineaux domestiques des Flandres belges en fonction de l'environnement (source : Rouffaer *et al.*, 2017)

	<i>Yersinia enterocolitica</i>	<i>Yersinia pseudotuberculosis</i>
Prévalence dans tout l'échantillon de moineaux	31 %	2 %
Influence du SMI des moineaux sur la prévalence	Pas d'influence	Pas d'influence
Influence du degré de domination de la zone par des populations aviaires granivores sur la prévalence	Diminution de la prévalence importante avec l'augmentation de ce degré	Augmentation de la prévalence avec l'augmentation de ce degré
Influence de la température extérieure sur la prévalence	Augmentation de la prévalence avec la diminution de la température	Pas d'influence
Influence de l'urbanisation sur la prévalence	Prévalence moins importante dans les zones périurbaines. Prévalence d'importance égale dans les milieux ruraux et urbains.	Prévalence plus importante dans les zones périurbaines.

Y. enterocolitica infectaient très fréquemment les moineaux, contrairement à *Y. pseudotuberculosis*. La première se transmettait par l'intermédiaire de toutes les espèces de l'avifaune et surtout quand il faisait froid. La seconde circulait surtout par le biais des espèces granivores. Les moineaux urbains étaient donc fréquemment infectés par *Y. enterocolitica* mais pas plus que leurs conspécifiques ruraux.

Salmonella enterica est naturellement présente dans le tractus digestif de certains oiseaux, et se transmet par les fientes ou par l'intermédiaire d'autres animaux, incluant l'Homme. A la faveur d'une dysbiose, d'une contamination massive ou d'une baisse d'immunité, ces bactéries prolifèrent et colonisent le tractus digestif, entraînant une salmonellose caractérisée par des troubles entériques importants tels que des diarrhées sévères. Une diffusion par voie hématogène peut conduire à une septicémie et des défaillances systémiques. C'est une maladie zoonotique potentiellement mortelle chez les animaux et les humains. Elle peut impacter les populations d'oiseaux lors d'épizooties* caractérisées par une forte mortalité (Lohmann Breeders, 2021). Connaître la prévalence des salmonelles chez les oiseaux sauvages a un donc un intérêt pour estimer cette menace.

Grigar *et al.* (2016) ont évalué la prévalence de *Salmonella enterica* dans une population urbaine de Quiscales à longue queue (*Quiscalus mexicanus*) et d'autres espèces d'oiseaux communes. Ils ont procédé à des séries de capture dans la ville de College Station (Texas, Etats-Unis d'Amérique), ont placé les oiseaux individuellement dans des grands sacs afin de récolter des fientes ou de les prélever directement dans le cloaque*. Après mise en culture, les colonies de salmonelles ont été isolées puis identifiées, en déterminant espèce et sérotype* par PCR. Un seul sérotype* (Typhimurium) a été observée dans cette étude. La prévalence de ces bactéries était modérée chez les quiscales à longue queue comme chez les autres oiseaux (tableau 99). Si ce sérotype semblait circuler au sein de l'avifaune locale, son impact sur cette population demeurerait inconnu en l'absence d'étude plus poussée sur la mortalité notamment.

Les travaux de Rouffaer *et al.* (2016) montrent que les populations d'oiseaux urbaines ne constituent pas toujours un réservoir de salmonelles. Des épizooties* de salmonellose avec forte mortalité demeurent possibles. Soupçonnant une prévalence faible (la cible étant *Salmonella enterica* Typhimurium), les auteurs ont calculé le nombre de moineaux à échantillonner dans les Flandres belges pour pouvoir détecter une valeur inférieure à 1 % avec une certitude de 95 %. Ils ont procédé sur les oiseaux capturés à des prélèvements de fientes pour culture bactérienne et de sang pour rechercher les anticorps dirigés contre le sérotype d'intérêt. Comme attendu, ils ont obtenu une très faible prévalence de cet agent pathogène (tableau 99).

Tableau 99 : Prévalence de *Salmonella enterica Typhimurium* chez des oiseaux de College station et des Flandres belges

Etude	Grigar <i>et al.</i> , 2016	Rouffaer <i>et al.</i> , 2016
Lieu de capture	Lot de parkings de la ville de College Station bordant des restaurants, des commerces et des stations essence.	36 sites ruraux, périurbains et urbains des régions de Gand, Anvers et Louvain
Nombre d'individus capturés	114 oiseaux dont 76 quiscales à longue queue	364 moineaux domestiques
Taille de la population estimée	2200 quiscales à longue queue dans un rayon de 9 hectares autour du lot de parking (55 arbres hébergeant environ 40 oiseaux).	1 million de moineaux domestiques dans la région des Flandres belges
Prévalence de <i>Salmonella enterica Typhimurium</i> mesurée dans l'échantillon	1,8 % dans l'échantillon aviaire total. 2,6 % dans l'échantillon de quiscales à longue queue.	Aucune <i>Salmonella enterica</i> identifiée. 1 individu présentant des anticorps anti <i>Salmonella enterica Typhimurium</i> DAB69 Les auteurs estiment une prévalence inférieure à 1 % dans l'échantillon
Prévalence de <i>Salmonella enterica Typhimurium</i> estimée dans la population (intervalle de confiance à 95 %)	0,3 à 6,2 % dans la population aviaire totale. 0,3 à 9,2 dans la population de quiscales à longue queue.	0 à 1,3 %

3. Prévalence des parasites en milieu urbain

Delgado-V. et French (2012) ont analysé 73 études portant sur la prévalence des parasites des oiseaux réalisées dans 24 pays et 60 villes différentes. Les résultats globaux ne permettaient pas de mettre en évidence un lien entre degré d'urbanisation et prévalence parasitaire. Il existait de nombreuses variations en fonction du lieu d'étude, de l'espèce d'oiseau et du parasite.

La suite de cette partie présente quelques études réalisées sur la prévalence de parasites des oiseaux en milieu urbain. Une partie des résultats est compilée dans le tableau 100 et rend compte de la variabilité des constats. Le milieu urbain ne constitue pas forcément un endroit plus propice à la propagation des parasites que le milieu rural ni un endroit où les oiseaux seraient davantage protégés.

Tableau 100 : Prévalence des parasites des oiseaux dans des populations aviaires en milieu urbain et en milieu rural

Etude	Espèce	Parasites	Observations en milieu urbain	Observations en milieu rural
Dulisz <i>et al.</i> , 2021	Moineau domestique	Champignons	Prévalence de 86 % # 15 espèces # 54% de porteurs de <i>Candida krusei</i> # 10% de porteurs de <i>Candida albicans</i> #	Prévalence de 92 % 22 espèces 32% de porteurs de <i>Candida krusei</i> 24% de porteurs de <i>Candida albicans</i>
Giraudeau <i>et al.</i> , 2014	Roselin familial	Coccidies du genre <i>Isospora</i>	80 à 85% d'excréteurs et 70 à 300 coccidies par échantillon dans les 2 zones les plus urbanisées #	35% d'excréteurs et en moyenne 6 coccidies par échantillon dans la zone la moins urbanisée.
Sitko et Zaleśny, 2014	Merle noir	Helminthes	Echantillon : prévalence de 85,1 % # Population : prévalence de 78,2 à 91,9 % (confiance de 95%) #	Echantillon : prévalence de 97,2 % Population : prévalence de 94,9 à 99,4 % (confiance de 95 %)
Evans <i>et al.</i> , 2009	Merle noir	Tiques	14 % # 0,32 tiques par animal #	59 % 5,18 tiques par animal
Sáez-Ventura <i>et al.</i> , 2022	Chevêche des terriers	Larves de Laelapidae	Prévalence de 1,40 % #	Prévalence de 0,35 %
		Puce <i>Polygenis platensis</i>	Prévalence de 0,82 % #	Prévalence de 2,69 %
		Poux broyeur <i>Strigiphilus speotyti</i> et <i>Colpocephalum pectinatum</i>	Prévalence de 4,67 %	Prévalence de 4,09 %
Valkiūnas <i>et al.</i> , 2006	Moineau domestique	<i>Plasmodium</i>	Prévalence de 2,8 %	Prévalence de 11,8 %
		<i>Leucocytozoon</i>	Prévalence de 2,8 %	Prévalence de 0 %
		<i>Isospora</i>	Prévalence de 11,1 %	Prévalence de 17,6 %
		<i>Hepatozoon</i>	Prévalence de 0 %	Prévalence de 0 %
		Microfilaires	Prévalence de 0 %	Prévalence de 5,9 %
Bichet <i>et al.</i> , 2014	Moineau domestique	<i>Plasmodium relictum</i>	Prévalence de 35,41 %	Prévalence de 39,42 %
Belo <i>et al.</i> , 2011	122 espèces brésiliennes (676 oiseaux)	<i>Plasmodium</i> et <i>Haemoproteus</i>	Prévalence de 56,2 % #	Prévalence de 42,2 % (Lajeado) # Prévalence de 58,3 % (Cantao) #

Le dièse # indique que la différence est significative entre les 2 milieux.

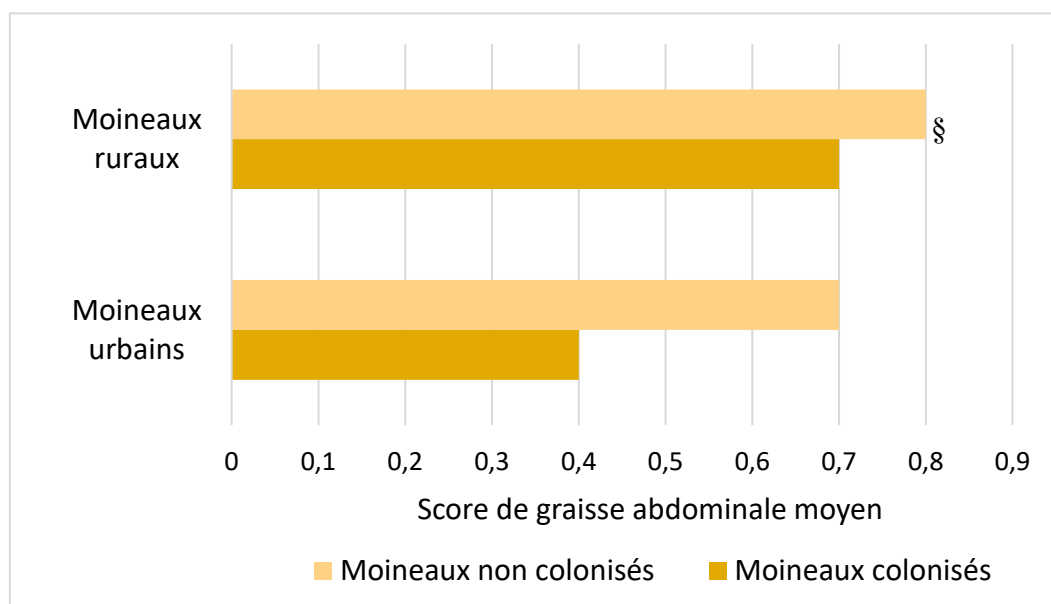
a) *Prévalence des endoparasites non sanguins chez les oiseaux en milieu urbain*

(1) **Prévalence des endoparasites fongiques**

Les champignons peuvent coloniser la peau, les plumes et les organes internes des oiseaux. Ils sont alors soit éliminés par l'organisme soit y persistent sans lui causer de dommages ou soit provoquent des mycoses à la faveur d'une baisse d'immunité notamment (Dulisz *et al.*, 2021).

Dulisz *et al.* (2021) ont testé l'hypothèse selon laquelle les moineaux domestiques urbains seraient plus souvent infectés par des champignons que leurs conspécifiques ruraux, en raison d'une immunité altérée par leur environnement. Les auteurs ont capturé des oiseaux sur 3 sites en zone résidentielle d'Olsztyn (Pologne) et dans 5 villages distants. Un score d'engraissement (de 0 = absence de graisse abdominale à 5 = volumineux dépôts adipeux) a été établi et des prélèvements par écouvillonnage réalisé au niveau de la cavité buccale et du cloaque* pour culture mycologique et identification. Une importante proportion (89 %) des moineaux de l'échantillon présentaient des résultats positifs. Prévalence et nombre d'espèces fongiques étaient globalement équivalentes quelle que soit leur origine des oiseaux (tableau 100). Toutefois *Candida krusei* était plus fréquemment identifié chez les individus urbains alors que *Candida albicans* l'était plus souvent chez les spécimens ruraux (tableau 100). Enfin, les oiseaux urbains présentant un score d'engraissement faible étaient plus fréquemment colonisés par des champignons que les individus urbains en meilleure condition corporelle ce qui pourrait refléter une immunité moindre des animaux plus maigres dans ce milieu (figure 100).

Figure 100 : Score de graisse abdominale de moineaux domestiques polonais urbains et ruraux colonisés ou non par des champignons (source : Dulisz *et al.*, 2021).



Le symbole § indique une différence significative entre les moineaux colonisés et non colonisés.

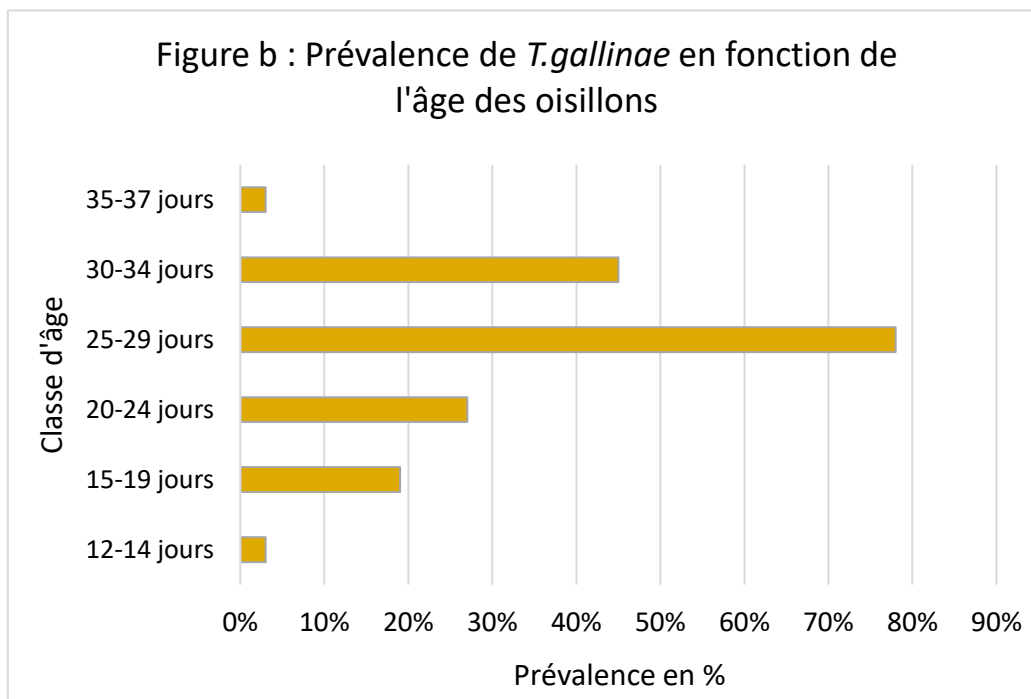
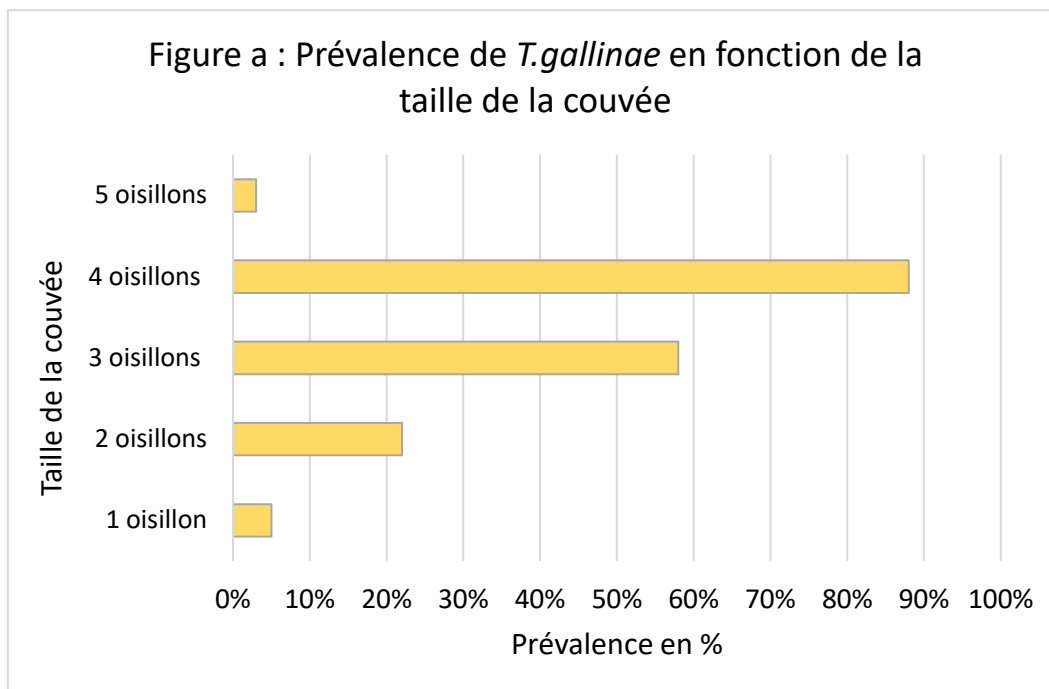
(2) Prévalence de *Trichomonas gallinae* chez les oisillons

Trichomonas gallinae, est un protozoaire responsable de la trichomonose aviaire, présent dans le système digestif, surtout au niveau du jabot et de l'œsophage, qui peut occasionner une très forte réaction inflammatoire à l'origine de lésions obstructives susceptibles d'empêcher l'individu de s'alimenter (Boal et Mannan, 1999).

En étudiant le succès reproducteur des Eperviers de Cooper en Arizona (Etats-Unis d'Amérique), Boal et Mannan (1999) ont remarqué que la mortalité induite par la trichomonose chez leurs oisillons était plus importante dans la ville de Tucson que dans une zone naturelle sauvage. Pendant 3 saisons de reproduction consécutives, ils ont récupéré et autopsié les cadavres des oisillons comme des adultes. Plus de la moitié (51 %) des jeunes éperviers de Tucson succombait avant l'envol, dont près de 80 % des suites de la trichomonose. La mortalité infantile était beaucoup plus faible (5 %) en milieu naturel et *Trichomonas gallinae* n'était détecté dans aucun cadavre. Parmi les juvéniles émancipés et les adultes retrouvés morts dans les 2 zones, seuls 2,3 % étaient atteints de trichomonose et uniquement dans Tucson. Le parasite circulait apparemment silencieusement chez les adultes urbains qui le transmettaient à leurs oisillons. Il est très commun chez les Colombidés, qui font partie des proies des éperviers. Les Eperviers de Cooper auraient donc pu se contaminer en consommant des oiseaux infestés qui sont plus nombreux dans la ville de Tucson.

Krone *et al.*, (2005) ont justement voulu savoir si la forte consommation en milieu urbain de Colombidés fréquemment porteurs de *Trichomonas gallinae*, pouvait affecter les autours des palombes (*Accipiter gentilis*), installés dans les zones périurbaines et urbaines de Berlin (Allemagne). Ils ont inspecté leurs nids pendant 4 saisons de reproduction dans des zones périurbaines ou urbaines afin de dénombrer les oisillons et inspecter leur cavité buccale à la recherche de lésions caséeuses blanches de stomatite caractéristiques d'une infection par *Trichomonas gallinae*. Ils ont écouvillonné cavité buccale et œsophage pour mise en culture. La prévalence de *Trichomonas gallinae* s'est avérée très importante avec 65,1 % de prélèvements positifs, répartis dans 80 % des nids. Ce résultat ne différait pas d'une année sur l'autre mais variait à l'échelle du nid en fonction du nombre d'oisillons et de leur âge (figures 101). En dépit de cette forte prévalence, seuls 4,5 % des oisillons testés présentaient des lésions évocatrices sur la totalité de la période de reproduction. Le taux de létalité était relativement faible : 17 % des oisillons atteints de trichomonose sont morts soit 1,2 % des oisillons testés positifs. A l'échelle de la population, seulement 0,7% des oisillons sont décédés de trichomonose.

Figures 101 : Prévalence de *Trichomonas gallinae* chez des oisillons d'autours des palombes de Berlin en fonction de la taille de la couvée et de leur âge (source : Krone *et al.*, 2005)



(3) Prévalence des coccidies

Giraudeau *et al.* (2014), se sont aussi intéressés aux coccidies du genre *Isospora*, des protozoaires intestinaux responsables de diarrhée mais surtout d'une mauvaise absorption des nutriments par les cellules intestinales qui se manifeste par une mauvaise condition physique chez les adultes et un retard de croissance chez les jeunes. Ces parasites se transmettent par contact avec des fientes contaminées par des oocystes. Les auteurs ont placé des rosélins familiers capturés à Phoenix et ses environs (Etats-Unis d'Amérique) dans des cages individuelles afin de récolter des fientes, avant de les relâcher. Des coproscopies par la méthode de flottaison ont permis d'estimer la prévalence des coccidies et leur nombre dans chaque échantillon. Les résultats dépendaient du lieu de capture : elles étaient significativement plus importantes dans les lieux les plus urbanisés (tableau 100). Les coccidies se transmettraient donc facilement entre rosélins familiers dans cet environnement où les populations sont plus denses et les rassemblements (sites de nourrissage) plus fréquents.

(4) Prévalence des helminthes

Sitko et Zaleśny (2014) ont évalué la prévalence des helminthes chez les merles noirs de la ville de Přeřov en République Tchèque et dans une forêt distante 15 km. Ils ont collecté pendant 3 ans des carcasses de merles noirs. Les merles ont été emmenés en laboratoire afin d'y pratiquer une autopsie. Au total 320 oiseaux adultes et juvéniles ont été récupérés puis autopsiés afin d'identifier les helminthes découverts. Les niveaux d'infestation étaient les mêmes quels que soit le sexe ou la catégorie d'âge. Trente espèces d'helminthes (nématodes, digènes, cestodes et acantocéphales) ont été identifiées dans les 2 populations. La prévalence était de 93,1 % à l'échelle de l'échantillon global tout en étant significativement plus élevée dans la population forestière (tableau 100). Il en était de même pour chaque groupe d'helminthes, sauf pour les nématodes retrouvés dans les mêmes proportions chez les merles forestiers comme urbains. La charge parasitaire comme la diversité des espèces identifiées étaient également moins importantes chez les spécimens urbains (tableau 101).

Tableau 101 : Nombre d'helminthes et d'espèces d'helminthes identifiés chez des merles noirs tchèques urbains et forestiers (source : Sitko et Zalesny, 2014).

Groupe d'helminthes	Paramètres	Merles urbains	Merles forestiers
Tous les helminthes	Nombre total d'espèces	15	29
	Nombre d'espèces par oiseau	1,78	3,37
	Nombre d'individus par oiseau	68,64	390,28
Digènes	Nombre d'espèces par oiseau	0,35	1,25
	Nombre d'individus par oiseau	21,25	434,56
Cestodes	Nombre d'espèces par oiseau	0,82	1
	Nombre d'individus par oiseau	168,86	437
Nématodes	Nombre d'espèces par oiseau	0,49	0,65
	Nombre d'individus par oiseau	120,66	154
Acantocéphales	Nombre d'espèces par oiseau	0,11	0,46
	Nombre d'individus par oiseau	19	227

Tous les paramètres sont significativement différents entre les 2 populations.

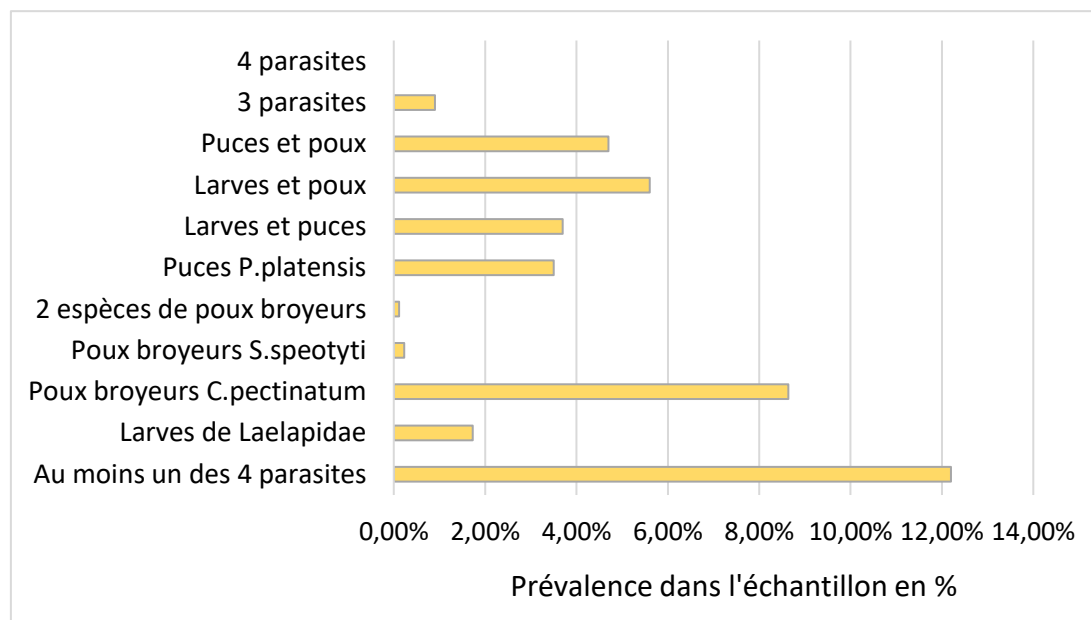
b) Prévalence des ectoparasites des oiseaux en milieu urbain

Evans *et al.* (2009) ont étudié la prévalence des tiques chez des merles noirs capturés dans un rayon de 3 km autour du centre-ville de 11 villes européennes et tunisiennes et dans des zones rurales adjacentes (30-40 km). Toutes les tiques présentes ont été comptabilisées. Aucune influence du sexe ou de l'âge sur leur présence ou leur nombre n'a été constatée. Le nombre d'individus portant des ectoparasites était significativement plus faible en ville qu'en milieu rural (tableau 100). Aucune tique n'a ainsi été relevée sur les merles noirs capturés dans 5 villes (Groningue, Cracovie, Madrid, Montpellier et Szczecin), ce qui ne veut pas dire toutefois qu'aucun oiseau de ces villes n'en portait. Les tiques étaient également significativement plus nombreuses sur les oiseaux ruraux (tableau 100). Les merles urbains vivant dans un environnement moins riche en forêts et friches, étaient moins exposés aux tiques et aux risques associés (anémie, transmission d'agents pathogènes).

Sáez-Ventura *et al.* (2022) ont étudié la diversité des ectoparasites au sein des populations de chevêches en capturant des individus de tous âges pendant 2 saisons de reproduction consécutives dans la ville de Bahia Blanca (Argentine) et les zones rurales

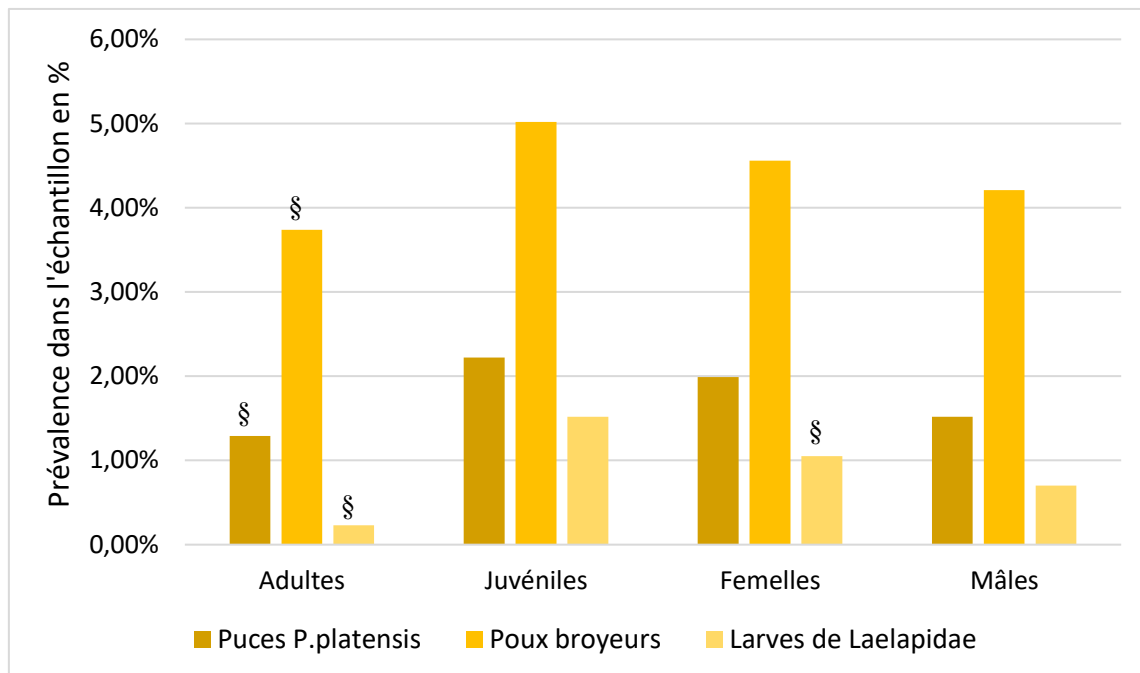
alentours. Ils ont collecté 4 espèces de parasites : des larves d'un acarien de la famille des *Laelapidae*, deux poux broyeur (*Strigiphilus speotyti* et *Colpocephalum pectinatum*), ainsi qu'une puce (*Polygenis platensis*). Parmi les oiseaux échantillonnés 12,2 % hébergeaient au moins une des espèces de parasites mais jamais les 4 à la fois (figure 102).

Figure 102 : Prévalence de 4 espèces d'ectoparasites chez les chevêches des terriers de Bahia Blanca et des zones rurales des alentours (source : Sáez-Ventura et al., 2022).



Les adultes étaient significativement moins fréquemment infestés, tous parasites confondus, que les juvéniles alors que les femelles étaient infestées significativement plus fréquemment par des larves de *Laelapidae* (figure 103). Les puces infestaient significativement moins souvent les chevêches urbaines alors que c'était le contraire pour les larves de *Laelapidae*. La prévalence des 2 espèces de poux broyeurs ne dépendait pas de l'habitat des chouettes échantillonnées (tableau 100). La prévalence des puces et de larves diminuait avec la masse des individus tandis que celle des poux ne variait pas selon ce paramètre. La prévalence de larves de *Laelapidae* et de puces augmentait avec le nombre d'individus occupant le nid tandis que la prévalence des 2 poux suivait le schéma inverse. Il faut noter que les parasites, bien que contaminant les oiseaux par contact physique, ne suivaient pas les mêmes schémas de propagation. Les poux semblaient plutôt fréquents dans les milieux peu densément peuplés alors que les puces et les larves de *Laelapidae* semblaient plus présentes dans les zones plus densément peuplées.

Figure 103 : Prévalence des différents ectoparasites chez les chevêches des terriers de Bahia Blanca et des zones rurales aux alentours en fonction de l'âge et du sexe (source : Sáez-Ventura et al., 2022)



Le symbole § indique une différence significative entre les 2 sexes ou entre les 2 catégories d'âge.

Mori et al. (2019) ont étudié l'impact des espèces d'oiseaux envahissantes et de leur parasitisme sur celui des espèces autochtones. Ils ont analysé la composition des ectoparasites des conures veuves (espèce introduite) et celle des pigeons bisets de Barcelone (Espagne). Ils ont visité chaque cavité et chaque nid occupés par des conures veuves et des pigeons bisets dans les arbres de près de 20 colonies réparties dans toute la ville à l'exception du centre. Oisillons comme adultes ont fait l'objet d'un examen visuel attentif pour récupérer leurs ectoparasites. Quatre espèces de parasites ont été identifiées chez les pigeons : Pou noir (*Ornithonyssus bursa*), Pou du pigeon (*Columbicola columbae*), *Campanulotes bidentatus* (pou) et Mouche du pigeon (*Pseudolynchia canariensis*). Les conures n'étaient infestées que pas les 2 premières (figure 104). Le Pigeon biset était significativement plus fréquemment infesté par le Pou du pigeon (*Columbicola columbae*) que les conures mais significativement moins par le Pou noir (*Ornithonyssus bursa*) (figure 104). Le nombre total de parasites récoltés sur les pigeons bisets était significativement plus important que sur les conures veuves, et augmentait avec le nombre de perruches partageant leur territoire (figure 105). Les conures veuves apparaissaient comme moins impactées par le parasitisme urbain local, et étaient donc plus compétitives que les pigeons bisets. Leur présence augmentait le nombre de 3 espèces d'ectoparasites donc la pression de parasitisme chez les pigeons bisets. En l'absence de perruches, les parasites des pigeons se répartissaient sur une population exclusive de pigeons qui étaient donc proportionnellement moins infestés. Les conures veuves n'avaient visiblement pas apporté d'ectoparasites exotiques avec eux en s'installant à Barcelone.

Figure 104 : Prévalence de 4 ectoparasites chez des conures veuves et des pigeons bisets de Barcelone (source : Mori *et al.*, 2019).

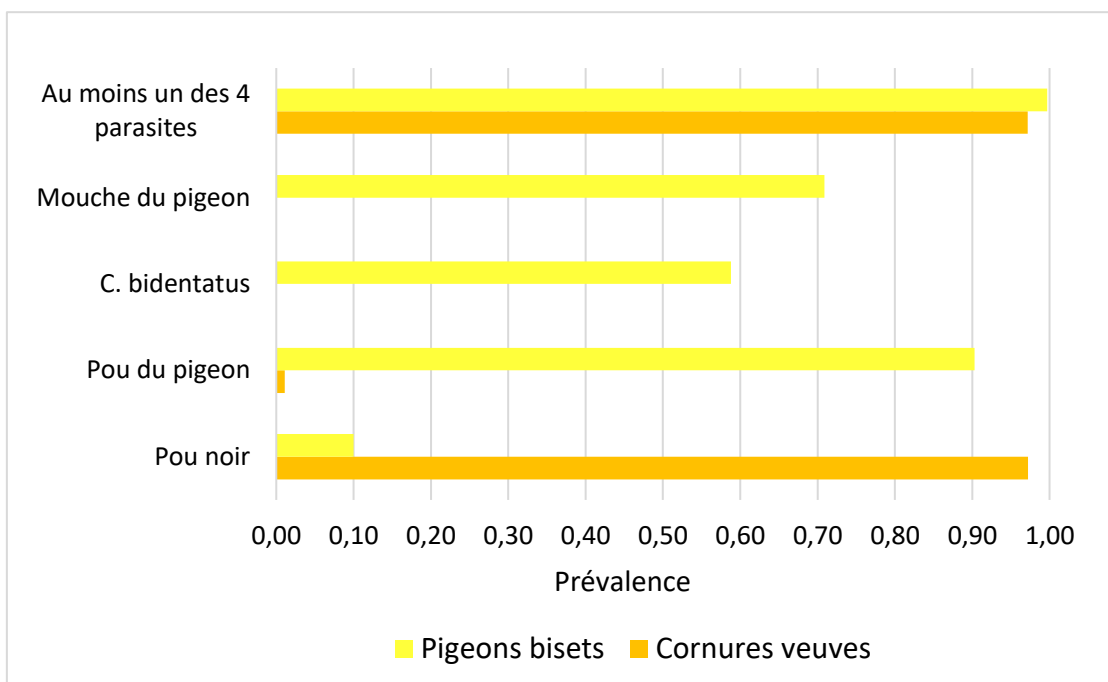
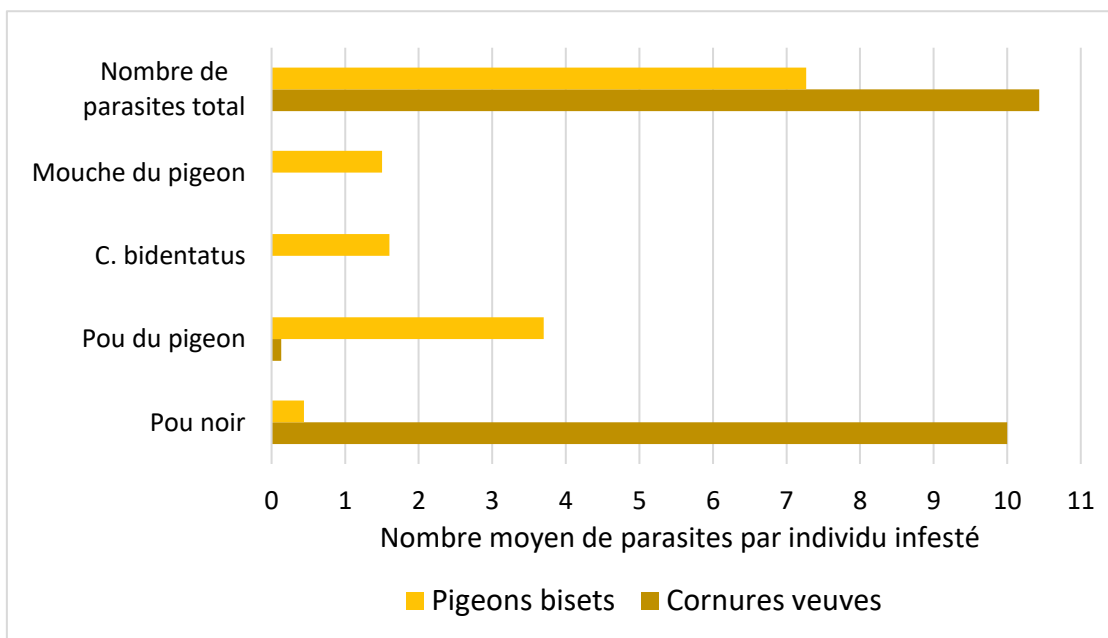


Figure 105 : Nombre moyen d'ectoparasites récoltés chez des conures veuves et des pigeons bisets de Barcelone (source : Mori *et al.*, 2019)



c) *Prévalence des parasites sanguins chez les oiseaux urbains*

Valkiūnas *et al.* (2006) ont capturé pendant une saison de reproduction des moineaux domestiques dans le parc zoologique de Saint-Pétersbourg (Russie) et dans le village de Rybachy situé sur les bords de la mer Baltique. Ils ont réalisé des frottis sanguins pour compter le nombre de microfilaires et de parasites des genres *Plasmodium*, *Leucocytozoon*, *Isospora*, *Hepatozoon*. La prévalence tous parasites confondus était de 34 % à l'échelle des 2 populations. La prévalence de chaque famille de parasites ne différait pas selon la zone d'échantillonnage ni entre les sexes (tableau 100). La parasitémie était très faible (1 parasite par groupe de 10.000 globules rouges en moyenne), ce qui suggère que les infections étaient chroniques ou subaiguës et n'entraînaient pas de signes cliniques chez les oiseaux.

Bichet *et al.* (2014) ont essayé de déterminer quels paramètres environnementaux et quelles caractéristiques des hôtes pouvaient influencer une infection par *Plasmodium relictum*, un des responsables de la malaria aviaire. Transmis aux oiseaux par des moustiques, il provoque une lyse des hématies et une anémie (Rogers, 2019). Des moineaux domestiques ont été capturés dans des villages et des centres-villes de villes moyennes du territoire français. Les auteurs ont recherché dans leur sang les 2 lignées du parasite les plus fréquemment rencontrées et réalisé des PCR quantitatives pour évaluer la charge parasitaire. La prévalence de *Plasmodium relictum* comme la charge parasitaire étaient équivalentes entre sites ruraux et urbains (tableau 100). Aucune différence de prévalence liée à l'âge ni au sexe n'a été constatée mais la parasitémie était significativement moins importante chez les mâles que chez les femelles.

Belo *et al.*, (2011) ont étudié la prévalence de parasites sanguins chez les oiseaux dans le Nord du Brésil, une région altérée par la destruction des paysages naturels et par l'urbanisation, afin de voir si une perturbation de l'habitat pouvait modifier les relations entre hôtes et parasites et promouvoir l'émergence d'une épizootie. Ils ont capturé pendant 3 ans des oiseaux dans la ville de Palmas (une ville très rapidement construite dans une zone de cerrado, la savane brésilienne), dans le Parc National de Cantao situé à la frontière entre une zone de cerrado et la forêt amazonienne ainsi que dans le Parc National de Lajeado, situé dans une zone de cerrado à 25 km de Palmas. Des frottis sanguins ont été réalisés et des PCR ciblant les genres *Plasmodium* et *Haemoproteus* réalisées. La combinaison de l'examen microscopique et de technique moléculaire ont révélé que 49 % des oiseaux étaient infestés par *Plasmodium* ou *Haemoproteus*. Leur prévalence variait avec la zone de capture, et était plus importante à Palmas que dans le milieu naturel adjacent (tableau 100). Chez l'espèce la plus fréquemment capturée dans les 3 zones, le Manakin à queue barrée (*Pipra fasciicauda*), cette prévalence restait similaire quelle que soit la zone de capture. Il en était de même pour 3 autres espèces, le Merle leucomèle (*Turdus leucomelas*), le Sucrier à ventre jaune (*Coereba flaveola*), et le Jacarini noir (*Volatinia jacarina*). Cela semble indiquer que la prévalence des parasites dans chaque zone pouvait dépendre de la présence de certaines espèces hôtes. Il est fort probable que certaines d'entre elles vivant en ville et fréquemment infectées étaient absentes de la zone de cerrado adjacente. Aucune des 10 lignées d'*Haemoproteus* identifiées n'a été retrouvé qu'en ville alors que 4 lignées sur 11 de *Plasmodium* ont été identifiées exclusivement sur des oiseaux urbains. Ceci peut avoir des conséquences importantes sur les populations aviaires. Les individus gagnant la ville depuis des environnements ruraux et naïfs vis-à-vis de certaines lignées parasitaires typiquement urbaines pourraient y être plus sensibles. Une contamination de ces oiseaux pourrait générer une plus forte mortalité.

Conclusion

Les recherches menées depuis une trentaine d'années sur la relation qu'entretiennent les oiseaux avec les différentes caractéristiques du milieu urbain ont fourni des données qui permettent de mieux comprendre comment ce milieu impacte les oiseaux, comment ils s'y adaptent et d'estimer quelles ressources sont importantes pour eux.

Le Moineau domestique est un passereau diurne synurbique. Comme les autres espèces aviaires synurbiques (Merle noir, Pigeon biset...), il peut survivre et se reproduire dans un environnement fortement artificialisé et anthropisé grâce à ses capacités d'adaptation et à un mode de vie très généraliste. C'est un oiseau à tendance cavernicole* capable de nicher en ville dans des sites tout à fait différents de ceux qu'il rencontre en milieu rural, du moment que l'espace est suffisant pour accueillir son nid et qu'il est en hauteur. Son régime omnivore à tendance granivore lui permet de se nourrir à partir d'une grande diversité d'aliments, il n'est donc pas limité par le manque relatif de certaines espèces végétales ou de certaines proies. Il peut notamment consommer les déchets alimentaires d'origine anthropique abondamment présents en milieu urbain. Des espèces aviaires sont en cours d'adaptation à cet environnement. Certaines, comme la Mésange charbonnière, possèdent également des capacités d'adaptation et un mode de vie généraliste, qui pourront en faire à termes des espèces synurbiques. D'autres, comme le Faucon crécerelle, sont plus spécialisées mais trouvent dans le milieu urbain les ressources nécessaires à leur survie et leur reproduction. Enfin, les espèces rurales spécialisées, comme l'Alouette des champs, qui exploitent des ressources alimentaires et des sites de nidification très spécifiques vivent très peu ou pas du tout en milieu urbain, et ne sont pas du tout adaptées à cet environnement.

Les ressources urbaines semblent en quantité suffisante pour satisfaire les besoins des oiseaux généralistes qui y vivent. Elles ne sont cependant pas également réparties, conduisant à leur concentration sur des spots particuliers, comme les espaces verts ou les rues végétalisées. Il peut en résulter des phénomènes de compétition. De plus, la modernisation du milieu urbain et la disparition de certains espaces verts peuvent menacer la disponibilité des ressources nécessaires aux oiseaux. Enfin, les aliments qu'ils y trouvent sont susceptibles de modifier significativement leur régime alimentaire avec des effets potentiellement bénéfiques mais aussi délétères.

Le milieu urbain est également un endroit où la pression de prédation est relativement modérée. Le Chat domestique est responsable de la mort d'une assez grande proportion d'oiseaux, mais limitée aux zones résidentielles et périurbaines où ils sont plus nombreux à chasser. Les autres prédateurs, même si leurs effectifs en ville augmente, n'exercent pas une pression de prédation importante, soit parce qu'ils ne sont pas encore assez nombreux, soit parce qu'ils ne consomment pas que des oiseaux. Malgré des densités de populations parfois importantes et des regroupements, notamment sur les sites de nourrissage, la prévalence des agents pathogènes n'est pas toujours plus élevée en milieu urbain.

S'il offre un certain nombre d'avantages et de ressources aux espèces synurbiques, le milieu urbain les expose aussi à des caractéristiques physico-chimiques potentiellement défavorables. Elles peuvent avoir des conséquences néfastes pour leur survie, leur état de santé, leur succès reproducteur et leurs comportements. Il en découle que des populations aviaires déclinent, à l'instar du Moineau domestique. D'autres se maintiennent voire continuent de croître notamment celles des espèces en cours d'adaptation, peut-être parce qu'elles subissent moins les effets néfastes de l'environnement ou qu'elles n'y sont exposées que depuis peu.

Ces données fournissent des pistes de réflexion si l'on souhaite préserver cette biodiversité étonnante en ville, afin de conserver les aménagements urbains favorables aux

oiseaux, en proposer de nouveaux, et limiter ceux qui leurs sont défavorables. Cette réflexion peut être initiée à la fois par les municipalités et les collectivités territoriales comme par les particuliers.

Les acteurs publics et privés peuvent agir chacun à leur échelle pour offrir le plus de ressources de qualité possibles aux oiseaux. Les municipalités devrait encourager l'installation d'espaces verts combinant végétation exotique et autochtone, promouvoir la végétalisation des rues au moyen de petites pelouses, de buissons et d'arbres. Bien qu'il soit nécessaire d'augmenter l'offre d'accès au logement dans certaines villes, il serait bienvenu de veiller à conserver des espaces en friche, dont la diversité de la flore et des invertébrés représente une source alimentaire très intéressante pour les oiseaux. Lors de la construction de nouveaux bâtiments, l'installation d'espaces végétalisés (murs et/ou toit végétalisés, petit jardin central...) devraient être envisagés. Les particuliers qui possèdent un espace extérieur peuvent aussi le végétaliser ou encore mettre à disposition des oiseaux des nichoirs et de la nourriture. Ils doivent cependant veiller à ce que celle-ci soit adaptée aux oiseaux (graines, vers de farine, cacahuètes, viande) et à limiter la propagation des maladies en nettoyant leur matériel. Ils peuvent aussi limiter les captures des oiseaux par les chats et autres prédateurs en plaçant les dispositifs en hauteur et en aménageant aux oiseaux des abris et des refuges inaccessibles aux prédateurs.

Il ne faut pas non plus négliger les différentes caractéristiques physico-chimiques du milieu urbain, comme l'éclairage nocturne, la pollution chimique et le bruit. Ces caractéristiques font partie intégrante du milieu urbain et il semble difficile de les faire disparaître. On peut cependant les atténuer ou en limiter les dégâts. Faute de pouvoir le supprimer complètement, l'éclairage nocturne peut demeurer tout aussi efficace en préservant au maximum l'obscurité des zones que l'on ne souhaite pas éclairer (aménagement de la « trame noire »). La hauteur des lampadaires pourrait être ajustée au plus près du sol et leur lumière mieux canalisée de façon à diminuer la quantité de lumière projetée vers le ciel, les cimes des arbres et les bâtiments. La limitation de la pollution chimique et du bruit passe par des mesures de plus grande ampleur qui concernent les transports et l'industrie, plus compliquées à mettre en place. Mais ce n'est pas pour autant qu'elles doivent être laissées de côté. Leurs conséquences néfastes observées chez les oiseaux sont certainement similaires chez les humains. Les limiter serait donc favorable à tous les habitants.

Même si les données sur la relation entre les oiseaux et le milieu urbain sont désormais très nombreuses, il reste encore des domaines à investiguer. Très peu d'études ont été menées sur les conséquences des îlots de chaleur. Ceux-ci sont cependant importants en ville, et avec le réchauffement climatique, ils risquent de s'intensifier. Il serait donc utile de mieux comprendre comment ils impactent les oiseaux, si ces derniers peuvent s'y adapter et si des mesures spécifiques devraient être mise en place le cas échéant.

Bibliographie

- A NEW GARDEN LONDON (2013) Balham Front Garden London. *In London Garden Blog*. [<http://rhsblog.co.uk/2013/09/09/balham-front-garden-london/>] (consulté le 21/09/2022).
- ADELMAN, J.S., MOYERS, S.C., FARINE, D.R., *et al.* (2015) Feeder use predicts both acquisition and transmission of a contagious pathogen in a North American songbird. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* vol. 282, n° 1815, p. 20151429. [<https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1429>]
- AGENCE D'URBANISME DE LA RÉGION NANTAISE (2020) 40°C à l'ombre : faut-il craindre de vivre dans un climat plus chaud ? *In Auran.org*. [<https://auran.org/publications/40degc-lombre-faut-il-craindre-de-vivre-dans-un-climat-plus-chaud>] (consulté le 10/10/2022).
- AGENCE EUROPÉENNE POUR L'ENVIRONNEMENT (2022) La pollution des sols et des terres : généralisée, nocive et croissante. *In eea.europa.eu*. [<https://www.eea.europa.eu/fr/signaux/signaux-de-lae-2020/articles/la-pollution-des-sols-et>] (consulté le 18/10/2022).
- AGENCE EUROPÉENNE POUR L'ENVIRONNEMENT (2021) Heavy metal emissions in Europe. *In Eea.Europa.Eu*. [<https://www.eea.europa.eu/ims/heavy-metal-emissions-in-europe>] (consulté le 18/10/2022).
- AGUS, A., DENIZOT, J., THÉVENOT, J., *et al.* (2016) Western diet induces a shift in microbiota composition enhancing susceptibility to Adherent-Invasive *E. coli* infection and intestinal inflammation. *Scientific Reports* vol. 6, p. 19032. [<https://doi.org/10.1038/srep19032>]
- AIRPARIF (2021a) Comprendre les polluants de l'air. *In airparif.asso.fr*. [<https://airparif.asso.fr/comprendre-la-pollution/comprendre-les-polluants-de-lair>] (consulté le 17/10/2022).
- AIRPARIF (2021b) Les sources de pollution. *In airparif.asso.fr*. [<https://airparif.asso.fr/comprendre-la-pollution/les-sources-de-pollution>] (consulté le 17/10/2022).
- AIRPARIF (2021c) Bilans et cartes annuels de pollution. *In airparif.asso.fr*. [<https://airparif.asso.fr/surveiller-la-pollution/bilan-et-cartes-annuels-de-pollution>] (consulté le 17/10/2022).
- ALBA, D., PELLOUX, P., DE BIASE, A., *et al.* (2020) Paris, les évolutions récentes du paysage urbain, premières analyses. Paris, Atelier Parisien d'Urbanisme.
- AL-QUDSI, F., AZZOUZ, S. (2012) Effect of Electromagnetic Mobile Radiation on Chick Embryo Development. *Life Science Journal* vol. 9, p. 983-991.
- AMRHEIN, V., JOHANNESSEN, L.E., KRISTIANSEN, L., *et al.* (2008) Reproductive strategy and singing activity: blue tit and great tit compared. *Behavioral Ecology and Sociobiology* vol. 62, n° 10, p. 1633-1641. [<https://doi.org/10.1007/s00265-008-0592-6>]
- ANDERIES, J.M., KATTI, M., SHOCHAT, E. (2007) Living in the city: Resource availability, predation, and bird population dynamics in urban areas. *Journal of Theoretical Biology* vol. 247, n° 1, p. 36-49. [<https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2007.01.030>]
- ANGELIER, F., BRISCHOUX, F. (2019) Are house sparrow populations limited by the lack of cavities in urbanized landscapes? An experimental test. *Journal of Avian Biology* vol. 50, n° 3. [<https://doi.org/10.1111/jav.02009>]

- ANGELIER, F., MEILLÈRE, A., GRACE, J.K., *et al.* (2016) No evidence for an effect of traffic noise on the development of the corticosterone stress response in an urban exploiter. *General and Comparative Endocrinology* vol. 232, p. 43-50. [<https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2015.12.007>]
- ANONYME (2019) Variance (statistiques et probabilités) - Cas continu. *In Techno-Science.net*. [<https://www.techno-science.net/glossaire-definition/Variance-statistiques-et-probabilites-page-2.html>] (consulté le 21/09/2022).
- ANONYME (2016) Chapitre 1 – Espaces et paysages de l’urbanisation. *In Histoire & Géographie au collège*. [<https://hgcollegesite.wordpress.com/geographie/quatrieme/chapitre-1-espaces-et-paysages-de-lurbanisation-centres-et-peripheries/>] (consulté le 13/09/2022).
- ANSES (2017) Fiche de description de danger biologique transmissible par les aliments : *Yersinia enterocolitica*, *Yersinia pseudotuberculosis*. Maisons-Alfort, ANSES.
- APPERT, M. (2015) Le retour des tours dans les villes européennes. *In Métropolitiques*. [<https://metropolitiques.eu/Le-retour-des-tours-dans-les.html>] (consulté le 08/09/2022).
- ARROYO-SOLIS, A., CASTILLO, J.M., FIGUEROA, E., *et al.* (2013) Experimental evidence for an impact of anthropogenic noise on dawn chorus timing in urban birds. *Journal of Avian Biology* vol. 44, p. 288-296.
- ASSOCIATION ECOPAINS D’ABORD (2022) Les oiseaux. *In Oiseaux.net*. [<https://www.oiseaux.net/>] (consulté le 27/09/2022).
- AUER SIGNAL (2022) Intensité lumineuse. *In Auer Signal*. [<http://www.auersignal.com/fr/infos-techniques/alarmes-optiques/intensite-lumineuse/>] (consulté le 06/10/2022).
- AUMAN, H.J., MEATHREL, C.E., RICHARDSON, A. (2008) Supersize Me: Does Anthropogenic Food Change the Body Condition of Silver Gulls? A Comparison between Urbanized and Remote, Non-Urbanized Areas. *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology* vol. 31, n° 1, p. 122-126.
- BÄCKHED, F., DING, H., WANG, T., *et al.* (2004) The gut microbiota as an environmental factor that regulates fat storage. *Proceedings of the National Academy of Sciences* vol. 101, n° 44, p. 15718-15723. [<https://doi.org/10.1073/pnas.0407076101>]
- BALMORI, A. (2005) Possible Effects of Electromagnetic Fields from Phone Masts on a Population of White Stork (*Ciconia ciconia*). *Electromagnetic Biology and Medicine* vol. 24, n° 2, p. 109-119. [<https://doi.org/10.1080/15368370500205472>]
- BALMORI, A., HALLBERG, Ö. (2007) The Urban Decline of the House Sparrow (*Passer domesticus*): A Possible Link with Electromagnetic Radiation. *Electromagnetic Biology and Medicine* vol. 26, n° 2, p. 141-151. [<https://doi.org/10.1080/15368370701410558>]
- BANKS, R.C. (1979) Human Related Mortality of Birds in the United States. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service.
- BATRA, T., MALIK, I., KUMAR, V. (2019) Illuminated night alters behaviour and negatively affects physiology and metabolism in diurnal zebra finches. *Environmental Pollution* vol. 254, p. 112916. [<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.084>]
- BAUEROVÁ, P., VINKLEROVÁ, J., HRANIČEK, J., *et al.* (2017) Associations of urban environmental pollution with health-related physiological traits in a free-living bird species. *Science of The Total Environment* vol. 601-602, p. 1556-1565. [<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.276>]
- BBEMG (2012) Electric and magnetic fields. *In BBEMG - Belgian BioElectroMagnetics Group*. [<https://www.bbemg.uliege.be/electric-and-magnetic-fields/>] (consulté le 29/09/2022).

- BEASON, R.C. (2004) What can birds hear? *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* vol. 21, n° 21, p. 92-96.
- BEAUGEARD, E., BRISCHOUX, F., HENRY, P.-Y., *et al.* (2019) Does urbanization cause stress in wild birds during development? Insights from feather corticosterone levels in juvenile house sparrows (*Passer domesticus*). *Ecology and Evolution* vol. 9, n° 1, p. 640-652. [<https://doi.org/10.1002/ece3.4788>]
- BECKER, D., SINGH, D., PAN, Q., *et al.* (2020) Artificial light at night amplifies seasonal relapse of haemosporidian parasites in a widespread songbird. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* vol. 287, p. 20201831. [<https://doi.org/10.1098/rspb.2020.1831>]
- BELL, C.P., BAKER, S.W., PARKES, N.G., *et al.* (2010) The Role of the Eurasian Sparrowhawk (*Accipiter nisus*) in the Decline of the House Sparrow (*Passer domesticus*) in Britain. *The Auk* vol. 127, n° 2, p. 411-420. [<https://doi.org/10.1525/auk.2009.09108>]
- BELO, N.O., PINHEIRO, R.T., REIS, E.S., *et al.* (2011) Prevalence and Lineage Diversity of Avian Haemosporidians from Three Distinct Cerrado Habitats in Brazil. *PLOS ONE* vol. 6, n° 3, p. e17654. [<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017654>]
- BELSKII, E.A., LUGAS'KOVA, N.V., KARFIDOVA, A.A. (2005) Reproductive Parameters of Adult Birds and Morphophysiological Characteristics of Chicks in the Pied Flycatcher (*Ficedula hypoleuca* Pall.) in Technogenically Polluted Habitats. *Russian Journal of Ecology* vol. 36, n° 5, p. 329-335. [<https://doi.org/10.1007/s11184-005-0080-4>]
- BERIGAN, L.A., GREIG, E.I., BONTER, D.N. (2020) Urban House Sparrow (*Passer domesticus*) populations decline in North America. *The Wilson Journal of Ornithology* vol. 132, n° 2, p. 248-258. [<https://doi.org/10.1676/1559-4491-132.2.248>]
- BERNARD, P. (2015) Londres, quel chantier! *In Le Monde.fr*. [https://www.lemonde.fr/m-styles/article/2015/11/23/londres-quel-chantier_4807884_4497319.html] (consulté le 08/09/2022).
- BERNAT-PONCE, E., FERRER, D., GIL-DELGADO, J.A., *et al.* (2022) Effect of replacing surface with underground rubbish containers on urban House Sparrows *Passer domesticus*. *Urban Ecosystems* vol. 25, n° 1, p. 121-132. [<https://doi.org/10.1007/s11252-021-01138-y>]
- BERNAT-PONCE, E., GIL-DELGADO, J.A., GUIJARRO, D. (2018) Factors affecting the abundance of House Sparrows *Passer domesticus* in urban areas of southeast of Spain. *Bird Study* vol. 65, n° 3, p. 404-416. [<https://doi.org/10.1080/00063657.2018.1518403>]
- BERNAT-PONCE, E., GIL-DELGADO, J.A., LÓPEZ-IBORRA, G.M. (2020) Replacement of semi-natural cover with artificial substrates in urban parks causes a decline of house sparrows *Passer domesticus* in Mediterranean towns. *Urban Ecosystems* vol. 23, n° 3, p. 471-481. [<https://doi.org/10.1007/s11252-020-00940-4>]
- BERTRAND, S., FAIVRE, B., SORCI, G. (2006) Do carotenoid-based sexual traits signal the availability of non-pigmentary antioxidants? *Journal of Experimental Biology* vol. 209, n° 22, p. 4414-4419. [<https://doi.org/10.1242/jeb.02540>]
- BERTSCH, M., DEKIMPE, V., LEMARINIER, P., *et al.* (2022) Paris : l'hécatombe des moineaux - France 24. *In Youtube*. [<https://www.youtube.com/watch?v=xi-X22jX5i0>] (consulté le 16/09/2022).
- BIANCATELLI, R.M.L.C., BERRILL, M., MOHAMMED, Y.H., *et al.* (2020) Melatonin for the treatment of sepsis: the scientific rationale. *Journal of Thoracic Disease* vol. 12, n° Suppl 1, p. S54. [<https://doi.org/10.21037/jtd.2019.12.85>]

- BICHET, C., SCHEIFLER, R., CŒURDASSIER, M., *et al.* (2013) Urbanization, Trace Metal Pollution, and Malaria Prevalence in the House Sparrow. *PLOS ONE* vol. 8, n° 1, p. e53866. [<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0053866>]
- BICHET, C., SORCI, G., ROBERT, A., *et al.* (2014) Epidemiology of *Plasmodium relictum* Infection in the House Sparrow. *Journal of Parasitology* vol. 100, n° 1, p. 59-65. [<https://doi.org/10.1645/12-24.1>]
- BIGU DEL BLANCO, J., ROMERO-SIERRA, C., TANNER, J.A. (1973) Bird Feathers as Dielectric Receptors of RF Fields. Présenté à 1973 IEEE G-MTT International Microwave Symposium, Boulder, CO, USA, IEEE, p. 268-270. [<https://doi.org/10.1109/GMTT.1973.1123181>]
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2022) House Sparrow (*Passer domesticus*) - BirdLife species factsheet. In *Data Zone BirdLife International*. [<http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/house-sparrow-passer-domesticus>] (consulté le 28/06/2022).
- BLEM, C.R. (1975) Energetics of nestling House Sparrows *Passer domesticus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology* vol. 52, n° 2, p. 305-312. [[https://doi.org/10.1016/S0300-9629\(75\)80092-2](https://doi.org/10.1016/S0300-9629(75)80092-2)]
- BOAL, C.W., MANNAN, R.W. (1999) Comparative Breeding Ecology of Cooper's Hawks in Urban and Exurban Areas of Southeastern Arizona. *The Journal of Wildlife Management* vol. 63, n° 1, p. 77-84. [<https://doi.org/10.2307/3802488>]
- BÓKONY, V., KULCSÁR, A., LIKER, A. (2010) Does urbanization select for weak competitors in house sparrows? *Oikos* vol. 119, n° 3, p. 437-444. [<https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17848.x>]
- BÓKONY, V., SERESS, G., NAGY, S., *et al.* (2012) Multiple indices of body condition reveal no negative effect of urbanization in adult house sparrows. *Landscape and Urban Planning* vol. 104, n° 1, p. 75-84. [<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.10.006>]
- BORGMANN, K.L., RODEWALD, A.D. (2004) Nest Predation in an Urbanizing Landscape: the Role of Exotic Shrubs. *Ecological Applications* vol. 14, n° 6, p. 1757-1765. [<https://doi.org/10.1890/03-5129>]
- BORYSIAK, J., MIZGAJSKI, A., SPEAK, A. (2017) Floral biodiversity of allotment gardens and its contribution to urban green infrastructure. *Urban Ecosystems* vol. 20, n° 2, p. 323-335. [<https://doi.org/10.1007/s11252-016-0595-4>]
- BOULAND, C., DELISSE, G., DE VILLERS, J., *et al.* (2018) Notions acoustiques et indices de gêne. In *Les données de l'IBGE : « Bruit - Données de base pour le plan »*. Bruxelles, Institut Bruxellois pour la Gestion de l'environnement, p. 1-7.
- BOURON, J.-B. (2022) Ville. In *Géoconfluences*. [<http://geoconfluences.ens-lyon.fr/glossaire/ville>] (consulté le 14/09/2022).
- BOURON, J.-B. (2021) Verticalisation. In *Géoconfluences*. [<http://geoconfluences.ens-lyon.fr/glossaire/verticalisation>] (consulté le 08/09/2022).
- BRADLEY, C.A., GIBBS, S.E.J., ALTIZER, S. (2008) Urban Land Use Predicts West Nile Virus Exposure in Songbirds. *Ecological Applications* vol. 18, n° 5, p. 1083-1092. [<https://doi.org/10.1890/07-0822.1>]
- BRISCHOUX, F., MEILLÈRE, A., DUPOUÉ, A., *et al.* (2017) Traffic noise decreases nestlings' metabolic rates in an urban exploiter. *Journal of Avian Biology* vol. 48, n° 7, p. 905-909. [<https://doi.org/10.1111/jav.01139>]
- BRITTINGHAM, M.C., TEMPLE, S.A. (1992) Does Winter Bird Feeding Promote Dependency? *Journal of Field Ornithology* vol. 63, n° 2, p. 190-194.

- BRITTINGHAM, M.C., TEMPLE, S.A. (1988) Impacts of Supplemental Feeding on Survival Rates of Black-Capped Chickadees. *Ecology* vol. 69, n° 3, p. 581-589. [<https://doi.org/10.2307/1941007>]
- BRUITPARIF (2022a) L'échelle des décibels. *In bruitparif*. [<https://www.bruitparif.fr/l-echelle-des-decibels/>] (consulté le 12/10/2022).
- BRUITPARIF (2022b) Les indicateurs énergétiques. *In bruitparif*. [<https://www.bruitparif.fr/les-indicateurs-energetiques/>] (consulté le 12/10/2022).
- BRUITPARIF (2022c) Bruit des chantiers SGP. *In Chantiers SGP Bruitparif*. [<https://chantiers.sgp.bruitparif.fr/>] (consulté le 12/10/2022).
- BRUITPARIF (2019) Carte du bruit des transports. *In carto bruitparif*. [<https://www.bruitparif.fr/page-d-accueil-csb/>] (consulté le 12/10/2022).
- BUFFIE, C.G., PAMER, E.G. (2013) Microbiota-mediated colonization resistance against intestinal pathogens. *Nature Reviews. Immunology* vol. 13, n° 11, p. 790-801. [<https://doi.org/10.1038/nri3535>]
- BURNS, F., EATON, M.A., BURFIELD, I.J., *et al.* (2021) Abundance decline in the avifauna of the European Union reveals cross-continental similarities in biodiversity change. *Ecology and Evolution* vol. 11, n° 23, p. 16647-16660. [<https://doi.org/10.1002/ece3.8282>]
- CARRETE, M., MARTÍNEZ-PADILLA, J., RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ, S., *et al.* (2016) Heritability of fear of humans in urban and rural populations of a bird species. *Scientific Reports* vol. 6, n° 1, p. 31060. [<https://doi.org/10.1038/srep31060>]
- CENTRE D'INFORMATION SUR L'EAU (2019) Les causes de la pollution de la ressource en eau. *In cieau.com*. [<https://www.cieau.com/connaitre-leau/la-pollution-de-leau/pollution-ressource-eau-comment-reduire/>] (consulté le 17/10/2022).
- CHAMBERLAIN, D.E., TOMS, M.P., CLEARY-MCHARG, R., *et al.* (2007) House sparrow (*Passer domesticus*) habitat use in urbanized landscapes. *Journal of Ornithology* vol. 148, n° 4, p. 453-462. [<https://doi.org/10.1007/s10336-007-0165-x>]
- CHAO, P., GUANGMEI, Z., ZHENGWANG, Z., *et al.* (2003) Metal Contamination in Tree Sparrows in Different Locations of Beijing. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* vol. 71, n° 1, p. 0142-0147. [<https://doi.org/10.1007/s00128-003-0141-y>]
- CHASTEL, O., VIGNE, J.-D., LORVELEC, O. (2003) Le Moineau domestique : *Passer domesticus* (Linné, 1758). *In Evolution holocène de la faune de Vertébrés de France : invasions et extinctions.*, Institut National de la Recherche Agronomique, Centre National de la Recherche Scientifique, Muséum National d'Histoire Naturelle. Paris, p. 256-260.
- CHEVERRY, M., DIEDHIOU, D., THÉVENON, J., *et al.* (2018) Le bruit ferroviaire en questions & réponses. Paris, SNCF Réseau et France Nature Environnement.
- CHICK, L.D., STRICKLER, S.A., PEREZ, A., *et al.* (2019) Urban heat islands advance the timing of reproduction in a social insect. *Journal of Thermal Biology* vol. 80, p. 119-125. [<https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2019.01.004>]
- CHOCHOLLE, R., LEGOUIX, J.-P., PIÉRON, H. (1957) 3° Audition. *L'Année psychologique* vol. 57, n° 2, p. 456-462.
- CLAUSTRAT, B., BRUN, J., CHAZOT, G. (2005) The basic physiology and pathophysiology of melatonin. *Sleep Medicine Reviews* vol. 9, n° 1, p. 11-24. [<https://doi.org/10.1016/j.smr.2004.08.001>]
- CLERGEAU, P., SAVARD, J.-P.L., MENNECHEZ, G., *et al.* (1998) Bird Abundance and Diversity along an Urban-Rural Gradient: A Comparative Study between Two Cities on

- Different Continents. *The Condor* vol. 100, n° 3, p. 413-425. [https://doi.org/10.2307/1369707]
- CLUCAS, B., MARZLUFF, J.M. (2012) Attitudes and Actions Toward Birds in Urban Areas: Human Cultural Differences Influence Bird Behavior. *The Auk* vol. 129, n° 1, p. 8-16. [https://doi.org/10.1525/auk.2011.11121]
- ÇOBAN, S., YENER, Ş.D., BAYRAKTAR, S. (2021) Woody plant composition and diversity of urban green spaces in Istanbul, Turkey. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* vol. 155, n° 1, p. 83-91. [https://doi.org/10.1080/11263504.2020.1727980]
- COLLET, J. (2018) Territoire et domaine vital : pourquoi les animaux bougent (assez) peu ? *In Planet-Vie*. [https://planet-vie.ens.fr/thematiques/ecologie/territoire-et-domaine-vital-pourquoi-les-animaux-bougent-assez-peu] (consulté le 19/09/2022).
- COMMISSARIAT GÉNÉRAL AU DÉVELOPPEMENT DURABLE (2019) La contamination des sols par les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). *In notre-environnement.gouv.fr*. [https://www.notre-environnement.gouv.fr/themes/sante/la-pollution-des-sols-ressources/article/la-contamination-des-sols-par-les-hydrocarbures-aromatiques-polycycliques-hap?lien-ressource=5192&ancreretour=lireplus] (consulté le 18/10/2022).
- COQUELLE, M. (2022) Aspergillose du perroquet. *In drnacophile.com*. [http://www.drnacophile.com/pages/perroquet/fiches-sante/aspergillose.html] (consulté le 20/10/2022).
- CORNELL LAB OF ORNITHOLOGY (2022) House Sparrow Sounds. *In All About Birds*. [https://www.allaboutbirds.org/guide/House_Sparrow/sounds] (consulté le 12/09/2022).
- COWIE, R.J., HINSLEY, S.A. (1988) The provision of food and the use of bird feeders in suburban gardens. *Bird Study* vol. 35, n° 3, p. 163-168. [https://doi.org/10.1080/00063658809476985]
- COX, D.T.C., GASTON, K.J. (2016) Urban Bird Feeding: Connecting People with Nature. *PLOS ONE* vol. 11, n° 7, p. e0158717. [https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158717]
- CRICK, H.Q.P., SIRIWARDENA, G.M. (2002) National Trends in the Breeding Performance of House Sparrows *Passer domesticus*. *In Investigation into the Causes of the Decline of Starlings and House Sparrows in Great Britain, BTO Research Report*. Norfolk, British Trust for Ornithology, p. 163-192.
- CUSTER, T.W., CUSTER, C.M., HINES, R.K., *et al.* (2000) Trace elements, organochlorines, polycyclic aromatic hydrocarbons, dioxins, and furans in lesser scaup wintering on the Indiana Harbor Canal. *Environmental Pollution* vol. 110, n° 3, p. 469-482. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00315-2]
- DAS, P.K., JANA, C., PARKUNAN, T., *et al.* (2013) In vitro Effect of Radiofrequency on hsp70 Gene Expression and Immune-effector Cells of Birds. *Advances in Animal and Veterinary Sciences* vol. 2, p. 31-36.
- DAVIES, Z.G., FULLER, R.A., LORAM, A., *et al.* (2009) A national scale inventory of resource provision for biodiversity within domestic gardens. *Biological Conservation* vol. 142, n° 4, p. 761-771. [https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.016]
- DAVIS, A.K., MANEY, D.L., MAERZ, J.C. (2008) The use of leukocyte profiles to measure stress in vertebrates: a review for ecologists. *Functional Ecology* vol. 22, n° 5, p. 760-772. [https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2008.01467.x]

- DAWSON, A. (1991) Photoperiodic control of testicular regression and moult in male House Sparrows *Passer domesticus*. *Ibis* vol. 133, n° 3, p. 312-316. [https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1991.tb04575.x]
- DAWSON, A., KING, V.M., BENTLEY, G.E., *et al.* (2001) Photoperiodic Control of Seasonality in Birds. *Journal of Biological Rhythms* vol. 16, n° 4, p. 365-380. [https://doi.org/10.1177/074873001129002079]
- DE COSTER, G., DE LAET, J., VANGESTEL, C., *et al.* (2015) Citizen science in action— Evidence for long-term, region-wide House Sparrow declines in Flanders, Belgium. *Landscape and Urban Planning* vol. 134, p. 139-146. [https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.020]
- DEGUINES, N., LORILLIERE, R., DOZIÈRES, A., *et al.* (2020) Any despot at my table? Competition among native and introduced bird species at garden birdfeeders in winter. *Science of The Total Environment* vol. 734, p. 139263. [https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139263]
- DEJONGHE, J.-F. (1983) Les oiseaux des villes et des villages, 2^e éd. Puteaux, Editions du Point Vétérinaire.
- DELGADO-V., C.A., FRENCH, K. (2012) Parasite–bird interactions in urban areas: Current evidence and emerging questions. *Landscape and Urban Planning* vol. 105, n° 1, p. 5-14. [https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.12.019]
- DÉPARTEMENT PRÉVENTION CANCER ENVIRONNEMENT DU CENTRE LÉON BÉRARD (2022) Polychlorobiphényles et effets sur la santé. *In Cancer Environnement*. [https://www.cancer-environnement.fr/fiches/expositions-environnementales/polychlorobiphenyles-pcb/] (consulté le 18/10/2022).
- DERY, B. (2022a) Squelette d'un oiseau - Dictionnaire Visuel. *In Infovisual*. [https://infovisual.info/fr/biologie-animale/squelette-dun-oiseau] (consulté le 19/09/2022).
- DERY, B. (2022b) Aile d'oiseau - Dictionnaire Visuel. *In Infovisual*. [https://infovisual.info/fr/biologie-animale/aile-doiseau] (consulté le 19/09/2022).
- DHANANJAYAN, V. (2013) Accumulation pattern and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in liver tissues of seven species of birds from Ahmedabad, India, during 2005–2007. *Environmental Science and Pollution Research* vol. 20, n° 5, p. 3414-3422. [https://doi.org/10.1007/s11356-012-1282-5]
- DODARO, G., BATTISTI, C. (2014) Rose-ringed parakeet (*Psittacula krameri*) and starling (*Sturnus vulgaris*) syntopics in a Mediterranean urban park: evidence for competition in nest-site selection? *Belgian Journal of Zoology* vol. 144, n° 1. [https://doi.org/10.26496/bjz.2014.61]
- DOMINONI, D., QUETTING, M., PARTECKE, J. (2013) Artificial light at night advances avian reproductive physiology. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* vol. 280, n° 1756, p. 20123017. [https://doi.org/10.1098/rspb.2012.3017]
- DOMINONI, D.M., GOYMANN, W., HELM, B., *et al.* (2013) Urban-like night illumination reduces melatonin release in European blackbirds (*Turdus merula*): implications of city life for biological time-keeping of songbirds. *Frontiers in Zoology* vol. 10, n° 1, p. 60. [https://doi.org/10.1186/1742-9994-10-60]
- DOMINONI, D.M., GREIF, S., NEMETH, E., *et al.* (2016) Airport noise predicts song timing of European birds. *Ecology and Evolution* vol. 6, n° 17, p. 6151-6159. [https://doi.org/10.1002/ece3.2357]

- DONNELLY, R., MARZLUFF, J.M. (2006) Relative importance of habitat quantity, structure, and spatial pattern to birds in urbanizing environments. *Urban Ecosystems* vol. 9, n° 2, p. 99-117. [<https://doi.org/10.1007/s11252-006-7904-2>]
- DOTT, H.E.M., BROWN, A.W. (2000) A major decline in House Sparrows in central Edinburgh. *Scottish Birds* vol. 21, n° 2, p. 61-68.
- DULISZ, B., DYNOWSKA, M., NOWAKOWSKI, J.J. (2021) Body condition and colonization by fungi of House Sparrows *Passer domesticus* in the urban and rural environment. *The European Zoological Journal* vol. 88, n° 1, p. 152-164. [<https://doi.org/10.1080/24750263.2020.1857447>]
- DULISZ, B., NOWAKOWSKI, J.J., GÓRNIK, J. (2016) Differences in biometry and body condition of the House Sparrow (*Passer domesticus*) in urban and rural population during breeding season. *Urban Ecosystems* vol. 19, n° 3, p. 1307-1324. [<https://doi.org/10.1007/s11252-016-0546-0>]
- DUNN, E.H., TESSAGLIA, D.L. (1994) Predation of Birds at Feeders in Winter. *Journal of Field Ornithology* vol. 65, n° 1, p. 8-16.
- DUQUET, M. (2005) Inventaire de la Faune de France : Vertébrés et principaux invertébrés. Avon, Nathan.
- DUSINSKA, M., RUNDÉN-PRAN, E., CARREIRA, S.C., *et al.* (2012) Chapter 4 - Critical Evaluation of Toxicity Tests. In Fadeel, B., Pietroiusti, A., Shvedova, A.A. (Éd.), *Adverse Effects of Engineered Nanomaterials*. Boston, Academic Press, p. 63-83. [<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386940-1.00004-0>]
- DUTILLEUX, G. (2011) Bruit des transports routiers et basses fréquences. *Acoustique & Techniques* n° 67, p. 40-45.
- DWYER, R.G., BEARHOP, S., CAMPBELL, H.A., *et al.* (2013) Shedding light on light: benefits of anthropogenic illumination to a nocturnally foraging shorebird. *Journal of Animal Ecology* vol. 82, n° 2, p. 478-485. [<https://doi.org/10.1111/1365-2656.12012>]
- EEVA, T., LEHIKONEN, E. (1996) Growth and mortality of nestling great tits (*Parus major*) and pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) in a heavy metal pollution gradient. *Oecologia* vol. 108, n° 4, p. 631-639. [<https://doi.org/10.1007/BF00329036>]
- EEVA, T., LEHIKONEN, E. (1995) Egg shell quality, clutch size and hatching success of the great tit (*Parus major*) and the pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. *Oecologia* vol. 102, n° 3, p. 312-323. [<https://doi.org/10.1007/BF00329798>]
- EGRI, A., SZAZ, D., FARKAS, A., *et al.* (2017) Method to improve the survival of night-swarming mayflies near bridges in areas of distracting light pollution. *Royal Society Open Science* vol. 4, p. 171166. [<https://doi.org/10.1098/rsos.171166>]
- ENGELS, S., SCHNEIDER, N.-L., LEFELDT, N., *et al.* (2014) Anthropogenic electromagnetic noise disrupts magnetic compass orientation in a migratory bird. *Nature* vol. 509, n° 7500, p. 353-356. [<https://doi.org/10.1038/nature13290>]
- ERICSON, P.G.P., TYRBERG, T., KJELLBERG, A.S., *et al.* (1997) The Earliest Record of House Sparrows (*Passer domesticus*) in Northern Europe. *Journal of Archaeological Science* vol. 24, n° 2, p. 183-190. [<https://doi.org/10.1006/jasc.1996.0102>]
- ERNE, N., AMRHEIN, V. (2008) Long-term influence of simulated territorial intrusions on dawn and dusk singing in the Winter Wren: spring versus autumn. *Journal of Ornithology* vol. 149, n° 4, p. 479-486. [<https://doi.org/10.1007/s10336-008-0288-8>]
- ERSKINE, A.J. (2006) Recent Declines of House Sparrows, « *Passer domesticus* », in Canada's Maritime Provinces. *The Canadian Field-Naturalist* vol. 120, n° 1, p. 43-49. [<https://doi.org/10.22621/cfn.v120i1.244>]

- EVANS, K.L., GASTON, K.J., SHARP, S.P., *et al.* (2009) Effects of urbanisation on disease prevalence and age structure in blackbird *Turdus merula* populations. *Oikos* vol. 118, n° 5, p. 774-782. [<https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.17226.x>]
- EVERAERT, J., BAUWENS, D. (2007) A Possible Effect of Electromagnetic Radiation from Mobile Phone Base Stations on the Number of Breeding House Sparrows (*Passer domesticus*). *Electromagnetic Biology and Medicine* vol. 26, n° 1, p. 63-72. [<https://doi.org/10.1080/15368370701205693>]
- FARNER, D.S., WINGFIELD, J.C. (1980) Reproductive Endocrinology of Birds. *Annual Review of Physiology* vol. 42, n° 1, p. 457-472. [<https://doi.org/10.1146/annurev.ph.42.030180.002325>]
- FATTORINI, S. (2011) Insect extinction by urbanization: A long term study in Rome. *Biological Conservation* vol. 144, n° 1, p. 370-375. [<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.014>]
- FEDELE, C. (2010) Adaptation de la ville à l'augmentation des températures, étude en droit de l'urbanisme. Mémoire de Master de Droit et métiers de l'urbanisme et de l'immobilier. Marseille, Université Paul Cézanne Aix-Marseille III Faculté de droit et de sciences politiques.
- FONTAINE, B., MOUSSY, C., CHIFFARD-CARRICABURU, J., *et al.* (2021) Suivi des oiseaux communs en France 1989-2019 : 30 ans de suivis participatifs. Paris, MNHN - Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation, LPO BirdLife France - Service Connaissance, Ministère de la transition écologique et solidaire.
- FOUSSÉNI, F., WOUYO, A., MADJOUMA, K., *et al.* (2019) Flore des espaces verts urbains de la ville d'Atakpamé au Togo. *Synthèse: Revue des Sciences et de la Technologie* vol. 25, n° 2, p. 25-39.
- FULLER, R.A., WARREN, P.H., ARMSWORTH, P.R., *et al.* (2008) Garden bird feeding predicts the structure of urban avian assemblages: Garden bird feeding and avian assemblages. *Diversity and Distributions* vol. 14, n° 1, p. 131-137. [<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00439.x>]
- GADAU, A., CRAWFORD, M.S., MAYEK, R., *et al.* (2019) A comparison of the nutritional physiology and gut microbiome of urban and rural house sparrows (*Passer domesticus*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology* vol. 237, p. 110332. [<https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2019.110332>]
- GALANO, A., TAN, D.X., REITER, R.J. (2011) Melatonin as a natural ally against oxidative stress: a physicochemical examination. *Journal of Pineal Research* vol. 51, n° 1, p. 1-16. [<https://doi.org/10.1111/j.1600-079X.2011.00916.x>]
- GALBRAITH, J., BEGGS, J., JONES, D., *et al.* (2015) Supplementary feeding restructures urban bird communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* vol. 112. [<https://doi.org/10.1073/pnas.1501489112>]
- GALBRAITH, J.A., BEGGS, J.R., JONES, D.N., *et al.* (2014) Risks and drivers of wild bird feeding in urban areas of New Zealand. *Biological Conservation* vol. 180, p. 64-74. [<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.09.038>]
- GALBRAITH, J.A., STANLEY, M.C., JONES, D.N., *et al.* (2017) Experimental feeding regime influences urban bird disease dynamics. *Journal of Avian Biology* vol. 48, p. 700-713. [<https://doi.org/10.1111/jav.01076>]
- GALLEY, H.F., LOWES, D.A., ALLEN, L., *et al.* (2014) Melatonin as a potential therapy for sepsis: a phase I dose escalation study and an ex vivo whole blood model under conditions of sepsis. *Journal of Pineal Research* vol. 56, n° 4, p. 427-438. [<https://doi.org/10.1111/jpi.12134>]

- GARCÍA-ARROYO, M., SANTIAGO-ALARCON, D., QUESADA, J., *et al.* (2020) Are invasive House Sparrows a nuisance for native avifauna when scarce? *Urban Ecosystems* vol. 23, n° 4, p. 793-802. [<https://doi.org/10.1007/s11252-020-00963-x>]
- GASTON, K.J., BENNIE, J. (2014) Demographic effects of artificial nighttime lighting on animal populations. *Environmental Reviews* vol. 22, n° 4, p. 323-330. [<https://doi.org/10.1139/er-2014-0005>]
- GASTON, K.J., DAVIES, T.W., NEDELEC, S.L., *et al.* (2017) Impacts of Artificial Light at Night on Biological Timings. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* vol. 48, n° 1, p. 49-68. [<https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022745>]
- GAVETT, A.P., WAKELEY, J.S. (1986) Diets of House Sparrows in Urban and Rural Habitats. *The Wilson Bulletin* vol. 98, n° 1, p. 137-144.
- GELB, Y., DELACRETAZ, N. (2006) Avian Window Strike Mortality at an Urban Office Building. *The Kingbird* vol. 56, n° 3, p. 190-198.
- GÉOCONFLUENCES (2022) Périurbain. In *Géoconfluences*. [<http://geoconfluences.ens-lyon.fr/glossaire/periurbain>] (consulté le 14/09/2022).
- GÉOCONFLUENCES (2005) Banlieue. In *Géoconfluences*. [<http://geoconfluences.ens-lyon.fr/glossaire/banlieue>] (consulté le 14/09/2022).
- GÉROUDET, P. (1998) La Niverolle et les Moineaux *Passeridae*. In *Les Passereaux d'Europe : Tome 2, de la Bouscarle aux Bruants.*, 4^e éd. Lonay, Delachaux et Niestlé, p. 512.
- GESC (2012) 2 / Les décomposeurs. In *Les aventures d'ULIS*. [<http://lesaventuresdulis.eklablog.com/2-les-decomposeurs-a46660299>] (consulté le 16/09/2022).
- GIRAUDEAU, M., MOUSEL, M., EARL, S., *et al.* (2014) Parasites in the City: Degree of Urbanization Predicts Poxvirus and Coccidian Infections in House Finches (*Haemorrhous mexicanus*). *PLOS ONE* vol. 9, n° 2, p. e86747. [<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0086747>]
- GLĄDALSKI, M., BAŃBURA, M., KALIŃSKI, A., *et al.* (2017) Differences in the Breeding Success of Blue Tits *Cyanistes caeruleus* between a Forest and an Urban Area: A Long-Term Study. *Acta Ornithologica* vol. 52, n° 1, p. 59-68. [<https://doi.org/10.3161/00016454AO2017.52.1.006>]
- GOEDE, A.A., DE BRUIN, M. (1984) The use of bird feather parts as a monitor for metal pollution. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical* vol. 8, n° 4, p. 281-298. [[https://doi.org/10.1016/0143-148X\(84\)90028-4](https://doi.org/10.1016/0143-148X(84)90028-4)]
- GOGLIN, J.-M. (2019) Urbanisation et métropolisation du monde. In *jmgleblog*. [<http://jmgleblog.eklablog.com/urbanisation-et-metropolisation-du-monde-a166536082>] (consulté le 14/09/2022).
- GONZÁLEZ-OREJA, J.A. (2017) Relationships of area and noise with the distribution and abundance of songbirds in urban greenspaces. *Landscape and Urban Planning* vol. 158, p. 177-184. [<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.05.032>]
- GRAGNANIELLO, S., FULGIONE, D., MILONE, M., *et al.* (2001) Sparrows as Possible Heavy-Metal Biomonitors of Polluted Environments. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* vol. 66, n° 6, p. 719-726. [<https://doi.org/10.1007/s001280068>]
- GRIGAR, M.K., CUMMINGS, K.J., RODRIGUEZ-RIVERA, L.D., *et al.* (2016) *Salmonella* Surveillance Among Great-Tailed Grackles (*Quiscalus mexicanus*) and Other Urban Bird Species in Eastern Texas. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases* vol. 16, n° 12, p. 752-757. [<https://doi.org/10.1089/vbz.2016.2000>]

- GROSS, K., PASINELLI, G., KUNC, H.P. (2010) Behavioral Plasticity Allows Short-Term Adjustment to a Novel Environment. *The American Naturalist* vol. 176, n° 4, p. 456-464. [https://doi.org/10.1086/655428]
- GROUPE DE COORDINATION POUR LA PROTECTION DES SOLS DE L'ÉTAT DE FRIBOURG (2022) Les principaux polluants dans les sols. In *Etat de Fribourg*. [https://www.fr.ch/energie-agriculture-et-environnement/sol/sols-urbains/les-principaux-polluants-dans-les-sols] (consulté le 18/10/2022).
- GRUNST, M.L., RAAP, T., GRUNST, A.S., *et al.* (2019) Artificial light at night does not affect telomere shortening in a developing free-living songbird: A field experiment. *Science of The Total Environment* vol. 662, p. 266-275. [https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.469]
- HACHEMI, D., CHARPENTIER, M. (2022) Le Moineau domestique. In *LPO Ile-De-France*. [https://www.lpo.fr/decouvrir-la-nature/fiches-especes/fiches-especes/oiseaux/moineau-domestique] (consulté le 28/06/2022).
- HAEMIG, P.D., SJÖSTEDT DE LUNA, S., BLANK, H., *et al.* (2015) Ecology and phylogeny of birds foraging at outdoor restaurants in Sweden. *Biodiversity Data Journal* n° 3, p. e6360. [https://doi.org/10.3897/BDJ.3.e6360]
- HALFWERK, W., HOLLEMAN, L.J.M., LESSELLS, C.M., *et al.* (2011) Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. *Journal of Applied Ecology* vol. 48, n° 1, p. 210-219. [https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01914.x]
- HANMER, H.J., THOMAS, R.L., FELLOWES, M.D.E. (2017) Provision of supplementary food for wild birds may increase the risk of local nest predation. *Ibis* vol. 159, n° 1, p. 158-167. [https://doi.org/10.1111/ibi.12432]
- HARRISON, T.J.E., SMITH, J.A., MARTIN, G.R., *et al.* (2010) Does food supplementation really enhance productivity of breeding birds? *Oecologia* vol. 164, n° 2, p. 311-320. [https://doi.org/10.1007/s00442-010-1645-x]
- HARVEY, S., PHILLIPS, J.G., REES, A., *et al.* (1984) Stress and adrenal function. *Journal of Experimental Zoology* vol. 232, n° 3, p. 633-645. [https://doi.org/10.1002/jez.1402320332]
- HERRERA-DUEÑAS, A., PINEDA, J., ANTONIO, M.T., *et al.* (2014) Oxidative stress of House Sparrow as bioindicator of urban pollution. *Ecological Indicators, Contemporary concepts and novel methods fostering indicator-based approach to urban complexities* vol. 42, p. 6-9. [https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.08.014]
- HERRING, G., ACKERMAN, J.T., EAGLES-SMITH, C.A. (2010) Embryo malposition as a potential mechanism for mercury-induced hatching failure in bird eggs. *Environmental Toxicology and Chemistry* vol. 29, n° 8, p. 1788-1794. [https://doi.org/10.1002/etc.208]
- HOME SELECT (2021) Style Haussmannien et post-Haussmannien : comment faire la différence ? In *Home Select Paris*. [https://homeselect.paris/style-haussmannien/] (consulté le 16/09/2022).
- HOPKINS, G.R., GASTON, K.J., VISSER, M.E., *et al.* (2018) Artificial light at night as a driver of evolution across urban–rural landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment* vol. 16, n° 8, p. 472-479. [https://doi.org/10.1002/fee.1828]
- HORN, D.J., JOHANSEN, S.M. (2013) A comparison of bird-feeding practices in the United States and Canada. *Wildlife Society Bulletin* vol. 37, n° 2, p. 293-300. [https://doi.org/10.1002/wsb.281]
- HU, Y., CARDOSO, G.C. (2010) Which birds adjust the frequency of vocalizations in urban noise? *Animal Behaviour* vol. 79, n° 4, p. 863-867. [https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2009.12.036]

- IMBOMA, T.S. (2014) Ecological effects of the invasive house sparrow (*Passer domesticus*) on sympatric native sparrows in three urban areas in Kenya. Mémoire de Master de Biologie de la conservation. Nairobi, University of Nairobi.
- INDYKIEWICZ, P. (1991) Nests and nest-sites of the house sparrow *Passer domesticus* (Linnaeus, 1758) in urban, suburban and rural environments. *Acta Zoologica Cracoviensia* vol. 34, n° 2, p. 475-495.
- INSEE (2016) Définition - Aire urbaine. In *INSEE*. [<https://www.insee.fr/fr/metadonnees/definition/c2070>] (consulté le 14/09/2022).
- INSTITUT BRUXELLOIS POUR LA GESTION DE L'ENVIRONNEMENT (2022) Inventaire de l'état du sol. In *Bruxelles Environnement*. [<https://environnement.brussels/lenvironnement-etat-des-lieux/en-detail/sol/inventaire-de-letat-du-sol>] (consulté le 18/10/2022).
- INSTITUT BRUXELLOIS POUR LA GESTION DE L'ENVIRONNEMENT (2020a) Niveaux de bruit du transport routier : Lden. In *Bruxelles Environnement*. [<https://doi.org/10/bruit-8>]
- INSTITUT BRUXELLOIS POUR LA GESTION DE L'ENVIRONNEMENT (2020b) Pollution du sol. In *Bruxelles Environnement*. [<https://environnement.brussels/thematiques/sols/pollution-du-sol>] (consulté le 18/10/2022).
- INSTITUT BRUXELLOIS POUR LA GESTION DE L'ENVIRONNEMENT (2014) Niveaux de bruit du transport ferroviaire : Lden. In *Bruxelles Environnement*. [<https://environnement.brussels/lenvironnement-etat-des-lieux/rapports-sur-letat-de-lenvironnement/rapport-2007-2010/bruit/niveaux-0>] (consulté le 12/10/2022).
- INSTITUT PASTEUR (2016) Les infections à *Yersinia*. In *Institut Pasteur*. [<https://www.pasteur.fr/fr/sante-publique/cnr/les-cnr/peste-autres-yersinioses/infections-yersinia>] (consulté le 02/11/2022).
- ISAKSSON, C., ANDERSSON, M.N., NORD, A., *et al.* (2017) Species-Dependent Effects of the Urban Environment on Fatty Acid Composition and Oxidative Stress in Birds. *Frontiers in Ecology and Evolution* vol. 5, n° 44, p. 1-13. [<https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00044>]
- ISHIGAME, G., BAXTER, G.S., LISLE, A.T. (2006) Effects of artificial foods on the blood chemistry of the Australian magpie. *Austral Ecology* vol. 31, n° 2, p. 199-207. [<https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01580.x>]
- JANSEN, R., METZDORF, R., VAN DER ROEST, M., *et al.* (2005) Melatonin affects the temporal organization of the song of the zebra finch. *FASEB journal: official publication of the Federation of American Societies for Experimental Biology* vol. 19, n° 7, p. 848-850. [<https://doi.org/10.1096/fj.04-2874fje>]
- JASPERS, V.L.B., COVACI, A., DELEU, P., *et al.* (2009) Concentrations in bird feathers reflect regional contamination with organic pollutants. *Science of The Total Environment* vol. 407, n° 4, p. 1447-1451. [<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.030>]
- JERZAK, L. (2001) Synurbanization of the magpie in the Palearctic. In Marzluff, J.M., Bowman, R., Donnelly, R. (Éd.), *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Boston, MA, Springer US, p. 403-425. [https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9_19]
- JIANG, H., JU, Z., RUDOLPH, K.L. (2007) Telomere shortening and ageing. *Zeitschrift für Gerontologie und Geriatrie* vol. 40, n° 5, p. 314-324. [<https://doi.org/10.1007/s00391-007-0480-0>]
- JOKIMÄKI, J., SUHONEN, J., JOKIMÄKI-KAISANLAHTI, M.-L., *et al.* (2016) Effects of urbanization on breeding birds in European towns: Impacts of species traits. *Urban Ecosystems* vol. 19, n° 4, p. 1565-1577. [<https://doi.org/10.1007/s11252-014-0423-7>]

- JONES, P.J., WARD, P. (1976) The Level of Reserve Protein as the Proximate Factor Controlling the Timing of Breeding and Clutch-Size in the Red-Billed Quelea *Quelea Quelea*. *Ibis* vol. 118, n° 4, p. 547-574. [<https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1976.tb03516.x>]
- KAISER, A., MERCKX, T., VAN DYCK, H. (2020) An experimental test of changed personality in butterflies from anthropogenic landscapes. *Behavioral Ecology and Sociobiology* vol. 74, n° 7, p. 86. [<https://doi.org/10.1007/s00265-020-02871-8>]
- KARK, S., IWANIUK, A., SCHALIMTZEK, A., *et al.* (2007) Living in the city: can anyone become an urban exploiter? *Journal of Biogeography* vol. 34, n° 4, p. 638-651. [<https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01638.x>]
- KAZILEK, C. (2017) La biologie des plumes. In *ASU - Ask a Biologist*. [<https://askbiologist.asu.edu/explore/la-biologie-des-plumes>] (consulté le 19/09/2022).
- KEMPENAERS, B., BORGSTRÖM, P., LOËS, P., *et al.* (2010) Artificial Night Lighting Affects Dawn Song, Extra-Pair Siring Success, and Lay Date in Songbirds. *Current Biology* vol. 20, n° 19, p. 1735-1739. [<https://doi.org/10.1016/j.cub.2010.08.028>]
- KENT, E., SCHWARTZ, A.L.W., PERKINS, S.E. (2021) Life in the fast lane: roadkill risk along an urban–rural gradient. *Journal of Urban Ecology* vol. 7, n° 1, p. juaa039. [<https://doi.org/10.1093/jue/juaa039>]
- KERNBACH, M.E., CASSONE, V.M., UNNASCH, T.R., *et al.* (2020) Broad-spectrum light pollution suppresses melatonin and increases West Nile virus–induced mortality in House Sparrows (*Passer domesticus*). *The Condor* vol. 122, n° 3, p. duaa018. [<https://doi.org/10.1093/condor/duaa018>]
- KHARRIM, K.E., SEHHAR, E., BELGHYTI, D., *et al.* (1998) Analyse des variations géographiques du régime alimentaire du moineau domestique *Passer domesticus* L. *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires* vol. 18, n° 4, p. 253-260.
- KRONE, O., ALTENKAMP, R., KENNTNER, N. (2005) Prevalence of *Trichomonas gallinae* in Northern goshawks from the Berlin area of northeastern Germany. *Journal of Wildlife Diseases* vol. 41, n° 2, p. 304-309. [<https://doi.org/10.7589/0090-3558-41.2.304>]
- KUDRYAVTSEVA, A.D., SHELEPCHIKOV, A.A., BRODSKY, E.S., *et al.* (2015) Dioxin contamination of bird eggs from different Vietnam provinces. *Moscow University Biological Sciences Bulletin* vol. 70, n° 2, p. 86-90. [<https://doi.org/10.3103/S0096392514030067>]
- LA SORTE, F.A., FINK, D., BULER, J.J., *et al.* (2017) Seasonal associations with urban light pollution for nocturnally migrating bird populations. *Global Change Biology* vol. 23, n° 11, p. 4609-4619. [<https://doi.org/10.1111/gcb.13792>]
- LANDSBERG, H.E. (1981) *The Urban Climate*, International geophysics series. New York, Academic Press.
- LAPERRUQUE, N. (2021) L'essence au plomb est officiellement éradiquée de la planète. In *ledauphine.com*. [<https://www.ledauphine.com/magazine-automobile/2021/09/01/l-essence-au-plomb-est-officiellement-eradiquee-de-la-planete>] (consulté le 17/10/2022).
- LE CORRE, M., OLLIVIER, A., RIBES, S., *et al.* (2002) Light-induced mortality of petrels: a 4-year study from Réunion Island (Indian Ocean). *Biological Conservation* vol. 105, n° 1, p. 93-102. [[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00207-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00207-5)]
- LE TALLEC, T. (2016) Quel est l'impact écologique de la pollution lumineuse ? In *Encyclopédie de l'environnement*. [<https://www.encyclopedie-environnement.org/vivant/limpact-ecologique-de-pollution-lumineuse/>] (consulté le 05/10/2022).

- LEPCZYK, C.A., MERTIG, A.G., LIU, J. (2004) Assessing Landowner Activities Related to Birds Across Rural-to-Urban Landscapes. *Environmental Management* vol. 33, n° 1, p. 110-125. [<https://doi.org/10.1007/s00267-003-0036-z>]
- LEVEAU, L.M. (2020) Artificial Light at Night (ALAN) Is the Main Driver of Nocturnal Feral Pigeon (*Columba livia f. domestica*) Foraging in Urban Areas. *Animals* vol. 10, n° 4, p. 554. [<https://doi.org/10.3390/ani10040554>]
- LLACUNA, S., GORRIZ, A., RIERA, M., *et al.* (1996) Effects of air pollution on hematological parameters in passerine birds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* vol. 31, n° 1, p. 148-152. [<https://doi.org/10.1007/BF00203919>]
- LOHMANN BREEDERS (2021) *Salmonella*, un problème très répandu. In *Lohmann Breeders*. [<https://lohmann-breeders.com/fr/salmonella-un-probleme-tres-repandu-en-aviculture-dans-le-monde-entier/>] (consulté le 02/11/2022).
- LONDON ASSEMBLY (2006) A lot to lose: London's disappearing allotments., London Assembly Environmental Report, October 2006. London, Greater London Authority.
- LONDON ASSEMBLY (2005a) Crazy paving: the environmental importance of London's front gardens., London Assembly Environmental Report, September 2005. London, London Assembly.
- LONDON ASSEMBLY (2005b) Dereliction of duty?: a report on brownfield development in London., London Assembly Environmental Report, November 2005. London, London Assembly.
- LORAM, A., THOMPSON, K., WARREN, P.H., *et al.* (2008) Urban domestic gardens (XII): The richness and composition of the flora in five UK cities. *Journal of Vegetation Science* vol. 19, n° 3, p. 321-330. [<https://doi.org/10.3170/2008-8-18373>]
- LORZ, C., LÓPEZ, J. (1997) Incidence of air pollution in the pulmonary surfactant system of the pigeon (*Columba livia*). *The Anatomical Record* vol. 249, n° 2, p. 206-212. [[https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0185\(199710\)249:2<206::AID-AR7>3.0.CO;2-V](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0185(199710)249:2<206::AID-AR7>3.0.CO;2-V)]
- LOSS, S.R., WILL, T., LOSS, S.S., *et al.* (2014) Bird–building collisions in the United States: Estimates of annual mortality and species vulnerability. *The Condor* vol. 116, n° 1, p. 8-23. [<https://doi.org/10.1650/CONDOR-13-090.1>]
- LOWE, K.A., TAYLOR, C.E., MAJOR, R.E. (2011) Do Common Mynas significantly compete with native birds in urban environments? *Journal of Ornithology* vol. 152, n° 4, p. 909-921. [<https://doi.org/10.1007/s10336-011-0674-5>]
- MACGREGOR-FORS, I., MORALES-PÉREZ, L., QUESADA, J., *et al.* (2009) Relationship between the presence of House Sparrows (*Passer domesticus*) and Neotropical bird community structure and diversity. *Biological Invasions* vol. 12, n° 1, p. 87. [<https://doi.org/10.1007/s10530-009-9432-5>]
- MACMILLAN, B.W.H. (1981) Food of house sparrows and greenfinches in a mixed farming district, Hawke's Bay, New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* vol. 8, n° 1, p. 93-104. [<https://doi.org/10.1080/03014223.1981.10427946>]
- MAESTRONI, G.J.M. (1993) The immunoneuroendocrine role of melatonin. *Journal of Pineal Research* vol. 14, n° 1, p. 1-10. [<https://doi.org/10.1111/j.1600-079X.1993.tb00478.x>]
- MAGDELAINE, C. (2021) Ilot de chaleur urbain : définition et conséquences. In *notre-planete.info*. [https://www.notre-planete.info/terre/climatologie_meteo/ilot-chaleur-urbain.php] (consulté le 10/10/2022).
- MAKLAKOV, A.A., IMMLER, S., GONZALEZ-VOYER, A., *et al.* (2011) Brains and the city: big-brained passerine birds succeed in urban environments. *Biology Letters* vol. 7, n° 5, p. 730-732. [<https://doi.org/10.1098/rsbl.2011.0341>]

- MARCO, A., DUTOIT, T., DESCHAMPS-COTTIN, M., *et al.* (2008) Gardens in urbanizing rural areas reveal an unexpected floral diversity related to housing density. *Comptes Rendus Biologies* vol. 331, n° 6, p. 452-465. [<https://doi.org/10.1016/j.crvi.2008.03.007>]
- MASON, C.F. (2006) Avian species richness and numbers in the built environment: can new housing developments be good for birds? In *Biodiversity and Conservation, Topics in Biodiversity and Conservation*. Dordrecht, Springer Netherlands, p. 2365-2378. [<https://doi.org/10.1007/s10531-004-1236-4>]
- MCCLURE, C.J.W., WARE, H.E., CARLISLE, J., *et al.* (2013) An experimental investigation into the effects of traffic noise on distributions of birds: avoiding the phantom road. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* vol. 280, n° 1773, p. 20132290. [<https://doi.org/10.1098/rspb.2013.2290>]
- MCGILLIVRAY, W.B. (1983) Intraseasonal Reproductive Costs for the House Sparrow (*Passer domesticus*). *The Auk* vol. 100, n° 1, p. 25-32. [<https://doi.org/10.1093/auk/100.1.25>]
- MEB, ANPCEN (2015) Eclairage du 21ème siècle et biodiversité, Les Cahiers de BIODIV'2050. Paris, Mission Economie de la Biodiversité, Association Nationale pour la Protection du Ciel et de l'Environnement Nocturne.
- MEILLÈRE, A., BRISCHOUX, F., ANGELIER, F. (2015a) Impact of chronic noise exposure on antipredator behavior: an experiment in breeding house sparrows vol. 26, n° 2, p. 569-577. [<https://doi.org/10.1093/beheco/aru232>]
- MEILLÈRE, A., BRISCHOUX, F., HENRY, P.-Y., *et al.* (2017) Growing in a city: Consequences on body size and plumage quality in an urban dweller, the house sparrow (*Passer domesticus*). *Landscape and Urban Planning* vol. 160, p. 127-138. [<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.12.014>]
- MEILLÈRE, A., BRISCHOUX, F., PARENTEAU, C., *et al.* (2015b) Influence of Urbanization on Body Size, Condition, and Physiology in an Urban Exploiter: A Multi-Component Approach. *PLOS ONE* vol. 10, n° 8, p. e0135685. [<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135685>]
- MEILLÈRE, A., BRISCHOUX, F., RIBOUT, C., *et al.* (2015c) Traffic noise exposure affects telomere length in nestling house sparrows. *Biology Letters* vol. 11, n° 9, p. 20150559. [<https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0559>]
- MENON, M., DEVI, P., MOHANRAJ, R. (2013) Habitat variability and spatial assemblages of House Sparrows (*Passer domesticus*) along a gradient of urbanization. *IOSR Journal Of Environmental Science, Toxicology And Food Technology* vol. 4, n° 6, p. 1-11.
- MILLAKU, L., IMERI, R., TREBICKA, A. (2015) The impact of lead and nickel in some hematological parameters in house sparrow (*Passer domesticus*). *Advances in Applied Science Research* vol. Volume 6, p. 34-37.
- MILLER, S.G., KNIGHT, R.L., MILLER, C.K. (1998) Influence of Recreational Trails on Breeding Bird Communities. *Ecological Applications* vol. 8, n° 1, p. 162-169. [[https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0162:IORTOB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0162:IORTOB]2.0.CO;2)]
- MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE ET DE LA COHÉSION DES TERRITOIRES, MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉNERGÉTIQUE (2020) Bruit : organiser l'urbanisation autour des aéroports. In *ecologie.gouv*. [<https://www.ecologie.gouv.fr/bruit-organiser-lurbanisation-autour-des-aeroports>] (consulté le 12/10/2022).
- MNHN & OFB (2003) Fiche de *Passer domesticus* (Linnaeus, 1758). In *Inventaire national du patrimoine naturel (INPN)*. [https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/4525/tab/reference] (consulté le 06/06/2022).

- MOCK, D.W., SCHWAGMEYER, P.L., DUGAS, M.B. (2009) Parental provisioning and nestling mortality in house sparrows. *Animal Behaviour* vol. 78, n° 3, p. 677-684. [https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2009.05.032]
- MØLLER, A.P., IBÁÑEZ-ÁLAMO, J.D. (2012) Escape behaviour of birds provides evidence of predation being involved in urbanization. *Animal Behaviour* vol. 84, n° 2, p. 341-348. [https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2012.04.030]
- MØLLER, P., DANIELSEN, P.H., KAROTTKI, D.G., *et al.* (2014) Oxidative stress and inflammation generated DNA damage by exposure to air pollution particles. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research* vol. 762, p. 133-166. [https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2014.09.001]
- MOR, S., MAINTIGNEUX, P., MALHER, F., *et al.* (2017) Enquête : Les Moineaux domestiques à Paris. In *parisecologie.com*. [https://www.parisecologie.com/Archives/Evenements2018/Enquete_Moineaux_domestiques_Paris.htm] (consulté le 28/06/2022).
- MORELLI, F., BENEDETTI, Y., DELGADO, J.D. (2020) A forecasting map of avian roadkill-risk in Europe: A tool to identify potential hotspots. *Biological Conservation* vol. 249, p. 108729. [https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108729]
- MORELLI, F., MIKULA, P., BENEDETTI, Y., *et al.* (2018) Escape behaviour of birds in urban parks and cemeteries across Europe: Evidence of behavioural adaptation to human activity. *Science of The Total Environment* vol. 631-632, p. 803-810. [https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.118]
- MORI, E., SALA, J.P., FATTORINI, N., *et al.* (2019) Ectoparasite sharing among native and invasive birds in a metropolitan area. *Parasitology Research* vol. 118, n° 2, p. 399-409. [https://doi.org/10.1007/s00436-018-6174-2]
- MORISON, J.I.L., LAWLOR, D.W. (1999) Interactions between increasing CO2 concentration and temperature on plant growth. *Plant, Cell & Environment* vol. 22, n° 6, p. 659-682. [https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.1999.00443.x]
- MORONI, E., CRIVELARO, A.Z., SOARES, T.L., *et al.* (2017) Increased behavioural responses to human disturbance in breeding Burrowing Owls *Athene cunicularia*. *Ibis* vol. 159, n° 4, p. 854-859. [https://doi.org/10.1111/ibi.12513]
- MOULTON, M., CROPPER, W., AVERY, M., *et al.* (2010) The Earliest House Sparrow Introductions to North America. *Biological Invasions* vol. 12, n° 9, p. 2955-2958. [https://doi.org/10.1007/s10530-010-9692-0]
- MOULTON, M., FERRIS (1991) Summer diets of some introduced Hawaiian finches. *The Wilson Bulletin* vol. 103, n° 2, p. 286-292.
- MSIMANGA, A., SLOTOW, R. (2000) The House Sparrow *Passer domesticus* (Passeriformes: Ploceidae) invasion of southern Africa: dispersal rates and the Allee effect. *Durban Museum Novitates* vol. 25, n° 1, p. 5-11. [https://doi.org/10.10520/AJA0012723X_1787]
- MUELLER, J.C., PARTECKE, J., HATCHWELL, B.J., *et al.* (2013) Candidate gene polymorphisms for behavioural adaptations during urbanization in blackbirds. *Molecular Ecology* vol. 22, n° 13, p. 3629-3637. [https://doi.org/10.1111/mec.12288]
- MURPHY, E.C. (1978) Breeding Ecology of House Sparrows: Spatial Variation. *The Condor* vol. 80, n° 2, p. 180-193. [https://doi.org/10.2307/1367917]
- NILSSON, J.-Å. (1994) Energetic Bottle-Necks During Breeding and the Reproductive Cost of Being Too Early. *Journal of Animal Ecology* vol. 63, n° 1, p. 200-208. [https://doi.org/10.2307/5595]

- NOIROT, C. (2016) Oiseaux données physiologiques et biochimiques. *In alizarine.vetagro-sup.fr*. [http://alizarine.vetagro-sup.fr/~cnoiro/OiseauxDonnees_phy_et_bioch.htm] (consulté le 23/10/2022).
- NORRIS, K. (1993) Seasonal Variation in the Reproductive Success of Blue Tits: An Experimental Study. *Journal of Animal Ecology* vol. 62, n° 2, p. 287-294. [<https://doi.org/10.2307/5360>]
- OFFICE DU TOURISME ET DES CONGRÈS DE PARIS (2015) Les espaces verts parisiens - Office de tourisme de Paris. *In Parisinfo*. [<https://www.parisinfo.com/visiter-a-paris/paris-plein-air/balades-a-l-air-libre/les-espaces-verts-parisiens>] (consulté le 15/09/2022).
- O'LEARY, R., JONES, D.N. (2006) The use of supplementary foods by Australian magpies *Gymnorhina tibicen*: Implications for wildlife feeding in suburban environments. *Austral Ecology* vol. 31, n° 2, p. 208-216. [<https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01583.x>]
- OLIOSO, G., OLIOSO, M. (2017) Les Moineaux. Paris, Delachaux et Niestlé.
- ORANGE (2022a) Le rôle clé des antennes-relais - Ondes Radio. *In Radio waves Orange*. [<https://radio-waves.orange.com/fr/le-role-cle-des-antennes-relais/>] (consulté le 27/09/2022).
- ORANGE (2022b) Un réseau mobile, comment ça marche ? - Ondes Radio. *In Radio waves Orange*. [<https://radio-waves.orange.com/fr/un-reseau-mobile-comment-ca-marche/>] (consulté le 27/09/2022).
- ORNITHOMEDIA (2022) Le développement embryonnaire et la couvaison chez les oiseaux. *In Ornithomedia.com*. [<https://www.ornithomedia.com/pratique/debuter/developpement-embryonnaire-couvaison-chez-oiseaux-00423/>] (consulté le 24/10/2022).
- OWENS, A.C.S., COCHARD, P., DURRANT, J., *et al.* (2020) Light pollution is a driver of insect declines. *Biological Conservation* vol. 241, p. 108259. [<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108259>]
- OWENS, A.C.S., LEWIS, S.M. (2018) The impact of artificial light at night on nocturnal insects: A review and synthesis. *Ecology and Evolution* vol. 8, n° 22, p. 11337-11358. [<https://doi.org/10.1002/ece3.4557>]
- PARSONS, H., MAJOR, R.E., FRENCH, K. (2006) Species interactions and habitat associations of birds inhabiting urban areas of Sydney, Australia. *Austral Ecology* vol. 31, n° 2, p. 217-227. [<https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01584.x>]
- PAULEIT, S., ENNOS, R., GOLDING, Y. (2005) Modeling the environmental impacts of urban land use and land cover change—a study in Merseyside, UK. *Landscape and Urban Planning* vol. 71, n° 2, p. 295-310. [<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.03.009>]
- PAYNE, C.J., JESSOP, T.S., GUAY, P.-J., *et al.* (2012) Population, Behavioural and Physiological Responses of an Urban Population of Black Swans to an Intense Annual Noise Event. *PLoS ONE* vol. 7, n° 9, p. e45014. [<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0045014>]
- PEACH, W.J., MALLORD, J.W., OCKENDON, N., *et al.* (2018) Depleted suburban house sparrow *Passer domesticus* population not limited by food availability. *Urban Ecosystems* vol. 21, n° 6, p. 1053-1065. [<https://doi.org/10.1007/s11252-018-0784-4>]
- PEACH, W.J., MALLORD, J.W., OCKENDON, N., *et al.* (2015) Invertebrate prey availability limits reproductive success but not breeding population size in suburban House Sparrows *Passer domesticus*. *Ibis* vol. 157, n° 3, p. 601-613. [<https://doi.org/10.1111/ibi.12264>]

- PEACH, W.J., SHEEHAN, D.K., KIRBY, W.B. (2014) Supplementary feeding of mealworms enhances reproductive success in garden nesting House Sparrows *Passer domesticus*. *Bird Study* vol. 61, n° 3, p. 378-385. [<https://doi.org/10.1080/00063657.2014.918577>]
- PEACH, W.J., VINCENT, K.E., FOWLER, J.A., *et al.* (2008) Reproductive success of house sparrows along an urban gradient. *Animal Conservation* vol. 11, n° 6, p. 493-503. [<https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00209.x>]
- PEIG, J., GREEN, A.J. (2009) New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. *Oikos* vol. 118, n° 12, p. 1883-1891. [<https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17643.x>]
- PERIS, S., MONTELONGO, T. (2014) Birds and small urban parks: A study in a high plateau city. *Turkish Journal of Zoology* vol. 38, p. 316-325. [<https://doi.org/10.3906/zoo-1305-20>]
- PIGOT, A., SHEARD, C., MILLER, E., *et al.* (2020) Macroevolutionary convergence connects morphological form to ecological function in birds. *Nature Ecology & Evolution* vol. 4. [<https://doi.org/10.1038/s41559-019-1070-4>]
- PINEDA-PAMPLIEGA, J., HERRERA-DUEÑAS, A., M.T., A., *et al.* (2013) Urban models and their effects on immune system of House Sparrow (*Passer domesticus*) populations in central Spain.
- PIRARD, W. (2000) Champs électromagnétiques à proximité des antennes-relais de mobilophonie. Bruxelles, ISSeP.
- PLUMMER, K.E., BEARHOP, S., LEECH, D.I., *et al.* (2013) Winter food provisioning reduces future breeding performance in a wild bird. *Scientific Reports* vol. 3, p. 1-6. [<https://doi.org/10.1038/srep02002>]
- POMIAN, J.-L., BURY, M., MOUGEL, M., *et al.* (2018) Sites radioélectriques de téléphonie mobile - Conception des sites et des situations de travail associées, 2e édition. Paris, INRS.
- PORTAIL INTERMINISTÉRIEL D'INFORMATION SUR LES RADIOFRÉQUENCES (2017) Les stations radioélectriques. In *Portail radiofréquences santé-environnement*. [<http://www.radiofréquences.gouv.fr/les-stations-radioelectriques-a84.html>] (consulté le 27/09/2022).
- PRUNET-MARCASSUS, B., DESBAZEILLE, M., BROS, A., *et al.* (2003) Melatonin Reduces Body Weight Gain in Sprague Dawley Rats with Diet-Induced Obesity. *Endocrinology* vol. 144, n° 12, p. 5347-5352. [<https://doi.org/10.1210/en.2003-0693>]
- PUBLIC HEALTH AGENCY OF CANADA (2012) Pathogen Safety Data Sheets: Infectious Substances – *Yersinia pseudotuberculosis*. In *Canada.ca*. [<https://www.canada.ca/en/public-health/services/laboratory-biosafety-biosecurity/pathogen-safety-data-sheets-risk-assessment/yersinia-pseudotuberculosis.html>] (consulté le 02/11/2022).
- PUBLIC HEALTH AGENCY OF CANADA (2006) Dioxines et furanes. In *Canada.ca*. [<https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/vie-saine/votre-sante-vous/environnement/dioxines-furanes.html>] (consulté le 18/10/2022).
- PUMAIN, D. (2020) 1.2 - Organisation d'une ville. In *Canal U*. [<https://www.canal-u.tv/chaines/universite-paris-1/des-concentrations-organisees/12-organisation-d-une-ville>] (consulté le 14/09/2022).
- RAAP, T., PINXTEN, R., EENS, M. (2016) Artificial light at night disrupts sleep in female great tits (*Parus major*) during the nestling period, and is followed by a sleep rebound.

Environmental Pollution vol. 215, p. 125-134.
[<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.100>]

- RADHAMANY, D., DAS, K.S.A., AZEEZ, P.A., *et al.* (2016) Usage of Nest Materials by House Sparrow (*Passer domesticus*) Along an Urban to Rural Gradient in Coimbatore, India. *Tropical Life Sciences Research* vol. 27, n° 2, p. 127-134. [<https://doi.org/10.21315/tlsr2016.27.2.10>]
- RAMÍREZ-CRUZ, G.A., ORTEGA-ÁLVAREZ, R. (2021) Identifying management guidelines to control the invasive House Sparrow (*Passer domesticus*) within natural protected areas through the estimation of local colonization and extinction probabilities. *Biological Invasions* vol. 23, n° 12, p. 3767-3776. [<https://doi.org/10.1007/s10530-021-02616-2>]
- RÉGNIÈRE, J., POWELL, J., BENTZ, B., *et al.* (2012) Effects of temperature on development, survival and reproduction of insects: Experimental design, data analysis and modeling. *Journal of Insect Physiology* vol. 58, n° 5, p. 634-647. [<https://doi.org/10.1016/j.jinsphys.2012.01.010>]
- REITER, R.J. (1996) Functional aspects of the pineal hormone melatonin in combating cell and tissue damage induced by free radicals. *European Journal of Endocrinology* vol. 134, n° 4, p. 412-420. [<https://doi.org/10.1530/eje.0.1340412>]
- REJT, L., MAZGAJSKI, T., KUBACKI, R., *et al.* (2007) Influence of Radar Radiation on Breeding Biology of Tits (*Parus* sp.). *Electromagnetic Biology and Medicine* vol. 26, n° 3, p. 235-238. [<https://doi.org/10.1080/15368370701357841>]
- RINGSBY, T.H., SÆTHER, B.-E., SOLBERG, E.J. (1998) Factors Affecting Juvenile Survival in House Sparrow *Passer domesticus*. *Journal of Avian Biology* vol. 29, n° 3, p. 241-247. [<https://doi.org/10.2307/3677106>]
- RIYAHÍ, S., SÁNCHEZ-DELGADO, M., CALAFELL, F., *et al.* (2015) Combined epigenetic and intraspecific variation of the DRD4 and SERT genes influence novelty seeking behavior in great tit *Parus major*. *Epigenetics* vol. 10, n° 6, p. 516-525. [<https://doi.org/10.1080/15592294.2015.1046027>]
- ROBB, G.N., MCDONALD, R.A., CHAMBERLAIN, D.E., *et al.* (2008) Winter feeding of birds increases productivity in the subsequent breeding season. *Biology Letters* vol. 4, n° 2, p. 220-223. [<https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0622>]
- ROBINSON, R.A., SIRIWARDENA, G.M., CRICK, H.Q.P. (2005) Size and trends of the House Sparrow *Passer domesticus* population in Great Britain. *Ibis* vol. 147, n° 3, p. 552-562. [<https://doi.org/10.1111/j.1474-919x.2005.00427.x>]
- RODRÍGUEZ, A., GARCÍA, D., RODRÍGUEZ, B., *et al.* (2015) Artificial lights and seabirds: is light pollution a threat for the threatened Balearic petrels? *Journal of Ornithology* vol. 156, n° 4, p. 893-902. [<https://doi.org/10.1007/s10336-015-1232-3>]
- RODRÍGUEZ, A., OROZCO-VALOR, P.M., SARASOLA, J.H. (2021) Artificial light at night as a driver of urban colonization by an avian predator. *Landscape Ecology* vol. 36, n° 1, p. 17-27. [<https://doi.org/10.1007/s10980-020-01132-3>]
- RODRIGUEZ, A.B., MARCHENA, J.M., NOGALES, G., *et al.* (1999) Correlation between the circadian rhythm of melatonin, phagocytosis, and superoxide anion levels in ring dove heterophils. *Journal of Pineal Research* vol. 26, n° 1, p. 35-42. [<https://doi.org/10.1111/j.1600-079X.1999.tb00564.x>]
- ROGERS, K. (2019) Avian malaria - bird disease. In *Britannica.Com*. [<https://www.britannica.com/science/avian-malaria>] (consulté le 02/11/2022).
- ROMBOUT, P.J.A., DORMANS, J.A.M.A., VAN BREE, L., *et al.* (1991) Structural and biochemical effects in lungs of Japanese quail following a 1-week exposure to ozone.

- Environmental Research* vol. 54, n° 1, p. 39-51. [[https://doi.org/10.1016/S0013-9351\(05\)80193-8](https://doi.org/10.1016/S0013-9351(05)80193-8)]
- ROMERO, L.M., REED, J.M. (2005) Collecting baseline corticosterone samples in the field: is under 3 min good enough? *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* vol. 140, n° 1, p. 73-79. [<https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2004.11.004>]
- ROTH, T.C., II, VETTER, W.E., LIMA, S.L. (2008) Spatial Ecology of Winting *Accipiter* Hawks: Home Range, Habitat Use, and the Influence of Bird Feeders. *The Condor* vol. 110, n° 2, p. 260-268. [<https://doi.org/10.1525/cond.2008.8489>]
- ROUFFAER, L.O., LENS, L., HAESSENDONCK, R., *et al.* (2016) House Sparrows Do Not Constitute a Significant *Salmonella Typhimurium* Reservoir across Urban Gradients in Flanders, Belgium. *PLOS ONE* vol. 11, n° 5, p. e0155366. [<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155366>]
- ROUFFAER, L.O., STRUBBE, D., TEYSSIER, A., *et al.* (2017) Effects of urbanization on host-pathogen interactions, using *Yersinia* in house sparrows as a model. *PLoS ONE* vol. 12, n° 12, p. e0189509. [<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189509>]
- ROULLEAUX, G., BONDU, C., EDELINE, A., *et al.* (2013) Charte de l'éclairage public - Pour un éclairage économe et de qualité. Rennes, Syndicat Départemental d'Énergie 35.
- SÁEZ-VENTURA, Á., LÓPEZ-MONTOYA, A.J., LUNA, Á., *et al.* (2022) Drivers of the Ectoparasite Community and Co-Infection Patterns in Rural and Urban Burrowing Owls. *Biology* vol. 11, n° 8, p. 1141. [<https://doi.org/10.3390/biology11081141>]
- SAFARI-TANZANIE.NET (2020) Parcs et réserves du Kenya. In *safari-tanzanie.net*. [<https://safari-tanzanie.net/index.php/parcs/kenya>] (consulté le 10/11/2022).
- SAGGESE, K., KORNER-NIEVERGELT, F., SLAGSVOLD, T., *et al.* (2011) Wild bird feeding delays start of dawn singing in the great tit. *Animal Behaviour* vol. 81, n° 2, p. 361-365. [<https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2010.11.008>]
- SALLEH HUDIN, N., TEYSSIER, A., AERTS, J., *et al.* (2018) Do wild-caught urban house sparrows show desensitized stress responses to a novel stressor? *Biology Open* vol. 7, n° 6, p. bio031849. [<https://doi.org/10.1242/bio.031849>]
- SAPPINGTON, J.N. (1977) Breeding Biology of House Sparrows in North Mississippi. *The Wilson Bulletin* vol. 89, n° 2, p. 300-309.
- SCHAPER, L., HUTTON, P., MCGRAW, K.J. (2021) Bird-feeder cleaning lowers disease severity in rural but not urban birds. *Scientific Reports* vol. 11, n° 1, p. 12835. [<https://doi.org/10.1038/s41598-021-92117-y>]
- SCHOECH, S.J., BOWMAN, R. (2003) Does Differential Access to Protein Influence Differences in Timing of Breeding of Florida Scrub-Jays (*Aphelocoma coerulescens*) in Suburban and Wildland Habitats? *The Auk* vol. 120, n° 4, p. 1114-1127. [<https://doi.org/10.1093/auk/120.4.1114>]
- SCHWAGMEYER, P.L., MOCK, D.W. (2008) Parental provisioning and offspring fitness: size matters. *Animal Behaviour* vol. 75, n° 1, p. 291-298. [<https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2007.05.023>]
- SEEL, D.C. (1969) Food, Feeding Rates and Body Temperature in the Nestling House Sparrow *Passer domesticus* at Oxford. *Ibis* vol. 111, n° 1, p. 36-47. [<https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1969.tb01603.x>]
- SERESS, G., BÓKONY, V., HESZBERGER, J., *et al.* (2011) Response to Predation Risk in Urban and Rural House Sparrows. *Ethology* vol. 117, n° 10, p. 896-907. [<https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.2011.01944.x>]

- SERESS, G., BÓKONY, V., PIPOLY, I., *et al.* (2012) Urbanization, nestling growth and reproductive success in a moderately declining house sparrow population. *Journal of Avian Biology* vol. 43, p. 403-414.
- SHEDD, D.H. (1990) Aggressive Interactions in Wintering House Finches and Purple Finches. *The Wilson Bulletin* vol. 102, n° 1, p. 174-178.
- SHNA OBSERVATOIRE DE LA FAUNE DE BOURGOGNE (2022) Fiches espèces. In *Ressources SHNA OFAB*. [https://ressources.shna-ofab.fr/fr/fiches-especes/polydesmus-angustus_45_T64877.html] (consulté le 04/10/2022).
- SHOCHAT, E. (2004) Credit or debit? Resource input changes population dynamics of city-slicker birds. *Oikos* vol. 106, n° 3, p. 622-626. [<https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13159.x>]
- SIDDIQI, N., NAZWANI, N.A. (2019) Effects of Electromagnetic Field on the Development of Chick Embryo: An In Vivo Study. In *Electromagnetic Fields and Waves*. London, IntechOpen. [<https://doi.org/10.5772/intechopen.84704>]
- SIMS, V., EVANS, K.L., NEWSON, S.E., *et al.* (2008) Avian assemblage structure and domestic cat densities in urban environments. *Diversity and Distributions* vol. 14, n° 2, p. 387-399. [<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00444.x>]
- SINGER, R., YOM-TOV, Y. (1988) The Breeding Biology of the House Sparrow *Passer domesticus* in Israel. *Ornis Scandinavica (Scandinavian Journal of Ornithology)* vol. 19, n° 2, p. 139-144. [<https://doi.org/10.2307/3676463>]
- SIRIWARDENA, G.M., BAILLIE, S.R., WILSON, J.D. (1999) Temporal variation in the annual survival rates of six granivorous birds with contrasting population trends. *Ibis* vol. 141, n° 4, p. 621-636. [<https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1999.tb07370.x>]
- SITKO, J., ZALEŚNY, G. (2014) The effect of urbanization on helminth communities in the Eurasian blackbird (*Turdus merula* L.) from the eastern part of the Czech Republic. *Journal of Helminthology* vol. 88, n° 1, p. 97-104. [<https://doi.org/10.1017/S0022149X12000818>]
- SKÓRKA, P., SIERPOWSKA, K., HAIDT, A., *et al.* (2016) Habitat preferences of two sparrow species are modified by abundances of other birds in an urban environment. *Current Zoology* vol. 62, n° 4, p. 357-368. [<https://doi.org/10.1093/cz/zow069>]
- SMITH, R.M., GASTON, K.J., WARREN, P.H., *et al.* (2006) Urban domestic gardens (VIII) : environmental correlates of invertebrate abundance. *Biodiversity & Conservation* vol. 15, n° 8, p. 2515-2545. [<https://doi.org/10.1007/s10531-005-2784-y>]
- SORACE, A., GUSTIN, M. (2009) Distribution of generalist and specialist predators along urban gradients. *Landscape and Urban Planning* vol. 90, n° 3, p. 111-118. [<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.019>]
- SOYEZ, D., SOYEZ, S. (2022) La respiration chez les Oiseaux. In *lacsdemontagne.fr*. [https://www.lacsdemontagne.fr/pages%20web/Faune/Annexes/respiration_oiseaux.htm] (consulté le 21/10/2022).
- STANSELL, H.M., BLUMSTEIN, D.T., YEH, P.J., *et al.* (2020) Individual variation in tolerance of human activity by urban dark-eyed juncos (*Junco hyemalis*). *bioRxiv* p. 2020.12.11.419937. [<https://doi.org/10.1101/2020.12.11.419937>]
- STATISTA RESEARCH DEPARTMENT (2022) Les dix villes les plus vertes du monde en part d'espaces verts 2018. In *Statista*. [<https://fr.statista.com/statistiques/861753/10-villes-vertes-monde-parts/>] (consulté le 15/09/2022).
- STEYN, L., MAINA, J.N. (2015) Comparison of the numbers of free (surface) macrophages in the respiratory systems of three species of birds in an urban and a rural area of South

- Africa. *Journal of Ornithology* vol. 156, n° 4, p. 1085-1093. [https://doi.org/10.1007/s10336-015-1209-2]
- SUÁREZ-RODRÍGUEZ, M., MACÍAS GARCIA, C. (2014) There is no such a thing as a free cigarette; lining nests with discarded butts brings short-term benefits, but causes toxic damage. *Journal of Evolutionary Biology* vol. 27, n° 12, p. 2719-2726. [https://doi.org/10.1111/jeb.12531]
- SUÁREZ-RODRÍGUEZ, M., MONTERO-MONTOYA, R.D., MACÍAS GARCIA, C. (2017) Anthropogenic Nest Materials May Increase Breeding Costs for Urban Birds. *Frontiers in Ecology and Evolution* vol. 5, n° 4. [https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00004]
- SUMASGUTNER, P., NEMETH, E., TEBB, G., *et al.* (2014) Hard times in the city – attractive nest sites but insufficient food supply lead to low reproduction rates in a bird of prey. *Frontiers in Zoology* vol. 11, n° 1, p. 48. [https://doi.org/10.1186/1742-9994-11-48]
- SUMMERS-SMITH, D. (1956) Mortality of the House Sparrow. *Bird Study* vol. 3, n° 4, p. 265-270. [https://doi.org/10.1080/00063655609475858]
- SUN, J., RAAP, T., PINXTEN, R., *et al.* (2017) Artificial light at night affects sleep behaviour differently in two closely related songbird species. *Environmental Pollution* vol. 231, p. 882-889. [https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.098]
- ŠUSTEK, Z. (1999) Light attraction of carabid beetles and their survival in the city centre. *Biologia, Bratislava* vol. 54, p. 539-551.
- SVENNINGSSEN, C.S., BOWLER, D.E., HECKER, S., *et al.* (2020) Contrasting impacts of urban and farmland cover on flying insect biomass (preprint). *bioRxiv* p. 2020.09.16.299404. [https://doi.org/10.1101/2020.09.16.299404]
- SWAILEH, K., SANSUR, R. (2006) Monitoring urban heavy metal pollution using the House Sparrow (*Passer domesticus*). *Journal of Environmental Monitoring* vol. 8, n° 1, p. 209-213. [https://doi.org/10.1039/B510635D]
- TAHA, H. (1997) Urban climates and heat islands: albedo, evapotranspiration, and anthropogenic heat. *Energy and Buildings* vol. 25, n° 2, p. 99-103. [https://doi.org/10.1016/S0378-7788(96)00999-1]
- TAN, D.-X., HARDELAND, R., MANCHESTER, L.C., *et al.* (2010) The changing biological roles of melatonin during evolution: from an antioxidant to signals of darkness, sexual selection and fitness. *Biological Reviews* vol. 85, n° 3, p. 607-623. [https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2009.00118.x]
- TELL, L.A., SMILEY-JEWELL, S., HINDS, D., *et al.* (2006) An aerosolized fluorescent microsphere technique for evaluating particle deposition in the avian respiratory tract. *Avian Diseases* vol. 50, n° 2, p. 238-244. [https://doi.org/10.1637/7427-082605R.1]
- TEYSSIER, A., ROUFFAER, L.O., SALEH HUDIN, N., *et al.* (2018) Inside the guts of the city: Urban-induced alterations of the gut microbiota in a wild passerine. *The Science of the Total Environment* vol. 612, p. 1276-1286. [https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.035]
- THALAU, H.P., RACZEK, J., MARX, B., *et al.* (2003) Temperature Changes in Chicken Embryos Exposed to a Continuous-Wave 1.25 GHz Radiofrequency Electromagnetic Field. *Radiation Research* vol. 159, n° 5, p. 685-692. [https://doi.org/10.1667/0033-7587(2003)159[0685:TCICEE]2.0.CO;2]
- THIEBAULT, D. (2002) Les organes. *In oiseaux.net*. [https://www.oiseaux.net/dossiers/ornithopedia/appareil.respiratoire.circulatoire.html] (consulté le 20/10/2022).

- THOMAS, R.L., FELLOWES, M.D.E., BAKER, P.J. (2012) Spatio-Temporal Variation in Predation by Urban Domestic Cats (*Felis catus*) and the Acceptability of Possible Management Actions in the UK. *PLOS ONE* vol. 7, n° 11, p. e49369. [https://doi.org/10.1371/journal.pone.0049369]
- THRELFALL, C.G., OSSOLA, A., HAHS, A.K., *et al.* (2016) Variation in Vegetation Structure and Composition across Urban Green Space Types. *Frontiers in Ecology and Evolution* vol. 4, n° 66. [https://doi.org/10.3389/fevo.2016.00066]
- TOWNSEND, A.K., BARKER, C.M. (2014) Plastic and the nest entanglement of urban and agricultural crows. *PloS One* vol. 9, n° 1, p. e88006. [https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088006]
- TRIVEDI, A.K., RANI, S., KUMAR, V. (2006) Control of annual reproductive cycle in the subtropical house sparrow (*Passer domesticus*): evidence for conservation of photoperiodic control mechanisms in birds. *Frontiers in Zoology* vol. 3, n° 1, p. 12. [https://doi.org/10.1186/1742-9994-3-12]
- TRYJANOWSKI, P., SKÓRKA, P., SPARKS, T.H., *et al.* (2015) Urban and rural habitats differ in number and type of bird feeders and in bird species consuming supplementary food. *Environmental Science and Pollution Research* vol. 22, n° 19, p. 15097-15103. [https://doi.org/10.1007/s11356-015-4723-0]
- VÁCLAV, R., HOI, H., BLOMQUIST, D. (2003) Food supplementation affects extrapair paternity in house sparrows (*Passer domesticus*). *Behavioral Ecology* vol. 14, n° 5, p. 730-735. [https://doi.org/10.1093/beheco/arg059]
- VALKIŪNAS, G., IEZHOVA, T.A., BOLSHAKOV, C.V., *et al.* (2006) Blood parasites of the house sparrow *Passer domesticus* from northwestern Russia, with remarks on trends of global geographical distribution in this bird. *Journal of Natural History* vol. 40, n° 29-31, p. 1709-1718. [https://doi.org/10.1080/00222930601010127]
- VAN DONGEN, W.F.D., ROBINSON, R.W., WESTON, M.A., *et al.* (2015) Variation at the DRD4 locus is associated with wariness and local site selection in urban black swans. *BMC Evolutionary Biology* vol. 15, n° 1, p. 253. [https://doi.org/10.1186/s12862-015-0533-8]
- VANGESTEL, C., BRAECKMAN, B.P., MATHEVE, H., *et al.* (2010) Constraints on home range behaviour affect nutritional condition in urban house sparrows (*Passer domesticus*). *Biological Journal of the Linnean Society* vol. 101, n° 1, p. 41-50. [https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2010.01493.x]
- VAN HEEZIK, Y., SMYTH, A., ADAMS, A., *et al.* (2010) Do domestic cats impose an unsustainable harvest on urban bird populations? *Biological Conservation* vol. 143, n° 1, p. 121-130. [https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.013]
- VINCZE, E., SERESS, G., LAGISZ, M., *et al.* (2017) Does Urbanization Affect Predation of Bird Nests? A Meta-Analysis. *Frontiers in Ecology and Evolution* vol. 5. [https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00029]
- VON BRÖMSEN, A., JANSSON, C. (1980) Effects of Food Addition to Willow Tit *Parus montanus* and Crested Tit *P. cristatus* at the Time of Breeding. *Ornis Scandinavica (Scandinavian Journal of Ornithology)* vol. 11, n° 3, p. 173-178. [https://doi.org/10.2307/3676121]
- WAGNER, N. (2012) Occupation of Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) nest cavities by House Sparrows (*Passer domesticus*) in Rio Grande do Sul, Brazil. *Boletim SAO* vol. 20, n° 2, p. 72-78.

- WANG, Y., CHEN, S., BLAIR, R.B., *et al.* (2009) Nest composition adjustments by Chinese Bulbuls *Pycnonotus sinensis* in an urbanized landscape of Hangzhou (E China). *Acta Ornithologica* vol. 44, n° 2, p. 185-192. [<https://doi.org/10.3161/000164509X482768>]
- WEGRZYNOWICZ, A. (2013) Changes in the House Sparrow *Passer domesticus* population in cities and towns of Poland in 1960-2010. *Ornis Polonica* n° 54, p. 225-236.
- WEITZMAN, J. (2019) L'épigénétique. In *leem.org*. [<https://www.leem.org/lepigenetique>] (consulté le 25/10/2022).
- WHITE, J.G., ANTOS, M.J., FITZSIMONS, J.A., *et al.* (2005) Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation. *Landscape and Urban Planning* vol. 71, n° 2, p. 123-135. [<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.02.006>]
- WIKIPEDIA (2022) Moineau domestique. In *Wikipédia*. [https://fr.wikipedia.org/w/index.php?title=Moineau_domestique&oldid=198451649] (consulté le 10/11/2022).
- WILCOXEN, T.E., HORN, D.J., HOGAN, B.M., *et al.* (2015) Effects of bird-feeding activities on the health of wild birds. *Conservation Physiology* vol. 3, n° 1, p. cov058. [<https://doi.org/10.1093/conphys/cov058>]
- WILTSCSKO, R., THALAU, P., GEHRING, D., *et al.* (2015) Magnetoreception in birds: the effect of radio-frequency fields. *Journal of The Royal Society Interface* vol. 12, n° 103, p. 20141103. [<https://doi.org/10.1098/rsif.2014.1103>]
- WOJCZULANIS-JAKUBAS, K., KULPIŃSKA, M., MINIAS, P. (2015) Who bullies whom at a garden feeder? Interspecific agonistic interactions of small passerines during a cold winter. *Journal of Ethology* vol. 33, n° 2, p. 159-163. [<https://doi.org/10.1007/s10164-015-0424-x>]
- WOLLER, A., GONZE, D. (2013) The Bird Circadian Clock: Insights from a Computational Model. *Journal of Biological Rhythms* vol. 28, n° 6, p. 390-402. [<https://doi.org/10.1177/0748730413512454>]
- WOTTON, S., FIELD, R., LANGSTON, R., *et al.* (2002) Homes for birds: The use of houses for nesting by birds in the UK. *British Birds* vol. 95, p. 586-592.
- XENO-CANTO FOUNDATION (2022) Moineau domestique (*Passer domesticus*). In *Xeno-canto.org*. [<https://xeno-canto.org/species/Passer-domesticus?pg=2>] (consulté le 12/09/2022).
- YOUNGSTEADT, E., ERNST, A.F., DUNN, R.R., *et al.* (2017) Responses of arthropod populations to warming depend on latitude: evidence from urban heat islands. *Global Change Biology* vol. 23, n° 4, p. 1436-1447. [<https://doi.org/10.1111/gcb.13550>]

Annexes

Annexe 1 : Glossaire

Les mots marqués d'une étoile * dans le texte sont définis ci-dessous.

Abiotique : se dit d'un milieu impropre à la vie, qui ne concerne pas et ne conditionne pas la vie.

Agonistique : un comportement agonistique est un comportement lié à une confrontation ou une rivalité entre plusieurs individus. L'attaque, la menace, la défense et la fuite sont des comportements agonistiques. La prédation n'est pas un comportement agonistique.

Barbe : chacun des poils rameux insérés de part et d'autre de l'axe d'une plume d'un oiseau (le rachis). Illustration à l'annexe 4.

Barre de stress : lignes blanches étroites présentes dans les plumes des oiseaux. Ces barres se forment pendant la pousse de la plume. Elles sont dues à un manque de nutriments, notamment les acides aminés, pendant la croissance de la plume qui empêche la bonne synthèse de kératine, qui forme la structure de la plume.

Boîte de Petri : boîte cylindrique transparente peu profonde, en verre ou en plastique, munie d'un couvercle, utilisée en microbiologie pour la mise en culture de micro-organismes ou de cellules d'organismes pluricellulaires.

Cavernicole (oiseau) : oiseau qui niche dans des cavités, dans des trous. Ces cavités peuvent être naturelles (vieux tronc d'arbre, trou dans une berge, ...) ou d'origine humaine (fissure sous une corniche, trou dans un mur, trou de boulin, ...). Un oiseau cavernicole cherche d'abord sa cavité et ensuite y construit un nid.

Champ électrique : champ de force invisible créé par l'attraction et la répulsion des charges électriques positives et négatives qui se mesure en Volts par mètre (V/m) (BBEMG, 2012).

Champ magnétique : un champ de force invisible créé par le mouvement des particules électriques chargées qui se mesure en Gauss (G) ou en Tesla (T) ou en ampère par mètre (A/m) (BBEMG, 2012). Par exemple, autour de la Terre, il existe un champ magnétique créé par le mouvement de matière au sein du noyau terrestre.

Choane : orifice interne des fosses nasales.

Complément : groupe de protéines, intervenant dans les moyens de défense spécifiques et non spécifiques de l'organisme, qui provoque la destruction des microorganismes, favorise la phagocytose et intensifie la réaction inflammatoire.

Cloaque : partie finale de l'intestin des amphibiens, reptiles, oiseaux et mammifères primitifs où débouchent conduits urinaires et conduits génitaux, ce qui en fait un passage commun pour les déchets de l'organisme (fientes et urines) et les cellules reproductrices.

Distance de Kipp : C'est un paramètre de la biométrie des ailes que l'on calcule. Il s'agit de la différence entre la longueur totale de l'aile et la longueur secondaire de l'aile (Pigot *et al.*,

2020). La longueur totale correspond à celle que l'on mesure entre le carpe et l'extrémité des rémiges primaires et la longueur secondaire est celle que l'on mesure entre le carpe et l'extrémité de la rémige secondaire la plus externe (cf. annexes 3 et 4).

Dortoir : lieu où des animaux se rassemblent pour se reposer ou dormir, en journée ou la nuit.

Domaine vital : zone spatiale restreinte régulièrement utilisée par un individu dans ses activités (repos, chasse ou nourrissage, reproduction, etc.). Il ne faut pas le confondre avec le territoire. Le territoire est une zone où l'individu défend activement ses frontières contre les intrusions, par un comportement agressif envers les étrangers et/ou des marquages préventifs le long des frontières (chant d'oiseau, crottes et urine, frottement contre les arbres, etc.). Le territoire peut s'inscrire dans un domaine vital plus large, c'est-à-dire que l'individu peut utiliser régulièrement des zones hors des frontières qu'il défend activement. (Collet, 2018)

Epigénétique : ensemble des processus qui gouvernent l'activité des gènes sans affecter la séquence de l'ADN de ces gènes. Ces processus altèrent la molécule d'ADN sans changer les nucléotides qui la composent. Ces altérations permettent ainsi de réguler l'expression des gènes puisqu'ils ne peuvent pas être lus de la même façon quand ils sont altérés (Weitzman, 2019).

Epizootie : propagation d'une maladie infectieuse contagieuse à un grand nombre d'animaux appartenant à une même espèce ou à un groupe d'espèces dans une région donnée et en un temps restreint.

Erythroïèse : formation des globules rouges dans la moelle osseuse, à partir de cellules souches indifférenciées

Génome : ensemble du matériel génétique, c'est-à-dire des molécules d'ADN., d'un individu.

Génotype : à l'échelle d'un gène un génotype est la composition allélique du gène. Il est représenté par la combinaison de 2 lettres correspondant chacune à un allèle du gène porté par l'individu.

Génotoxicité : la génotoxicité d'une cellule correspond à l'altération de son génome. Au microscope, la génotoxicité d'une cellule se détecte par la présence de *micronuclei*, c'est-à-dire de minuscules noyaux, dans la cellule. Ces *micronuclei* sont en fait des chromosomes fragmentés ou entiers qui se retrouvent seuls en dehors du *nucleus* (noyau de la cellule) à la fin de la division cellulaire (au lieu d'être présents avec les autres au sein du *nucleus*). Cette méthode est reconnue pour identifier l'effet génotoxique de nombreux composants chimiques (Dusinska *et al.*, 2012).

Héritabilité (h^2 au sens strict) : elle mesure la proportion de la variation d'un phénotype dans une population due à la variabilité du patrimoine génétique transmis par les parents à leur descendant (origine génétique additive) dans la population. Chaque parent transmet la moitié de son patrimoine génétique à son descendant et le patrimoine transmis par un parent constitue la moitié du patrimoine du descendant. La valeur de l'héritabilité est comprise entre 0 et 1, et plus elle est élevée plus la différence de phénotype observée entre les individus est due à une différence de génome entre les individus.

Hématocrite : rapport du volume des globules rouges sur le volume sanguin total.

Hétérophiles : chez les oiseaux et les reptiles les hétérophiles sont les équivalents des granulocytes neutrophiles des Mammifères. Ce sont des globules blancs caractérisés par un noyau à plusieurs lobes et des fines granulations. Leur rôle essentiel est la défense de l'organisme contre les micro-organismes étrangers. Ils gagnent les tissus à partir du sang et

éliminent les micro-organismes grâce à leur capacité de phagocytose et à leur pouvoir bactéricide, permis par la libération de leurs granulations contenant des substances antibactériennes.

Histologie (ou analyse histologique) : discipline médicale (ou examen médical) qui consiste en l'étude de la structure des tissus biologiques à l'échelle microscopique à partir d'un prélèvement tissulaire traité en laboratoire selon une technique de préparation spécifique et découpé en coupes très fines (les lames histologiques).

Immunoglobulines : protéines du sérum sanguin sécrétées par les plasmocytes issus des lymphocytes de type B en réaction à l'introduction dans l'organisme d'une substance étrangère (antigène). Une immunoglobuline est capable de se fixer spécifiquement sur l'antigène qui a provoqué sa synthèse, et sur lui seul ; elle prend alors le nom d'anticorps.

Lavage bronchoalvéolaire : méthode de diagnostic médical consistant à injecter dans le système respiratoire une solution de liquide physiologique stérile et à récupérer ce liquide qui rapporte avec lui ce que contiennent les voies respiratoires et les alvéoles.

Lymphocytes : leucocytes (globules blancs) responsables des réactions de défense de l'organisme contre les substances qu'ils considèrent comme étrangères. Ils se distinguent par leur petite taille (entre 7 et 9 micromètres de diamètre), par leur noyau arrondi ou ovoïde, ainsi que par leur cytoplasme peu abondant et pauvre en granulations.

Macrophage : cellule immunitaire de grande taille localisée dans les tissus, dérivant d'une lignée de globules rouges sanguins appelés monocytes, qui a pour fonction de phagocyter les organismes et les particules étrangers qu'elle rencontre, de sécréter des protéines pro-inflammatoires et d'organiser la coopération cellulaire au sein du système immunitaire.

Métabolite : produit simple et assimilable issu de la digestion d'un aliment ou d'une transformation d'un corps organique au sein d'une cellule, d'un tissu ou du milieu sanguin.

Méthylation : addition de groupes méthyles CH_3 sur les nucléotides de la molécule d'ADN. Une faible méthylation favorise l'activité de transcription (l'utilisation) des gènes et une forte méthylation l'inhibe.

Microsatellite : un microsatellite est une séquence d'ADN simple et courte composée d'un motif répété de nombreuses fois. Elle est située entre des gènes et n'est pas à proprement parler un gène.

Nécrose : transformation d'ordre physico-chimique de l'environnement et du contenu d'une cellule qui aboutit à sa mort prématurée, soudaine et non-programmée.

Nidicole (oiseau) : se dit des jeunes oiseaux qui restent au nid tant qu'ils ne savent pas voler.

Phagocytose : mécanisme permettant aux cellules d'internaliser et de digérer des particules et des micro-organismes.

Phénotype : ensemble des caractères observables d'un individu, qui dépend de l'expression des gènes et de l'environnement.

Promoteur : segment d'ADN qui contrôle l'expression d'un gène. Quand il est activé, il induit la transcription (utilisation) du gène et quand il est inhibé il ne peut plus induire la transcription (utilisation) du gène.

Rectrice : plumes de la queue des oiseaux portée par le croupion et jouant le rôle de gouvernail et de plan de soutien dans le vol.

Rémige : grande plume rigide de l'aile d'un oiseau.

Sérotype ou Sérovar : variété d'une espèce de micro-organisme basée sur un ensemble de caractéristiques concernant leurs antigènes ou leurs protéines.

SNP : un SNP est un nucléotide de la séquence d'un gène qui varie en fonction des individus et est responsable de la présence de plusieurs allèles du gène dans une espèce.

Sonogramme : représentation graphique des composants acoustiques (temps, fréquences, intensité) d'un signal.

Sporadique : une maladie sporadique est une maladie qui touche des individus de manière isolée.

Stress oxydatif : le stress oxydatif se met en place quand les radicaux libres formés à l'issue de l'utilisation de l'azote et de l'oxygène par les cellules ou de l'exposition des cellules à des facteurs environnementaux (rayons UV, polluants ou agents pathogènes) sont présents en trop grande quantité. Ils oxydent alors les protéines et les lipides cellulaires et l'ADN, ce qui entraîne des dysfonctionnements cellulaires délétères pour l'organisme. Les antioxydants captent et éliminent les radicaux libres donc empêchent leur accumulation et évitent l'apparition d'un stress oxydatif délétère. Leur concentration doit être d'autant plus élevée que la production de radicaux libres est élevée (Galano *et al.*, 2011; Reiter, 1996).

Télomère : extrémité des chromosomes composée d'ADN ne codant pour aucune protéine. A chaque multiplication cellulaire, pendant la réplication d'ADN, les chromosomes ne sont pas entièrement répliqués ce qui induit un raccourcissement de ceux-ci au niveau des télomères. Ces derniers servent donc à éviter l'absence de réplication des parties de chromosome servant à coder des protéines et à les protéger des mutations (Jiang *et al.*, 2007).

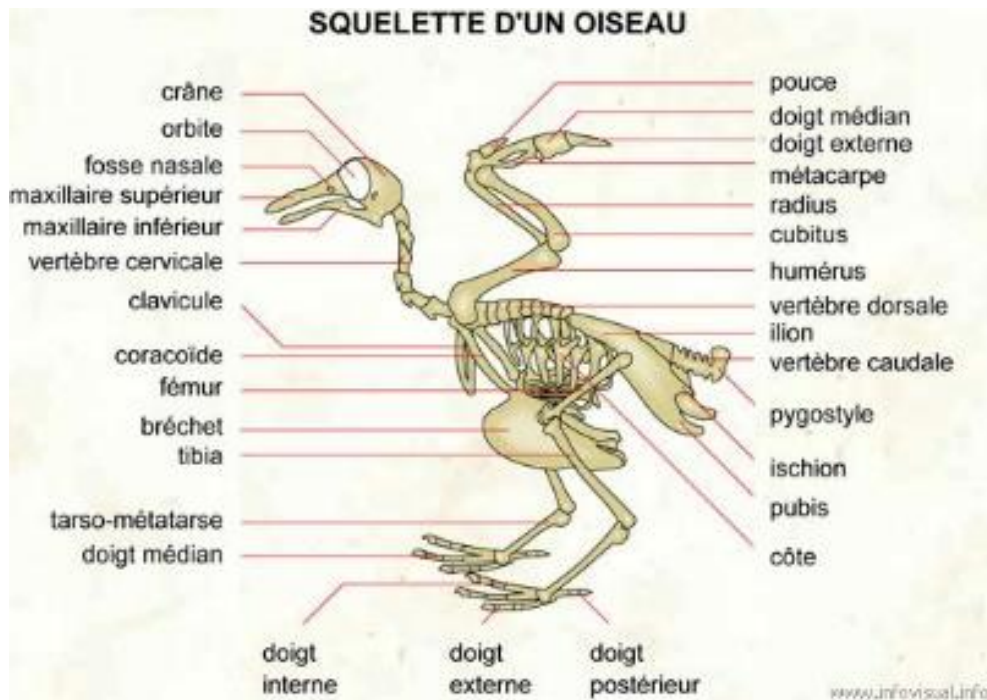
Variance : il s'agit d'une mesure arbitraire servant à caractériser la dispersion d'une distribution ou d'un échantillon par rapport à la moyenne. On peut l'interpréter comme la moyenne des carrés des écarts à la moyenne. Plus la variance est grande, plus les valeurs mesurées dans un échantillon sont dispersées autour de la moyenne (Anonyme, 2019).

Valeur sélective : capacité d'un individu à produire des descendants matures viables et capables de se reproduire, relativement aux autres individus de la même population existants au même moment.

Xénobiotique : substance présente dans un organisme vivant mais qui lui est étrangère et qui n'est ni produite par l'organisme lui-même, ni par son alimentation naturelle.

Annexe 2 : Dessin légendé du squelette d'un oiseau

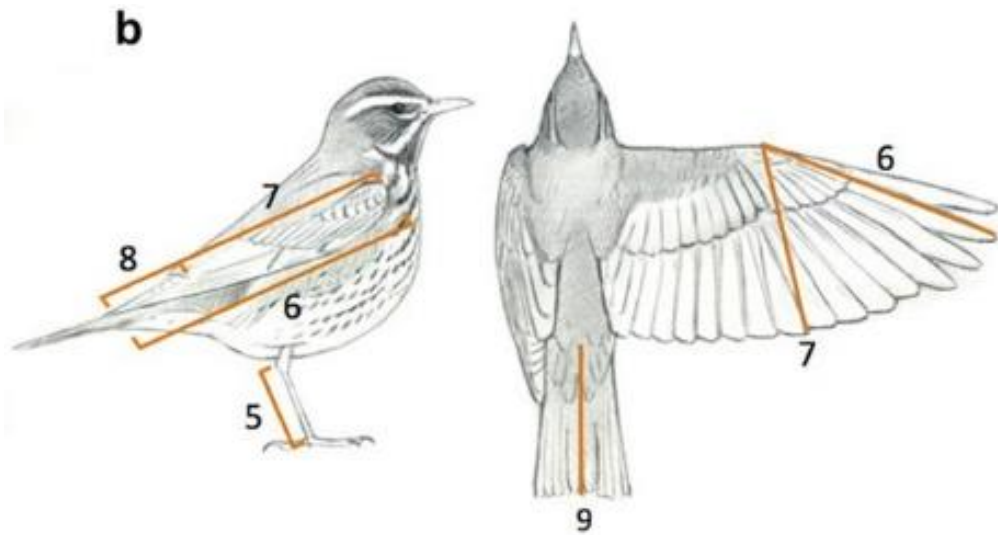
Le dessin ci-dessous représente le squelette d'un oiseau (Dery, 2022a).



Le tarse ou tarso-métatarse correspond à l'os le plus distal de la patte d'un oiseau. Il est situé entre le tibia et les doigts.

Annexe 3 : Illustration de la distance de Kipp

Ces deux dessins sont issus de l'article de Pigot *et al.*, (2020).



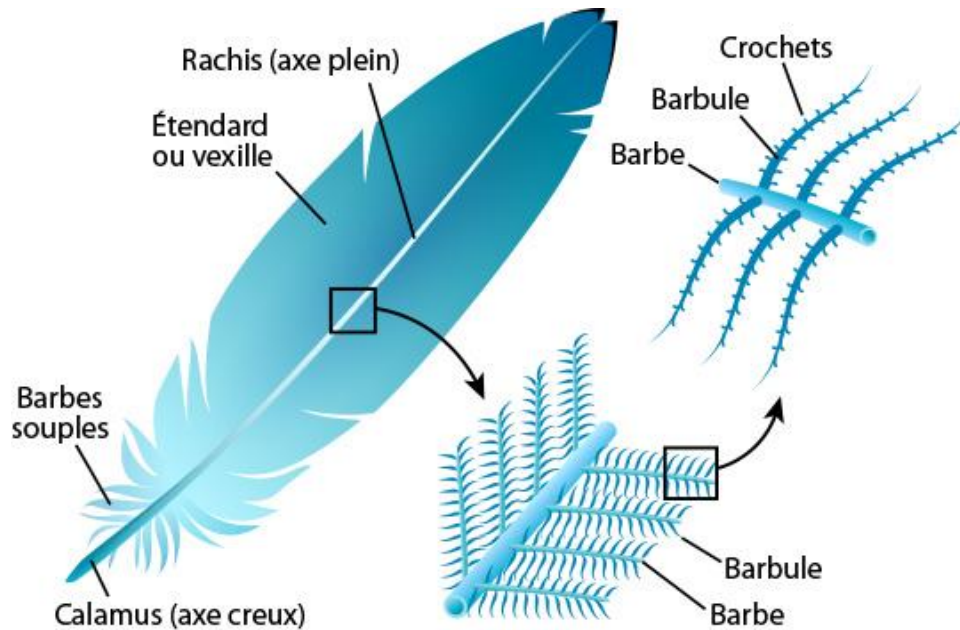
La longueur maximale de l'aile correspond à la distance 6 sur les dessins.

La longueur secondaire de l'aile correspond à la distance 7 sur les dessins. .

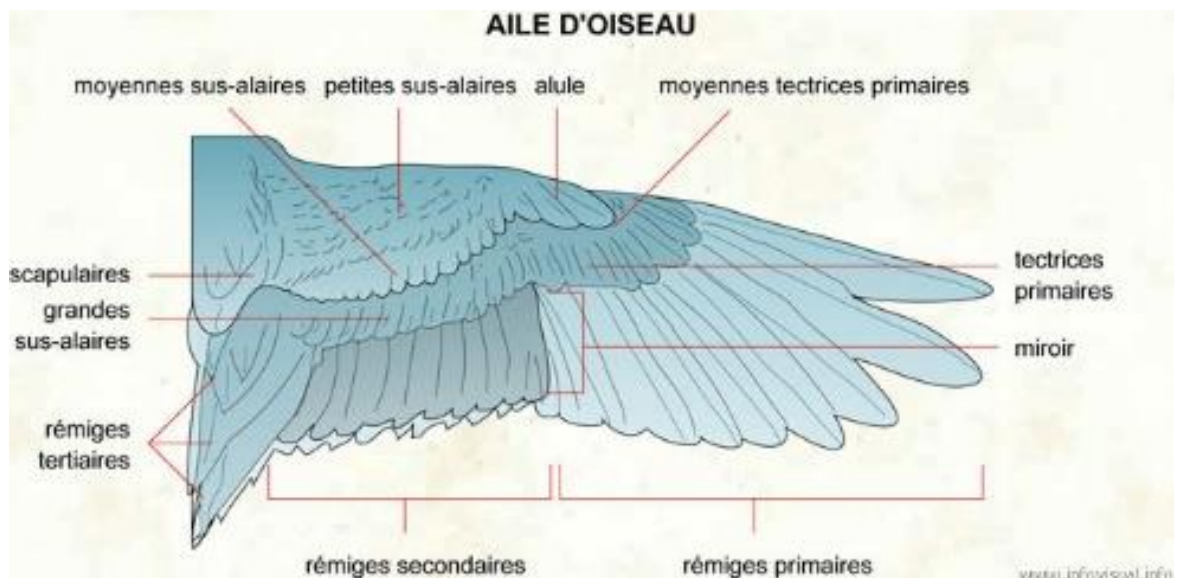
La distance de Kipp correspond à la différence entre la distance 6 et la distance 7, ce qui correspond à la distance 8 sur le dessin.

Annexe 4 : Les plumes des oiseaux

Le premier dessin présente l'organisation d'une plume d'un oiseau. La plume est composée d'un axe plein dur, le rachis, sur lequel sont accrochées perpendiculairement à cet axe les barbes. Les barbes sont composées de barbules dont l'axe est perpendiculaire à celui des barbes et parallèle à celui du rachis. Les barbules sont composées de crochets qui leur permettent de s'accrocher entre elles et ainsi de former une plume toute lisse (Kazilek, 2017).



Le second dessin présente l'organisation des plumes des oiseaux au niveau de leurs ailes (Dery, 2022b).



Annexe 5 : Principe de l'appareil de Berlese

Le principe de l'appareil de Berlese est d'exposer l'extrémité d'un objet à une source lumineuse pendant 24h afin que des êtres vivants qui ne supportent pas les luminosités intenses (bien souvent des Arthropodes) la fuient et se réfugient à l'autre extrémité de l'objet où est installé un piège. Les êtres vivants tombent dans le piège, souvent rempli d'alcool, se noient et meurent. Ils peuvent être ensuite observés à la loupe binoculaire ou au microscope.

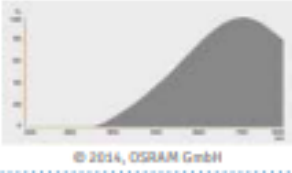
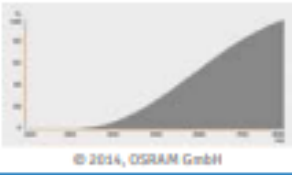
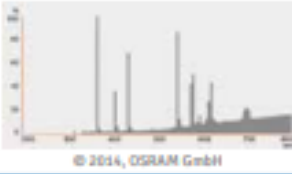
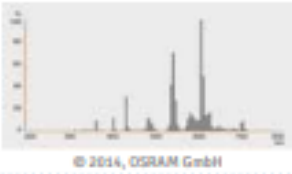
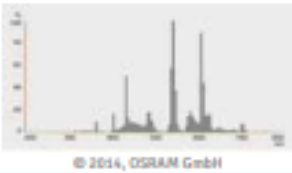
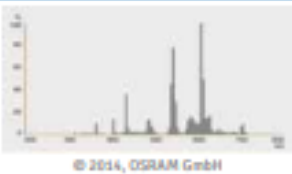
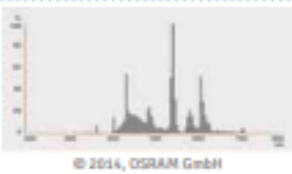
L'appareil de Berlese est souvent utilisé pour récupérer le Arthropodes vivant dans un sol. On place alors un échantillon du sol dans un entonnoir, sur un tamis. Les Arthropodes traversent le tamis, tombent dans l'entonnoir puis dans le flacon d'alcool.

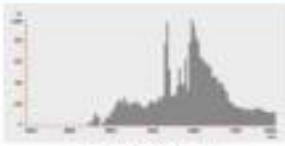
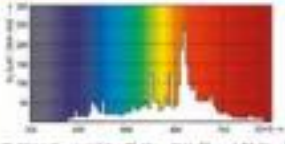
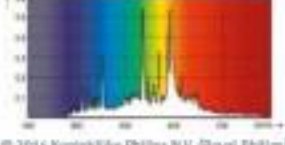


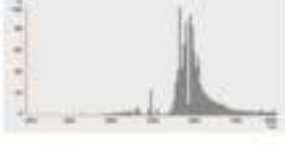


Le dessin ci-dessous représente un appareil de Berlese (Gesc, 2012).

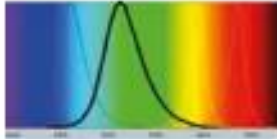
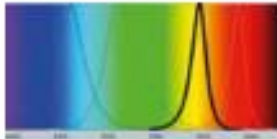






Annexe 6 : Caractéristiques des lampes utilisées pour l'éclairage nocturne extérieur

Le tableau suivant est issu du rapport de la Mission Economie de la Biodiversité et de l'Association Nationale pour la Protection du Ciel et de l'Environnement Nocturne sur la relation entre l'éclairage du XXI^e siècle et la biodiversité (MEB et ANPCEN, 2015).

Tableau 4 : Caractéristiques générales des principales familles de lampes utilisées pour l'éclairage extérieur					
Famille	IRC (Ra)*	Efficacité lumineuse (lm/W)*	Teinte**	Distribution spectrale représentative*	Domaines d'application
Halogène	95 - 100	<15	Blanc Froid (> 3 000° K)		- Jardins privés (particuliers, hôtels)
	100	<20	Blanc Chaud (< 3 000° K)		
Vapeur de Mercure (exclue du marché en avril 2015 par le règlement européen 245/2009)	50-60	40-60	Blanc		- Rues - Cheminements résidentiels - Zones piétonnes, places - Usines
Fluo compacte	80 - 90	60 - 80	Blanc à Blanc Chaud (< 3000° K)		- Cheminements résidentiels (encastrés et hublots) - Jardins privés - Zone de travail en extérieur - Site industriel en extérieur
	80 - 90	75	Blanc Froid (> 4000° K)		
Tube Fluorescent	90	85 - 90	Blanc à Blanc Chaud (< 3 000° K)		- Bâtiments publics - tunnels, voies souterraines
	80	85 - 90	Blanc Froid (> 4 000° K)		

Famille	IRC (Ra)*	Efficacité lumineuse (lm/W)*	Telnte**	Distribution spectrale représentative*	Domaines d'application
Lampe à décharge Iodures Métalliques technologie céramique	75 - 80	80 - 100	Blanc	 © 2014, OSRAM GmbH	<ul style="list-style-type: none"> - Mise en lumière architecturale - Zones piétonnes urbaines - Pistes cyclables
Lampe céramique à Iodures Métalliques de nouvelle génération	60	90 - 120	Blanc Chaud (< 3000° K)	 © 2014 Koninklijke Philips N.V. [Royal Philips]	<ul style="list-style-type: none"> - Zones piétonnes, places publiques, voiries
	60	90 - 120	Blanc Froid (> 4000° K)	 © 2014 Koninklijke Philips N.V. [Royal Philips]	
Lampe à décharge Iodures Métalliques technologie quartz	~70	75 - 90	Blanc Froid (> 4000°K)	 © 2014, OSRAM GmbH	<ul style="list-style-type: none"> - Bâtiments, monuments, ponts - Zones piétonnes, places publiques - Parcs et jardins - Installations industrielles - Quais et installations portuaires - Gare de triage, installation de transbordement de conteneurs
	70 - 80	75 - 90	Blanc à Blanc Chaud (< 3500°K)	 © 2014, OSRAM GmbH	<ul style="list-style-type: none"> - Bâtiments, monuments, ponts - Zones piétonnes, places publiques - Parcs et jardins
Sodium Haute Pression	25	90 - 150	Jaune-orangé (<2100°K)		<ul style="list-style-type: none"> - Rues - Installations industrielles
Sodium Basse Pression	Pas de mesure d'IRC	120 - 180	Orange (1800°K)		<ul style="list-style-type: none"> - Rues - Tunnels, voies souterraines - Voies navigables, écluses
LEDs Bleues	Pas de mesure d'IRC	ND	Bleu		<ul style="list-style-type: none"> - Mise en lumière architecturales, infrastructures et paysage

Famille	IRC (Ra)*	Efficacité lumineuse (lm/W)*	Teinte**	Distribution spectrale représentative*	Domaines d'application
LEDs Vertes	Pas de mesure d'IRC	ND	Vert		- Mise en lumière architecturales, infrastructures et paysage
LEDs Ambrées à spectre étroit***	Pas de mesure d'IRC	ND	Ambre		- Voiries - Mise en lumière architecturales, infrastructures et paysage
LEDs Rouges	Pas de mesure d'IRC	ND	Rouge		- Mise en lumière architecturales, infrastructures et paysage
LEDs Blanches	70 - 75	100 - 125	Blanc Froid (> 6000* K)		- Voiries - Places, espaces piétons - Parcs et espaces verts - Mise en lumière de bâtiments - Mise en lumière d'infrastructures
	75	90 - 110	Blanc Neutre (~4000* K)		
	75 - 80	90 - 110	Blanc Chaud (~3000* K et moins)		

Dans les issues des catalogues de fabricants de lampes et de luminaires (OSRAM, Philips, LEC), de l'Agence Concepts, des synthèses issues des documents de l'ANPCEN.

* Ces profils techniques peuvent varier suivant les modèles de lampes existants dans chaque famille. Il est donc indispensable d'obtenir le spectre détaillé pour chaque modèle de lampe vendu afin d'en évaluer précisément les impacts potentiels.

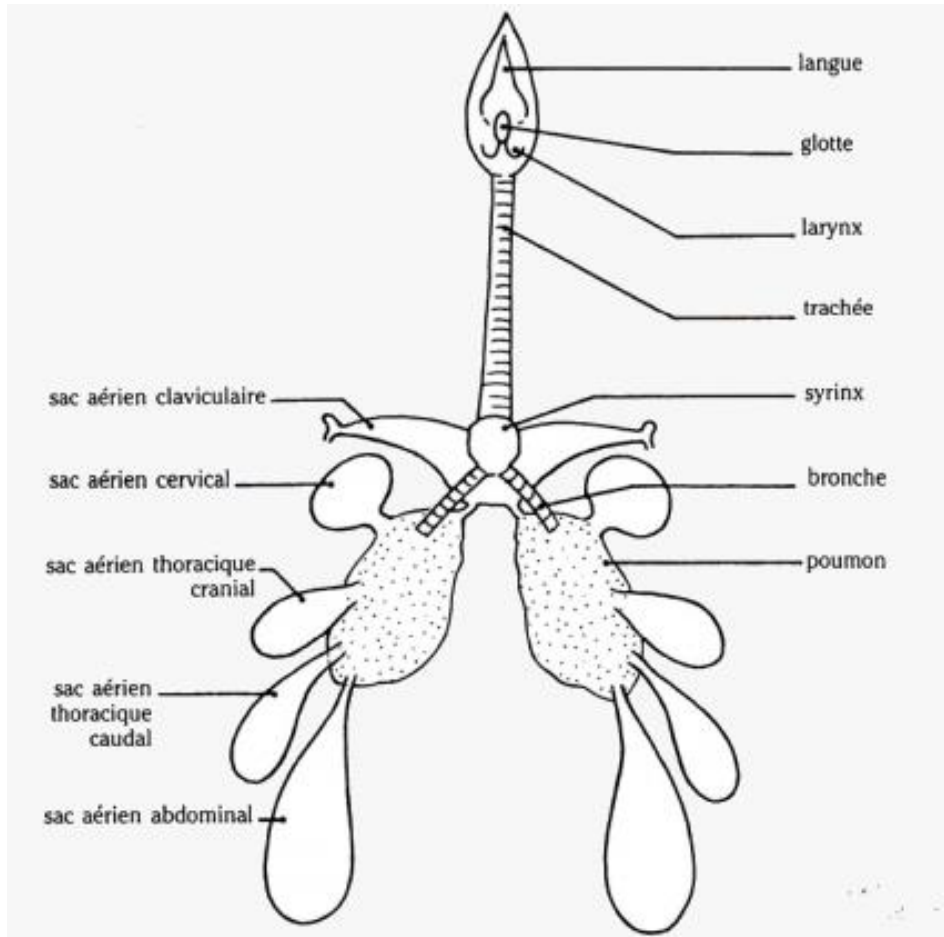
** La teinte des lampes varie en fonction de la température de couleur. Il est ainsi possible de modifier la teinte en jouant sur le profil spectral. Par exemple pour les LEDs, on peut clairement identifier une différence entre le profil spectral des LEDs « Blanc Froid » (> 6000 K) dans lequel on note une forte proportion de lumière bleue, et les LEDs « Blanc Chaud » dont le profil spectral émet davantage dans les grandes longueurs d'ondes même si l'on peut toujours noter, mais dans une moindre mesure, la présence d'un pic d'émission dans le bleu.

*** Il existe des LEDs ambrées à spectre plus large dont les caractéristiques se rapprochent de celles d'une lampe à sodium haute pression. Les caractéristiques des LEDs ambrées à spectre étroit se rapprochent beaucoup de celles d'une lampe à sodium basse pression.

© MEB-ANPCEN 2010

Annexe 7 : L'appareil respiratoire des oiseaux

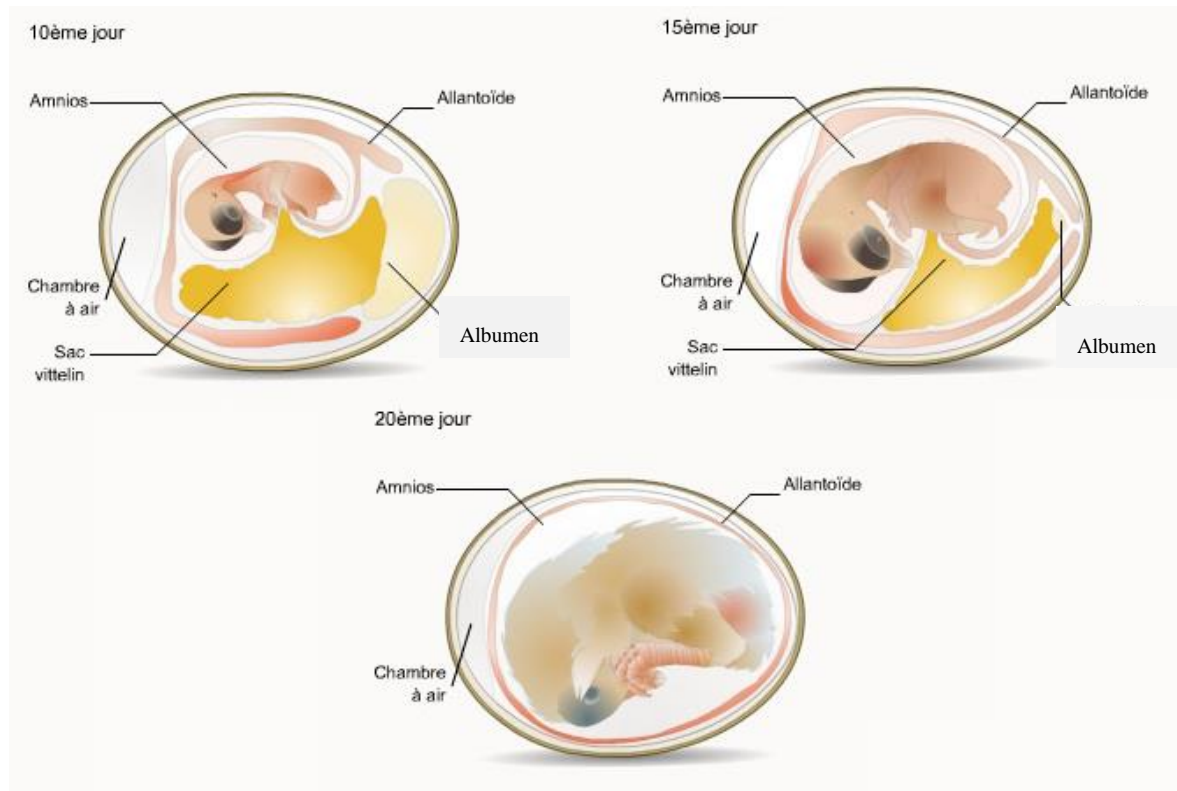
Le schéma ci-dessous présente l'appareil respiratoire des oiseaux (Coquelle, 2022).



L'air inhalé par les oiseaux passe d'abord par le larynx et la trachée qui forment les parties supérieures de l'appareil respiratoire. Il passe ensuite par la bifurcation des bronches, où la trachée se divise en bronches primaires. L'air poursuit son chemin dans les bronches qui arrivent chacune dans un poumon et qui se divisent à nouveau en bronches secondaires, puis en bronchioles au sein des poumons. Chez les oiseaux, la paroi des bronchioles est parsemée de petits orifices qui conduisent l'air dans un réseau de capillaires aériens. Ces capillaires aériens sont entrelacés avec un réseau de capillaires sanguins, dans une disposition dite à courant croisé (circulation de l'air et du sang dans des sens opposés). Les bronchioles traversent les poumons et se prolongent par des sacs aériens situés dans la tête et l'abdomen (Soyez et Soyez, 2022; Thiebault, 2002). L'air traverse donc les poumons de manière ininterrompue et arrive en bout de course dans les sacs aériens. Les sacs aériens jouent le rôle de soufflet et maintiennent un flux d'air constant dans les poumons. Ils se gonflent et se vident alternativement ce qui fait qu'à chaque inspiration et à chaque expiration, la masse d'air contenu dans les poumons se renouvelle totalement. (Soyez et Soyez, 2022; Thiebault, 2002).

Annexe 8 : Contenu d'un œuf d'oiseau et positionnement de l'embryon dans l'œuf

Le schéma ci-dessous représente la composition d'un œuf de Poule domestique et la position de l'embryon dans son œuf aux 10^e, 15^e et 20^e jours d'incubation, soit 11 et 6 et 1 jour(s) avant l'éclosion (Ornithomedia, 2022).



Un œuf possède comme paroi la plus externe la coquille sous laquelle sont disposées la membrane externe puis la membrane interne. Une chambre à air se met en place à une des extrémités de l'œuf entre la membrane externe et la membrane interne. L'embryon baigne dans une cavité amniotique remplie de liquide et délimitée par l'amnios. L'embryon est connecté à l'allantoïde, une poche qui stocke les déchets éliminés par l'embryon et qui assure les échanges gazeux entre l'embryon et l'extérieur, et aussi au sac vitellin et à l'albumen qui renferment respectivement des réserves lipidiques pour l'embryon et des protéines et de l'eau pour l'embryon (Ornithomedia, 2022). A partir de 20 jours, l'embryon prend sa position d'éclosion. La position correcte consiste pour l'embryon à placer sa tête du côté de la chambre à air et de la replier au niveau abdominal entre des pattes et ses ailes, en pointant son bec vers l'extrémité opposée à la chambre à air. Lors de l'éclosion il redresse sa tête en direction de la chambre à air, perce la membrane interne et se retrouve dans la chambre à air où il peut respirer avec ses poumons. Puis il casse avec le diamant positionné sur son bec la coquille de l'œuf (Ornithomedia, 2022).

IMPACT DU MILIEU URBAIN SUR LA BIOLOGIE DE LA FAUNE AVIAIRE : EXEMPLE DU MOINEAU DOMESTIQUE (*PASSER DOMESTICUS*)

AUTEUR : Marie FAUCON

RÉSUMÉ :

Après avoir présenté les caractéristiques générales, biologiques et comportementales du Moineau domestique (*Passer domesticus*), cette thèse décrit, à partir d'une compilation des publications scientifiques, l'impact des différentes caractéristiques du milieu urbain sur les oiseaux en choisissant comme fil rouge, le Moineau domestique.

Le Moineau domestique est un passereau anthropophile qui possède des particularités faisant de lui un oiseau synurbique adapté au milieu urbain. Sa population a décliné depuis les années 1970 dans tous les environnements des pays qu'il avait colonisés avant le XX^e siècle. Bien que synurbique, le Moineau domestique semble impacté par le milieu urbain, notamment au niveau de ses caractéristiques morphologiques et de son succès reproducteur.

A l'échelle d'une ville, les ressources pour nidifier sont généralement suffisantes pour les espèces cavernicoles ou arboricoles. Il en est de même pour les ressources alimentaires. Ces ressources sont cependant inégalement réparties, entraînant des concentrations des populations d'oiseaux qui entrent alors en compétition. Les déchets anthropiques et les nourrissages permettent aux oiseaux de subvenir à leurs besoins alimentaires mais leurs qualités nutritionnelles particulières contribuent parfois à modifier certaines de leurs fonctions biologiques.

Le milieu urbain possède des caractéristiques physico-chimiques différentes de celles du milieu rural (température plus élevée, champs électromagnétiques, éclairage nocturne, bruit, pollution). Ces paramètres sont souvent sources d'inexorables modifications biologiques, comportementales et démographiques chez les oiseaux. Cependant quelques espèces, comme le Moineau domestique, y font face en parvenant à s'adapter.

Les oiseaux doivent cohabiter avec d'autres êtres vivants dans ce milieu artificialisé, au premier rang desquels les humains. La cohabitation avec ces derniers est facilitée par la sélection des oiseaux les moins farouches. De plus, les oiseaux sont relativement moins exposés aux prédateurs dans le milieu urbain. En fonction de la ville, les oiseaux urbains peuvent être plus ou moins exposés à des agents pathogènes qui peuvent constituer une menace d'autant plus lorsqu'il s'agit d'agents émergents.

MOTS CLÉS :

MOINEAU DOMESTIQUE, OISEAUX, FAUNE SAUVAGE, VILLE, MILIEU URBAIN, SELECTION, ADAPTATION, SYNURBANISATION

JURY :

Présidente : Dr Julie RIVIÈRE

Directeur: Dr Pascal ARNÉ

Examinatrice: Pr Caroline GILBERT

IMPACT OF THE URBAN ENVIRONMENT ON AVIAN BIOLOGY: THE HOUSE SPARROW (*PASSER DOMESTICUS*) USED AS AN ILLUSTRATION

AUTHOR: Marie FAUCON

SUMMARY:

After presenting general, biological and behavioural characteristics of the House sparrow (*Passer domesticus*), this work draws on scientific works to display how the many specificities of the urban environment impact the House sparrow and other birds species.

The House sparrow is an anthropophilic and synurbic passerine suited to the urban environment. It has declined since the 1970s in all environments of the countries it colonized before the XXth century. Although the House sparrow is synurbic, the urban environment affects some of its biological characteristics, among them its morphological traits and its reproductive success.

The House sparrow, as well as hole-nesting or arboreal birds, may find enough resources to nest on the scale of an urban area. It may find enough food resources as well. However, an uneven distribution of these resources leads to an uneven distribution of the avian populations, forcing them to compete in order to survive. Anthropogenic food resources allow birds to meet their food needs but their particular nutritional qualities contribute to modifying some of their biological functions.

Physical and chemical parameters of the urban environment differ from those of the rural environment (higher temperature, electromagnetic fields, artificial lights at night, noise, pollution). These parameters often lead to relentless biological, behavioural and demographic changes in birds. Yet, some bird species like the House sparrow sometimes succeed in adapting to them instead of suffering them.

Birds have to live with many creatures in the urban environment, including humans. The most human friendly birds are selected in this environment, so they can live peacefully along with humans. In addition, birds are relatively protected against a majority of predators in this environment. Depending on the city, urban birds are more or less infected by pathogens than rural ones and can be very susceptible to some new pathogens emerging in their environment.

KEYWORDS:

HOUSE SPARROW, BIRDS, WILDLIFE, CITY, URBAN ENVIRONMENT, SELECTION, ADAPTATION, SYNURBANIZATION

JURY:

Chairperson: Dr Julie RIVIÈRE

Thesis Director: Dr Pascal ARNÉ

Reviewer: Pr Caroline GILBERT