



**HAL**  
open science

# Étude sur l'abondance et les groupes écologiques des vers de terre dans un bassin d'infiltration (est-lyonnais)

Gersende Fernandes

► **To cite this version:**

Gersende Fernandes. Étude sur l'abondance et les groupes écologiques des vers de terre dans un bassin d'infiltration (est-lyonnais). Sciences de l'ingénieur [physics]. 2020. dumas-03232245

**HAL Id: dumas-03232245**

**<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-03232245>**

Submitted on 21 May 2021

**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.

Copyright



# Travail de fin d'études

pour le diplôme d'ingénieur de l'École nationale des travaux publics de l'État

---

Année 2019-2020

Voie d'approfondissement :  
Environnement-CELVN

Soutenu le 11/09/2020

Devant le jury composé de :

- Président du Jury : Bernard Clement
- Maître de TFE : Jean Philippe Bedell
- Expert : Stéphane Garnaud-Corbel
- Membres invités : Isabelle Lamy et Sylvie Nelieu

Par

**Gersende Fernandes**

**Etude sur l'abondance et les groupes écologiques des  
vers de terre dans un bassin d'infiltration (est-  
lyonnais)**

**Organisme d'accueil :  
LEHNA-IPE**



# Notice analytique

AUTEUR			
Nom	FERNANDES		
Prénom	Gersende		
ORGANISME D'ACCUEIL			
Nom de l'organisme	LEHNA-IPE		
et	Rue Maurice Audin		
Localité	69518 Vaulx en Velin Cedex		
Nom du Tuteur	Jean Philippe Bedell		
ANALYSE DU TFE			
Titre (français)	Etude sur l'abondance et les groupes écologiques des vers de terre dans un bassin d'infiltration (est-lyonnais)		
Titre (anglais)	Study on earthworms abundance and ecological groups in an infiltration basin		
Résumé (français)	<p>L'artificialisation des zones urbaines entraîne des problèmes d'imperméabilisation des sols et de ruissellement des eaux pluviales. Afin de pallier les risques environnementaux et sanitaires que cela peut engendrer, une gestion des eaux de pluie est préconisée, notamment par l'usage de systèmes dits alternatifs comme des bassins d'infiltration. Or, les eaux de pluie se chargent en polluants dans l'atmosphère mais également et surtout au contact des sols et des différents matériaux urbains, par lixiviation. Ces bassins peuvent aussi être pourvus d'une faune et d'une flore très diversifiées. Ce travail vise à comprendre les liens entre l'abondance de vers de terre et les paramètres physico-chimiques dont les polluants du sédiment, dans un bassin d'infiltration de l'est-lyonnais, avec une attention particulière portée sur la différence entre les épigés et les endogés, ainsi qu'entre les adultes et les juvéniles. Les prélèvements ayant été réalisés en 2013, l'objectif a été de mettre en place un schéma de réflexion statistique clair et justifié. Peu de liens ont finalement été clairement identifiés, notamment dû au manque de données, mais le sujet est prometteur et confirme l'intérêt des vers de terre comme bioindicateurs dans un système artificiel.</p>		
Résumé (anglais)	<p>Urban areas artificialisation involves impermeabilization and runoff issues. In order to limit potential environmental and sanitary risks, stormwater can be managed, for example with alternatives systems like infiltration basins. However, stormwater accumulate pollutants through the atmosphere, urban materials and on the soil, by lixiviation. These basins can also be full of different types of flora and fauna. This study aims to understand the boundaries between earthworms abundance and physico-chemical (with pollutants) parameters of the sediment from an infiltration basin in eastern Lyon. A special attention was given on the differences between epigeic and endogeic, adults and juveniles. Samples were collected in 2013, so the goal was to create a statistical reflexion, to have clear and justified results. Just a few links have finally been clearly identified, certainly because of the lack of datas, but the subject has a huge importance for these systems management and confirm the interest of earthworms as bioindicators in an artificial system.</p>		
Mots-clés (français, 5 maxi)	Vers de terre, polluants organiques persistants, abondance, bassins d'infiltrations		
Mots-clés (anglais, 5 maxi)	Earthworms, persistent organic pollutants, abundance, infiltration basins		
Termes géographiques (français)	Bassin d'infiltration est-lyonnais (Chassieu, 69680)		
COLLATION			
	Nb de pages	Nb d'annexes (nb de pages)	Nb de réf. biblio.
	75	8 (15 pages)	59

# Remerciements

---

Je tiens à remercier tous ceux ayant participé à la mise en place, au bon fonctionnement et à la rédaction de mon stage, grâce auxquels ces cinq derniers mois se sont déroulés sans encombre.

Tout d'abord je souhaite remercier vivement Jean Philippe Bedell, mon tuteur de stage, qui a été réactif et à l'écoute tout au long de mon travail et qui a pris le temps de me guider, même en cette période particulière de crise sanitaire. J'ai pu garder beaucoup de liberté dans mes choix d'études et de réflexion grâce à sa confiance.

Merci également à Olivier Roques, doctorant au LEHNA, qui m'a relue à maintes reprises et conseillée dans mes lectures et méthodologie.

Je remercie Bernard Clément pour son suivi, sa réactivité et son attention particulière pendant ce stage mais également tout au long de l'année. Merci également à Stéphane Garnaud-Corbel (OFB) d'avoir accepté de faire partie de mon jury TFE et Master SEIU, ainsi qu'à Isabelle Lamy et Sylvie Nelieu (INRAE Versailles) pour leur intérêt pour le sujet et leur participation à la soutenance.

Un remerciement particulier pour Philippe MARCHAND, du laboratoire LABERCA à Nantes, qui a été d'une grande aide dans la compréhension des données sur les polluants organiques persistants.

Je remercie également tous les membres du LEHNA pour leur accueil chaleureux, leurs conseils et leurs encouragements. Les trois prochaines années promettent d'être agréables !

Merci enfin à tous mes amis, notamment mes colocataires, ainsi que ma famille sans lesquels les périodes de confinement et déconfinement n'auraient pas été aussi plaisantes.

# Sommaire

---

Notice analytique.....	3
Remerciements .....	4
Sommaire.....	5
Liste des figures .....	7
Liste des tableaux.....	8
Liste des sigles et acronymes .....	9
1. Introduction .....	10
2. Caractérisation des polluants organiques persistants et des vers de terre .....	12
2.1 Polluants issus des eaux pluviales et du ruissellement.....	12
2.2 Caractérisation de la macrofaune du sol .....	13
2.2.1 Morphologie et typologies des vers de terre.....	13
2.2.2 Groupes fonctionnels .....	15
2.2.3 Intérêt des vers de terre comme bioindicateur pour une approche d'évaluation de la pollution des sols.....	16
2.3 Problématique .....	17
3. Matériel et méthodes .....	18
3.1 Zone d'étude .....	18
3.1.1 Présentation des bassins d'infiltration .....	18
3.1.2 Vocabulaire utilisé .....	19
3.2 Typologie et méthodologie des prélèvements .....	19
3.2.1 Extractions .....	19
3.2.2 Classification des lombrics.....	20
3.2.3 Détermination des paramètres physico-chimiques des sédiments .....	21
3.2.4 Quantification des polluants organiques persistants .....	21
3.3 Méthodologie pour l'analyse.....	23
3.3.1 Incertitudes sur les données .....	23
3.3.2 Boîtes à moustaches et diagrammes en barres .....	23
3.3.3 Analyses en composantes principales.....	24
3.3.4 Régression linéaire et coefficients de corrélation .....	24
3.3.5 Facteur de bioaccumulation .....	26
3.3.6 Nombre de données .....	26
4. Résultats et discussion .....	27
4.1 Etudes des données du sédiment (paramètres physico-chimiques et polluants) .....	27
4.1.1 Relations entre paramètres physico-chimiques du sédiment .....	27
4.1.2 Etude des données globales par polluant et par parcelle.....	29
4.1.3 Liens entre paramètres physico-chimiques du sédiment et teneurs en POPs .....	32
4.1.4 Résumé .....	33
4.2 Etude des teneurs en POPs dans les vers de terre .....	33
4.2.1 Cas particulier des teneurs en PBB .....	33

4.2.2	Etude des données globales par polluant et par parcelle.....	33
4.2.3	Relations entre les teneurs .....	34
4.2.4	Relations entre teneur en POPs dans les VDT et paramètres du sédiment.....	36
4.2.5	Résumé .....	37
4.3	Abondance des VDT.....	37
4.3.1	Caractérisation de l'abondance totale des vers de terre.....	37
4.3.2	Caractérisation de l'abondance des groupes fonctionnels.....	39
4.3.3	Caractérisation de l'abondance des espèces.....	46
4.3.4	Caractérisation de l'abondance des âges .....	48
4.4	Réflexion sur la méthode.....	52
4.4.1	Influence de la méthode de prélèvement.....	52
4.4.2	Influence des conditions climatiques et du mode de fonctionnement.....	54
4.4.3	Influence de la végétalisation .....	55
4.4.4	Influence du site .....	56
4.4.5	Limites statistiques.....	57
5.	Conclusion générale et perspectives .....	58
6.	Bibliographie.....	59
	Annexes .....	62

# Liste des figures

Figure 1 : Schéma d'un Annélide (soies + métamères). Ici est représenté un Polychète dont la différence principale avec un oligochète repose sur leur plus grand nombre de soies. Source : <a href="https://www.studocu.com/fr/document/universite-lille-i/biologie-animale-1/notes-de-cours/cours-annelide/1808874/view">https://www.studocu.com/fr/document/universite-lille-i/biologie-animale-1/notes-de-cours/cours-annelide/1808874/view</a> . .....	14
Figure 2 : Schéma des différentes parties d'un vers de terre. Source : <a href="https://www.newworldencyclopedia.org/entry/Earthworm">https://www.newworldencyclopedia.org/entry/Earthworm</a> . Traductions de gauche à droite et de haut en bas, par schéma : <i>mouth</i> = bouche ; <i>setae</i> = soie ; <i>brain</i> = cerveau ; <i>hearts</i> = cœurs ; <i>male reproductive organs</i> = organes reproducteurs mâles ; <i>crop</i> = jabot ; <i>blood vessel</i> = vaisseau sanguin ; <i>digestive tube</i> = tube digestif ; <i>nerve cord</i> = cordon nerveux ; <i>circular muscles</i> = muscles circulaires ; <i>longitudinal muscle</i> = muscle longitudinal ; <i>nephridium</i> = néphridie.....	15
Figure 3 : Schéma d'identification des trois groupes fonctionnels de vers de terre présents en France. Source : <a href="https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/e107_files/downloads/OPVT_Determiner_les_Vers_de_Terre.pdf">https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/e107_files/downloads/OPVT_Determiner_les_Vers_de_Terre.pdf</a> . .....	16
Figure 4 : Schéma représentant les anciens bassins et la configuration actuelle. Source : OTHU, 2009..	18
Figure 5 : Situation après les travaux de 2002. Les deux flèches courtes bleues correspondent à l'arrivée d'eau. Source : <a href="https://www.graie.org/othu/ptsite_2.htm">https://www.graie.org/othu/ptsite_2.htm</a> .....	18
Figure 6 : Topographie du fond du BI Django Reinhardt (supposée en mètres). Source : Le Coustumer, 2008. ....	20
Figure 7 : Schéma du BI et des parcelles. ....	20
Figure 8 : ACP entre les quatre paramètres du sol. ....	28
Figure 9 : Teneurs en ng/kg de MS des différents POPs dans les sédiments du BI Django Reinhardt, en échelle logarithmique. ....	29
Figure 10 : ACP des teneurs en polluants organiques persistants des sédiments. ....	31
Figure 11 : ACP des différents paramètres du sédiment et des teneurs en POPs. ....	32
Figure 12 : Teneurs en polluants en ng/kg de MS, dans les VDT, avec une échelle logarithmique.....	34
Figure 13 : ACP des teneurs en polluants organiques dans les vers de terre. ....	35
Figure 14 : ACP des teneurs en polluants organiques dans les vers de terre et des paramètres physico-chimiques du sédiment. ....	36
Figure 15 : Quantités de VDT prélevés par parcelle. ....	37
Figure 16 : ACP focalisée sur la quantité de vers de terre prélevés sur l'ensemble des quatorze parcelles. A l'intérieur du cercle rouge, les variables sont significativement corrélées à la variable à expliquer centrale. Les paramètres dont le point est bleu sont positivement corrélés à la variable à expliquer ; les paramètres dont le point est jaune y sont négativement corrélés.....	38
Figure 17 : ACP focalisée sur la quantité de VDT par parcelle, en fonction des teneurs en POPs dans les sédiments. A l'intérieur du cercle rouge, les variables sont significativement corrélées à la variable à expliquer centrale. Les paramètres dont le point est bleu sont positivement corrélés à la variable à expliquer ; les paramètres dont le point est jaune y sont négativement corrélés. ....	39
Figure 18 : Effectif de chaque groupe fonctionnel (endogés et épigés) en fonction de la parcelle.....	40
Figure 19 : Quantité de vers de terre prélevés en fonction de la hauteur de sédiment, par classe, pour chaque groupe fonctionnel. Les barres d'erreur sont formées par les écart-types. ....	41
Figure 20 : Quantité de vers de terre prélevés en fonction de la teneur en eau, par classe, pour chaque groupe fonctionnel. Les barres d'erreur sont formées par les écart-types.....	41
Figure 21 : Quantité de vers de terre prélevés en fonction de la teneur en matière organique, par classe, pour chaque groupe fonctionnel. Les barres d'erreur sont formées par les écart-types.....	42
Figure 22 : Quantité de vers de terre prélevés en fonction du pH, par classe, pour chaque groupe fonctionnel. Les barres d'erreur sont formées par les écart-types.....	43
Figure 23 : ACP focalisées sur la quantité d'épigés (à gauche) et la quantité d'endogés (à droite) en fonction des paramètres du sédiment. A l'intérieur du cercle rouge, les variables sont significativement corrélées à la variable à expliquer centrale. Les paramètres dont le point est bleu sont positivement corrélés à la variable à expliquer ; les paramètres dont le point est jaune y sont négativement corrélés. ....	43
Figure 24 : Teneurs en POPs (en ng/kg de MS) dans les VDT selon les deux groupes fonctionnels endogés et épigés, en échelle logarithmique. ....	44
Figure 25 : Effectifs par espèce selon la parcelle. ....	47
Figure 26 : ACP focalisées sur la quantité de <i>lumbricus rubellus</i> et de <i>microscoclex</i> prélevés en fonction des paramètres physico-chimiques du sol. A l'intérieur du cercle rouge, les variables sont significativement corrélées à la variable à expliquer centrale. Les paramètres dont le point est bleu sont positivement corrélés à la variable à expliquer ; les paramètres dont le point est jaune y sont négativement corrélés. ....	47
Figure 27 : Quantité de VDT par catégorie d'âge (adultes et juvéniles) en fonction des parcelles. ....	48
Figure 28 : ACP focalisées sur la quantité d'adultes (à gauche) et la quantité de juvéniles (à droite) en fonction des paramètres du sédiment. A l'intérieur du cercle rouge, les variables sont significativement	

corrélées à la variable à expliquer centrale. Les paramètres dont le point est bleu sont positivement corrélés à la variable à expliquer ; les paramètres dont le point est jaune y sont négativement corrélés. .... 49

Figure 29 : Teneurs en POPs (en ng/kg de MS) dans les vers de terre selon les deux catégories d'âge (adultes et juvéniles), en échelle logarithmique. .... 50

Figure 30 : ACP focalisée sur la quantité de VDT extraits, par rapport aux températures minimales et maximales de chaque journée de prélèvement, à l'ensoleillement journalier, aux cumuls de pluies depuis le premier jour de pluies (en mm et mm/h) ainsi qu'aux précipitations entre deux jours de prélèvements (en mm et mm/h)..... 54

Figure 31 : Répartition des quadrats du BI, par catégorie (par couleur). Source : Saulais, 2011. .... 55

## Liste des tableaux

---

Tableau 1 : Notations utilisées pour la qualification des teneurs en POPs. .... 21

Tableau 2 : Pourcentage de données sous le seuil de la LOD pour chaque POP (en ng/kg de MS)..... 22

Tableau 3 : Tableau explicatif des valeurs potentiellement prises par les coefficients de corrélation de Pearson et Spearman. Source : MOOC Introduction à la Statistique avec R. .... 25

Tableau 4 : Caractéristiques statistiques des paramètres physico-chimiques du sédiment. .... 27

Tableau 5 : Coefficients de corrélation linéaire entre les paramètres physico-chimiques du sédiment. ... 28

Tableau 6 : Caractéristiques et teneur en POPs dans différents sols. D'après Coelho, 2019. .... 30

Tableau 7 : Teneurs en ng/kg de MS de POPs des sédiments dans chaque parcelle. .... 30

Tableau 8 : Classement des teneurs en POPs des sédiments, selon les parcelles, du plus concentré (1) au moins concentré (10). .... 31

Tableau 9 : Résultats des tests de corrélation de Spearman entre les teneurs en polluants organiques mesurées dans les vers de terre. .... 35

Tableau 10 : Récapitulatif des différences entre les deux catégories d'âge, basé sur les valeurs des épigés par rapport aux endogés. .... 45

Tableau 11 : Valeurs de BAF (à gauche) et classement décroissant (à droite) par parcelle, POP et groupe fonctionnel. .... 46

Tableau 12 : Récapitulatif des différences entre les deux catégories d'âge, basé sur les juvéniles par rapport aux adultes. .... 51

Tableau 13 : Valeurs de BAF (à gauche) et classement décroissant (à droite) par parcelle, POP et catégorie d'âge. .... 51

Tableau 14 : Tableau des proportions de prélèvement pour les deux phases d'arrosage..... 52

Tableau 15 : Résultats obtenus par les méthodes d'extraction par arrosage et par monolithe sur la parcelle DJ16. .... 53

Tableau 16 : Pourcentage de fuite par groupe fonctionnel et âge. .... 53

Tableau 17 : Caractéristiques physico-chimiques des parcelles LC1, LC2, LC3 et DJ2, DJ3, DJ6, DJ8, DJ10 pour la comparaison des deux BI. Chaque couleur représente un groupe de comparaison, basé sur la hauteur de sédiment. .... 56

# Liste des sigles et acronymes

---

BI : bassin d'infiltration

BAF : facteur de bioaccumulation

HBCD : hexabromocyclododécane

OTHU : Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine

PBB : polybromobiphényles

PBDE : polybromodiphényléthers

PCB : polychlorobiphényles ou pyralènes

PCDD : polychloro-dibenzo dioxines

PCDF : polychloro-dibenzo furanes

POPs : polluants organiques persistants

VDT : vers de terre

# 1. Introduction

Les Nations Unies (United Nations, 2019) prévoient une augmentation moyenne de la population mondiale de près de onze milliards d'individus d'ici 2100. D'après l'INSEE (Blanpain et Buisson, 2016), la population française atteindrait plus de 76 millions d'habitants au 1<sup>er</sup> janvier 2070. Cette forte croissance de la population est ainsi à coupler à une consommation en eau grandissante dans les villes, ainsi qu'à une utilisation de substances de plus en plus grande et nombreuse (que ce soit pour la santé, l'industrie ou la construction), substances qui se retrouvent dans les rejets industriels, les eaux de ruissellement et même les eaux pluviales. De plus, le réchauffement climatique qui a déjà débuté bouleverse de nombreux cycles naturels et modifie drastiquement notre environnement et notre rapport à cet environnement changeant. Ainsi, l'eau, dont le cycle est impacté par les extractions humaines liées aux activités agricoles, industrielles ou domestiques, subit des modifications à tous les niveaux (Allan *et al.*, 2020).

Ces modifications, en plus d'affecter les écosystèmes, touchent directement la santé humaine et aggravent les inégalités : le climat, qui est modifié en ville, génère régulièrement des îlots de chaleur urbains, liés aux densifications urbaines, aux vagues de chaleur et aux aménagements non adaptés comme les matériaux ou la disparition de la végétation et de l'eau<sup>1</sup>. En plus de supprimer de nombreuses parcelles agricoles chaque année<sup>2</sup>, l'artificialisation des sols urbains entraîne d'autres problématiques liées à l'imperméabilisation des sols tels que les îlots de chaleur urbains, mais aussi les ruissellements et les concentrations et transports de polluants qui impactent grandement les conditions de vie dans ces milieux. Le plan biodiversité du 4 juillet 2018 met en avant des indicateurs de consommation d'espaces et engage le CEREMA<sup>3</sup> à publier<sup>4</sup> « tous les ans, un état des lieux de la consommation d'espaces et [à mettre] à la disposition des territoires et des citoyens des données transparentes et comparables à toutes les échelles territoriales ». Bien que le désir de « zéro artificialisation nette » soit proclamé, entre 2017 et 2018 plus de 23 000 hectares ont été artificialisés, et les chiffres sont à la hausse depuis les deux dernières années<sup>5</sup>. Une refonte complète des schémas d'aménagement des villes est donc à mettre en place, de manières multi- et transdisciplinaires.

Il semble ainsi nécessaire de revoir la gestion des eaux usées, pluviales et parfois industrielles dans les villes qui se base actuellement, pour la plupart des communes, sur des systèmes de réseaux unitaires ou séparatifs<sup>6</sup> coûteux et parfois inefficaces (CNFPT, MOOC eau, 2019). Pour cela, plusieurs méthodes sont employées. Les SAGE (Schémas d'aménagement et de gestion de l'eau) planifient par exemple, via la loi sur l'eau de 1992 et la Directive Cadre sur l'Eau, « la gestion équilibrée et durable de la ressource en eau »<sup>7</sup>. Un contrat de milieu, c'est-à-dire un programme d'actions volontaire sur cinq ans, peut également être mis en place pour une « gestion globale, concertée et durable à l'échelle d'une unité hydrographique cohérente »<sup>8</sup> et peut être décliné régionalement. Autrement, le Plan Climat du Ministère de la transition écologique et solidaire, sous Nicolas Hulot, prévoyait un encouragement à la sobriété, aux innovations et au déploiement de solutions locales adaptées<sup>9</sup>. Enfin, des chercheurs lyonnais étudient, dans cet objectif, depuis plusieurs années, des solutions alternatives à la gestion des eaux pluviales, notamment en eaux pluviales. Plus de 50 opérations ont ainsi été recensées dans un guide du GRAIE (2018) comprenant des noues et fossés, tranchées drainantes ou infiltrantes, puits d'infiltration, mares et bassins, cuves et citernes, toitures végétalisées, structures poreuses, filtres plantés de roseaux, bassins, etc.

---

1 <https://www.cerema.fr/fr/actualites/ilots-chaleur-agir-territoires-adapter-villes-au-changement>

2 <https://www.gouvernement.fr/indicateur-artificialisation-sols>

3 Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement

4 <https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/indicateurs-consommation-espace-2020-issues-des-fichiers-fonciers-pnb-action7/>

5 <https://www.cerema.fr/fr/actualites/artificialisation-sols-leviers-allier-efficacite-qualite>

6 « Ces réseaux sont dits unitaires quand ils collectent les eaux usées et les eaux pluviales et séparatifs quand ils collectent les eaux usées dans un réseau différent de celui des eaux pluviales » (CNFPT, MOOC eau, 2019)

7 <https://www.gesteau.fr/presentation/sage>

8 <http://www.gesteau.fr/presentation/contrat>

9 <https://www.gouvernement.fr/argumentaire/pour-une-meilleure-gestion-des-ressources-en-eau>

Les bassins d'infiltration (BI), en particulier, sont des réservoirs/réceptacles à ciel ouvert accueillant les eaux pluviales du bassin versant et permettant l'infiltration des eaux dans le sol, généralement après passage par un bassin de rétention. De nombreuses études au sein des laboratoires en hydrologie de la région lyonnaise, dont les données sont regroupées par l'OTHU<sup>10</sup>, cherchent à en déterminer l'efficacité et les limites, notamment en termes de colmatage, végétation, biodiversité et polluants (Le Coustumer, 2008 ; Badin, 2009 ; Saulais, 2011 ; Winiarski *et al.*, 2006 ; OTHU fiches techniques). Cette étude vise ainsi à étudier les liens entre une partie de la biodiversité (les vers de terre) et quelques paramètres physico-chimiques du sédiment du BI dont des polluants.

---

10 Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine : <http://graie.org/othu/index.htm>

## 2. Caractérisation des polluants organiques persistants et des vers de terre

Les bassins d'infiltration sont des ouvrages encore peu connus qui peuvent s'étudier sous le prisme de diverses thématiques comme la géophysique, l'hydrologie et l'écologie<sup>11</sup>. Ils reçoivent les eaux pluviales du bassin versant qui s'infiltrent sur place ou ruissellent jusqu'à eux.

### 2.1 Polluants issus des eaux pluviales et du ruissellement

Eriksson *et al.* (2007) ont utilisé la méthode CHIAT (Chemical Hazard Identification and Assessment Tool) développée dans des publications précédentes, dans le but de sélectionner les principaux polluants issus des eaux pluviales. Finalement, la liste retenue inclue 25 polluants et 5 catégories : des paramètres basiques de l'eau, des éléments traces métalliques (ETM), des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des herbicides et enfin des composés organiques variés. Parmi ces derniers, on retrouve le PCB 28, de la famille des **polluants organiques persistants (POPs)**.

Les polluants organiques persistants sont des substances que l'on retrouve dans l'environnement et qui représentent une menace pour la santé humaine et les écosystèmes. En effet, les POPs sont **persistants** dans l'environnement, c'est-à-dire qu'ils s'y dégradent lentement ; sont **bioaccumulables**, c'est-à-dire que leur concentration s'accumule dans la chaîne alimentaire ; sont **toxiques**, c'est-à-dire susceptibles d'effets nocifs et sont très mobiles donc se retrouvent loin des zones d'émission<sup>12</sup>. Les POPs peuvent être générés naturellement par combustion, ou être produits lors d'incinérations de déchets ou par des processus industriels (chimique, métaux, textiles, céramique et briques). Certains POPs étaient également produits intentionnellement pour des pesticides ou usages industriels. A l'échelle mondiale, le protocole d'Aarhus<sup>13</sup> de 1998, entré en vigueur en France en 2003 et la Convention de Stockholm de 2001, entrée en vigueur en France en 2004<sup>14</sup>, régissent la réduction voire l'élimination de ces polluants. Des directives et règlements européens ont déterminé, en 2004 et 2016, respectivement, l'interdiction de production et vente de substances appartenant à l'annexe I de la Convention de Stockholm et la fixation de teneurs maximales pour l'alimentation. A l'échelle nationale, le plan micropolluants 2016-2021<sup>15</sup> vise à préserver la qualité des eaux et la biodiversité, en axant l'action sur la réduction des émissions à la source. Celui-ci réunit trois précédents plans donc le plan national de lutte contre les PCB, lancé six ans auparavant.

Les effets sur les écosystèmes sont avérés et importants (Islam *et al.*, 2018 ; Fuoco et Giannarelli, 2019) et les impacts potentiels sur la santé humaine ont fait l'objet de plusieurs études et contrôles réguliers de la part de l'ANSES<sup>16</sup> (AFSSA<sup>17</sup> avant 2010) en France : des normes ont ainsi été introduites pour la quantification des concentrations et qualification des polluants dans les aliments ou les cours d'eau<sup>18</sup>.

On recense plusieurs types de POPs dont les PCDD, les PCDF, les PCB, les PBDE, les PBB et les HBCD qui seront étudiés dans ce travail de recherche et présentés brièvement ci-dessous.

Les **PCDD (polychloro-dibenzo dioxines)** et les **PCDF (polychloro-dibenzo furanes)** sont des hydrocarbures aromatiques polycycliques chlorés polysubstitués. Ils sont regroupés, respectivement, en 75 et 135 congénères, selon la position et le nombre de chlores qu'ils possèdent (AFSSA, 2005). Les deux types de substances sont stables thermiquement, insolubles

---

11 <https://umr5023.univ-lyon1.fr/sites-ateliers/bassins-d-infiltration>

12 <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/polluants-organiques-persistants-pop>

13 Lors de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance

14 <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/polluants-organiques-persistants-pop>

15 <https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Plan%20micropolluants%202016-2021%20pour%20pr%C3%A9server%20la%20qualit%C3%A9%20des%20eaux%20et%20la%20biodiversit%C3%A9.pdf>

16 Agence nationale de sécurité sanitaire, de l'alimentation, de l'environnement et du travail

17 Agence française de sécurité sanitaire des aliments

18 <https://www.anses.fr/fr/content/pcb-le-r%C3%B4le-de-l%E2%80%99anses>

dans l'eau et très solubles dans les graisses. Ils sont formés par combustion de produits organiques chlorés ou encore dans les fonderies ou installations sidérurgiques (Barriuso *et al.*, 1996). Seuls les plus toxiques et les plus abondants sont évalués : les 7 PCDD et les 10 PCDF en question sont énoncés dans l'annexe 1.

Les **PCB (polychlorobiphényles ou pyralènes)** sont des composés aromatiques chlorés possédant des propriétés isolantes et des stabilités chimique et physique intéressantes pour l'industrie<sup>19</sup>, notamment pour les isolations des transformateurs électriques (Barriuso *et al.*, 1996). Leur source est exclusivement anthropique. On y retrouve 209 molécules ou congénères, séparés en deux catégories : les « dioxin-like » (PCB-DL) et les « non dioxin-like » (PCB-NDL). Chacun des PCB possède un numéro selon la nomenclature IUPAC (INERIS, 2012). Les PCB-DL, contrairement aux NDL, ont un mécanisme d'action similaire à celui des dioxines, ce qui permet de comparer leur toxicité à celle de la dioxine de Seveso (AFSSA, 2005), la plus toxique, servant de référence. Les concentrations des 12 congénères les plus toxiques sont mesurées systématiquement dans les analyses de matrices organiques (sédiment, sang, chair, graisse)<sup>20</sup>: 77, 81, 126 et 169 (les « mono-ortho » ou « coplanaires ») et 105, 114, 118, 123, 156, 157, 167, 189 (« non-ortho » ou « non coplanaires ») (INERIS, 2012). Les PCB-NDL sont testés selon les six congénères les plus abondants (aussi appelés PCB indicateurs ou PCBi) dont les numéros sont 28, 52, 101, 138, 153 et 180. Un dernier PCBi, le numéro 118, est un « dioxin-like ». L'annexe 2 récapitule la classification évoquée.

Les **PBDE (polybromodiphényléthers)**, les **PBB (polybromobiphényles)** et les **HBCD (hexabromocyclododécane)** sont des retardateurs de flamme bromés (RFB) peu coûteux et facilement utilisables (Rahman *et al.*, 2001). On les retrouve dans des polystyrènes, des mousses en polyuréthane, des textiles (autre que des vêtements), des câbles ou encore des connecteurs électriques, dans les parties plastiques (WHO, 1994). Tout comme les PCB, dont la structure est similaire, on les retrouve partout dans l'environnement et leur toxicité est avérée : cancers, mortalité chez les mammifères marins, ... (Rahman *et al.*, 2001). Il est compliqué de connaître les stocks et les utilisations de ces retardateurs de flammes. Le nombre total de congénères est 209 (WHO, 1994). Ils sont sous forme solide ou cireuse à température ambiante et « sont virtuellement insolubles dans l'eau et hautement résistants à la dégradation ». Les HBCD sont depuis 2013 considérés comme un POP par la Convention de Stockholm et font donc partie des polluants les plus nocifs pour la santé humaine (Annexe A de la Convention<sup>21</sup>).

Les POPs sont donc toxiques pour les Hommes mais également pour la macrofaune du sol comme les vers de terre (Espinosa-Reyes *et al.*, 2019), nécessaires à la qualité et l'équilibre physico-chimique de ce dernier (Bottinelli *et al.*, 2015 ; Pant *et al.*, 2017 ; Sun *et al.*, 2020).

## 2.2 Caractérisation de la macrofaune du sol

La macrofaune du sol, d'après la définition du CNRTL<sup>22</sup>, comprend toutes les espèces de moyenne à grande taille appartenant à l'écologie du milieu « sol », c'est-à-dire en moyenne de plus de 2 millimètres telles que les fourmis, les escargots ou encore les vers de terre (VDT). Cette étude utilise ces derniers comme bioindicateurs d'effets, c'est-à-dire qu'ils rendent compte de l'état et des usages de l'écosystème sol, comme l'explique l'ADEME<sup>23</sup> (Peres *et al.*, 2012).

### 2.2.1 Morphologie et typologies des vers de terre

Les VDT et de fumier sont des Annélides (ensemble des vers annelés) terrestres<sup>24</sup> de la classe des Oligochètes<sup>25</sup> (figures 1 et 2). Il s'agit donc de protostomiens eutrochozoaires spiraliens,

---

19 <https://www.anses.fr/fr/content/pcb-carte-d%E2%80%99identit%C3%A9>

20 Sélection « par le Bureau Communautaire de Référence de la Commission Européenne (Bruxelles) comme étant les composés à rechercher en priorité (...) du fait de leur persistance et de leur abondance dans l'environnement ainsi que de leurs propriétés toxicologiques » (INERIS, 2012).

21 <http://chm.pops.int/Implementation/Alternatives/AlternativestoPOPs/ChemicalslistedinAnnexA/tabid/5837/Default.aspx>

22 Centre Nationale de Ressources Textuelles et Lexicales

23 Agence de de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie

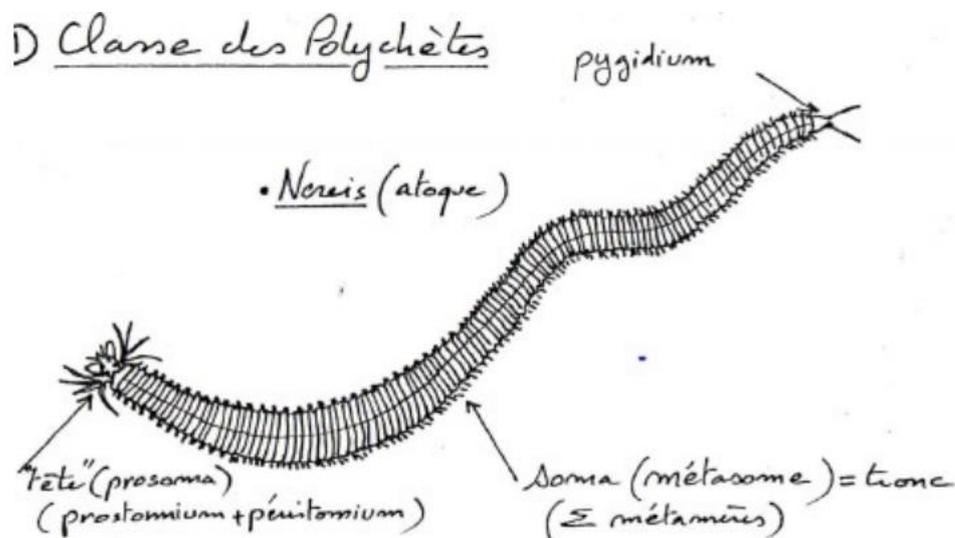
24 <http://dico-sciences-animales.cirad.fr/>

25 <https://www.cabi.org/isc/datasheet/76781>

c'est-à-dire que la bouche arrive en premier, qu'ils possèdent une chaîne nerveuse ventrale, et que leurs œufs se segmentent en spirale. Les Annélides sont ainsi formés de métamères, des segments dans lesquels les divers organes se répètent. Ils n'ont pas de pattes. Ils font partie de la classe des Clitellates qui possèdent un clitellum où les œufs sont déposés, après fécondation interne, puis par développement direct (sans stade larvaire)<sup>26</sup>.

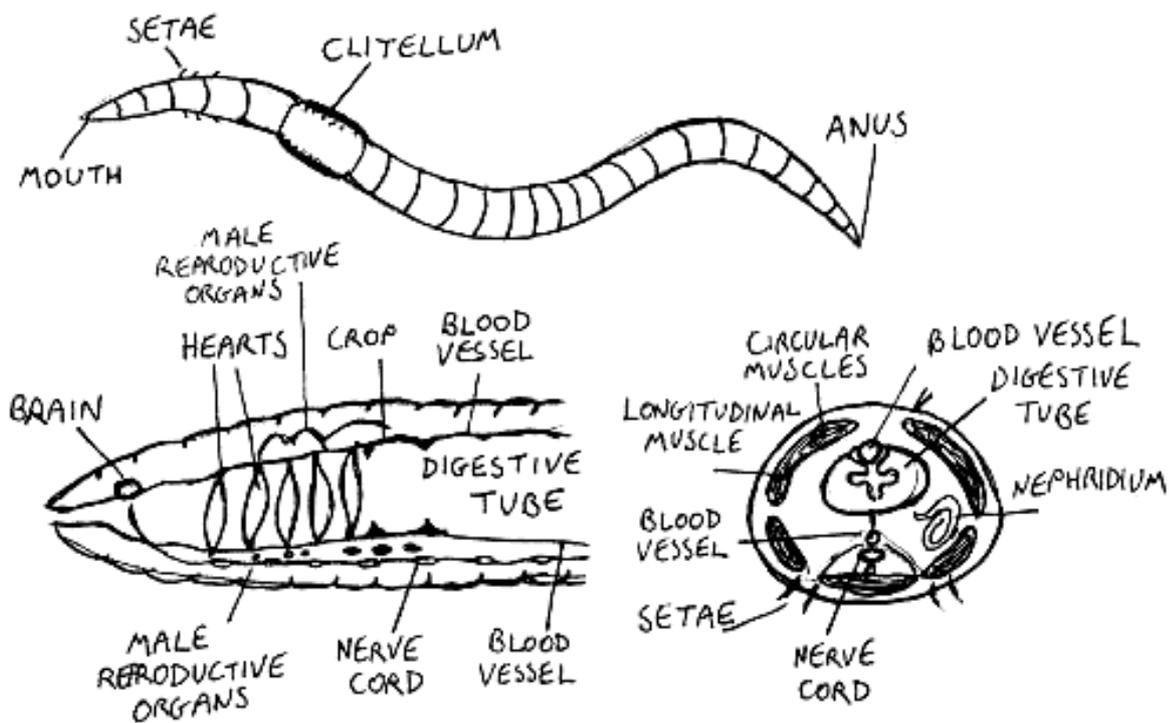
Les Oligochètes sont pourvus de différentes régions corporelles, de l'avant à l'arrière : le prostomium, le soma (un regroupement de segments) et le pygidium (Bouché, 1972) (voir figure 1). Les caractères sexuels se développent en deux phases : les organes d'accouplements et l'organe de ponte, le clitellum (figure 2). Bien qu'hermaphrodites, les vers de terre ne peuvent s'accoupler seuls. Le pore mâle (ou porophore) fournit les spermatozoïdes aux alentours du segment 15 (selon les espèces), que l'autre vers réceptionne dans les spermathèques, au segment 9. Les ovules se situent plutôt du côté des spermatozoïdes. La bande génitale recouvre et accompagne les échanges de spermatozoïdes. Le clitellum est l'anneau qui forme le cocon qui glissera le long du corps de l'annélide et récupèrera au passage les spermatozoïdes et ovules. La fécondation se déroule dans le cocon. Les juvéniles sortiront seuls du cocon.

Deux paires de soies (des follicules pileux) sont présentes de chaque côté de tout anneau. Ces soies permettent aux vers de terre de s'accrocher au sol et de se déplacer par contraction et élévation de leurs muscles.



**Figure 1 : Schéma d'un Annélide (soies + métamères). Ici est représenté un Polychète dont la différence principale avec un oligochète repose sur leur plus grand nombre de soies. Source : <https://www.studocu.com/fr/document/universite-lille-i/biologie-animale-1/notes-de-cours/cours-annelide/1808874/view>.**

26 <https://www.inaturalist.org/taxa/63089-Clitellata>



**Figure 2 : Schéma des différentes parties d'un vers de terre. Source :** <https://www.newworldencyclopedia.org/entry/Earthworm>. Traductions de gauche à droite et de haut en bas, par schéma : *mouth* = bouche ; *setae* = soie ; *brain* = cerveau ; *hearts* = cœurs ; *male reproductive organs* = organes reproducteurs mâles ; *crop* = jabot ; *blood vessel* = vaisseau sanguin ; *digestive tube* = tube digestif ; *nerve cord* = cordon nerveux ; *circular muscles* = muscles circulaires ; *longitudinal muscle* = muscle longitudinal ; *nephridium* = néphridie.

### 2.2.2 Groupes fonctionnels

Une classification supplémentaire selon la « distribution des fonctions écologiques », c'est-à-dire la distribution verticale dans le sol, l'écologie et la morphologie de la faune, a été proposée par Bouché qu'il résume dans son livre de 1972 et nomme des groupes fonctionnels (figure 3). Il y pose cependant une limite principale qu'est la variation des conditions mésologiques, soit les variations de relations de la macrofaune avec son milieu : selon le climat, les saisons, la compétition, la présence d'Hommes, les positions transitoires. La sensibilité aux polluants est différente selon l'espèce (Pelosi et Joimel, 2012). On note dans la suite quelques éléments non exhaustifs des caractères attribués par Bouché (1972) aux différents groupes.

#### Epigés

Leur couleur est plutôt rouge ou rosâtre et sont de petite taille. Leur mobilité est importante. Ils vivent dans la litière, les trunks en décomposition, les galeries ou composts et fumiers c'est à dire **dans les premiers centimètres du sol**, dans la couche d'humus.

#### Endogés

Les endogés ne sont que peu pigmentés et sont de taille petite à moyenne. Ils vivent dans les premiers horizons du sol, dans le substrat organo-minéral. Ils se nourrissent de racines mortes ou de matière organique (MO) présente dans leur milieu de vie. Ils forment donc majoritairement des **galeries horizontales**. C'est un groupe assez hétérogène car transitoire dans la profondeur du sol, mais qui ne quitte jamais ce dernier, contrairement aux autres groupes.

#### Anéciques

Leur couleur est brune à noire et ils sont de taille moyenne à grande. Ils vivent dans le sol, mais viennent se nourrir, souvent la nuit, en formant des **galeries verticales** jusqu'à la litière, la descendant ainsi dans les profondeurs. C'est une particularité importante de n'être spécifique ni aux horizons supérieurs, ni aux horizons inférieurs des sols.

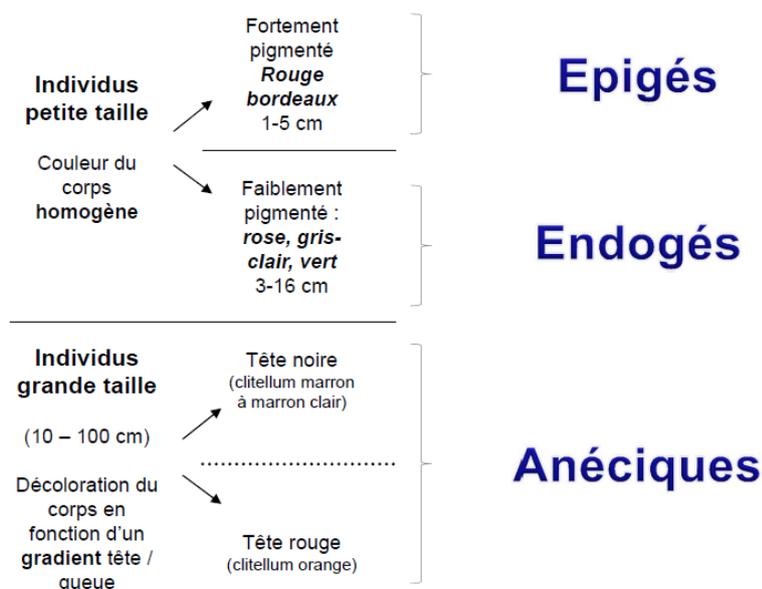


Figure 3 : Schéma d'identification des trois groupes fonctionnels de vers de terre présents en France. Source : [https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/e107\\_files/downloads/OPVT\\_Determiner\\_les\\_Vers\\_de\\_Terre.pdf](https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/e107_files/downloads/OPVT_Determiner_les_Vers_de_Terre.pdf).

### 2.2.3 Intérêt des vers de terre comme bioindicateur pour une approche d'évaluation de la pollution des sols

La présence des vers de terre dans les sols dépend de nombreux facteurs externes liés à l'habitat (climat, propriétés physico-chimiques du sol, végétation, litière, activités humaines) et d'interactions biotiques avec la faune de son environnement (Curry, 2004). Les vers de terre représentent une part importante de la biomasse du sol (70% en zone tempérée<sup>27</sup>) et possèdent des qualités bio-physico-chimiques intéressantes. Ils sont considérés comme des **ingénieurs du sol** car influencent les dynamiques de la matière organique, la structure du sol et les communautés microbiennes (Pelosi *et al.*, 2014 ; Sun *et al.*, 2020). Ils forment ainsi une action directe comme réacteur chimique en consommant et dégradant de la matière organique complexe et en libérant des éléments nutritifs (potassium, azote, phosphore notamment). Sur le plan chimique, ils jouent ainsi un rôle de **recycleur-décomposeur de la matière organique**. De plus, bien que les typologies de déplacements soient très variables selon les espèces, ils créent des galeries en se déplaçant dans les sols et produisent un mucus plus ou moins perméable qui modifie le transport de l'eau dans le sol et peuvent créer ainsi des macropores (Francis et Fraser, 1998) et donc des écoulements préférentiels : phénomène intéressant pour l'infiltration de l'eau mais également problématique pour le transfert des polluants via ces canaux (projet de recherche ANR 2018/2021 INFILTRON<sup>28</sup>). Ces galeries sont créées par ingestion du sol et les bactéries intestinales qu'ils renferment pourraient avoir un rôle de détoxification des polluants organiques dans leur environnement (Sun *et al.*, 2020). Ils forment également une **ressource nutritive importante** pour d'autres espèces comme les oiseaux et les taupes. Leur importance dans la chaîne alimentaire et pour la stabilité de l'écosystème des sols est donc très grande. Certaines espèces emblématiques servent parfois comme **bioindicateur de la qualité des sols** et donnent ainsi un indice de la présence et de la dangerosité des polluants (Coelho *et al.*, 2018).

De nombreuses études ont ainsi montré la **toxicité** (El-Shahawi *et al.*, 2010 ; AVES) et la **bioaccumulation** (Royer *et al.*, 2017 ; Arnot & MacKay, 2008) **des POPs dans les organismes vivants**. Ces risques sont multipliés pour la macrofaune du sol qui recense deux voies d'exposition : via leur nourriture (Sun *et al.*, 2020) et par passage transtégumentaire (Jager *et al.*, 2005).

<sup>27</sup> <https://www.arb-idf.fr/article/le-lombric-indicateur-et-auxiliaire-de-la-qualite-des-sols-franciliens>

<sup>28</sup> <https://anr.fr/Projet-ANR-17-CE04-0010>

## 2.3 Problématique

Les matières en suspension présentes dans les eaux forment ainsi des couches de sédiment dans le fond du bassin au niveau desquelles on peut observer le développement d'une certaine végétation (Saulais, 2011), de macrofaune (Mermillod-Blondin *et al.*, 2005), mais également la présence de fortes teneurs en contaminants (Datry *et al.*, 2003b) provenant des eaux pluviales, notamment par ruissellement (Müller *et al.*, 2020). La présence de contaminants tels que les éléments traces métalliques (ETM) a été démontrée pour ces bassins (Coelho *et al.*, 2018 ; Le Coustumer, 2008 ; Durin *et al.*, 2007 ; Tedoldi *et al.*, 2019), tout comme la présence de POPs dans les sédiments de la région lyonnaise (Badin, 2009).

Parallèlement, aucune publication n'a mis en avant à ce jour la diversité des vers de terre dans les bassins d'infiltration, ni les paramètres potentiellement explicatifs de cette présence, bien que l'intérêt des populations ou communautés semble s'amplifier, notamment en ce qui concerne l'agro-écologie (Mougin, 2019). Plus précisément, on ne connaît pas les sensibilités aux POPs et paramètres environnementaux des différents groupes fonctionnels, espèces et catégories d'âge (adultes et juvéniles) de ces milieux. L'importance des vers de terre dans la chaîne trophique, comme biodécomposeur et comme bioindicateur, en font pourtant une espèce primordiale dans de nombreux domaines (biodiversité, agriculture, recherche, ...) et notamment pour la conservation et l'entretien des systèmes de gestion des eaux pluviales. De plus, comme l'ajoutent Grand *et al.* (2012) : « les indicateurs biologiques, mesurés *in situ*, sont complémentaires des tests écotoxicologiques réalisés au laboratoire pour lesquels les résultats sont parfois difficiles à interpréter car d'une part, les organismes utilisés sont très différents de ceux présents *in situ*, et d'autre part, les conditions d'exposition sont également très éloignées des conditions de terrain ». Il est donc nécessaire de réaliser analyses de données provenant de prélèvements *in situ*.

L'ensemble du travail permettra, à partir d'une base de données issue de précédentes études et récoltes dans un BI, de qualifier (catégories d'âge, groupe fonctionnel, espèce) et quantifier (quantité de VDT récoltés, teneurs en POPs) la diversité des VDT dans ces systèmes artificiels afin de répondre aux problématiques suivantes : **quelles sont les caractéristiques (abondance, teneurs en POPs) de ces catégories de vers de terre dans ce type de système artificiel ? Ont-elles des liens avec les paramètres physico-chimiques du sol (dont les teneurs en POPs) ?**

L'étude se base sur des prélèvements de sédiment et de vers de terre effectués en 2013 dans deux bassins d'infiltration sur la région lyonnaise et sur des mesures réalisées par la suite dans le laboratoire LABERCA<sup>29</sup> à Nantes. L'obtention des prélèvements, l'identification et les analyses physico-chimiques ont été réalisées dans le cadre d'un autre stage, tandis qu'ici une réflexion a été menée sur la représentativité et la significativité des analyses et le traitement statistique réalisés. Les études ont été ciblées sur les liens entre l'abondance de lombrics prélevés et les différentes catégories mises en avant, les paramètres physico-chimiques du sédiment et les teneurs en polluants organiques mesurées. Avant cela, deux parties nous permettent de préciser, qualifier et quantifier l'environnement physico-chimique dans lequel on travaille : dans un premier temps, en ciblant les paramètres du sédiment et dans un deuxième temps, en se focalisant sur les teneurs en polluants dans les vers de terre.

---

<sup>29</sup> <https://www.laberca.org/accueil-laberca/>

### 3. Matériel et méthodes

Comme expliqué précédemment, les données ont été récoltées il y a sept ans dans le cadre d'un stage de Master (M1). Le protocole n'a donc pas été mis en place dans le cadre de ce travail, mais les paramètres importants et les méthodologies utilisées seront rapportés.

#### 3.1 Zone d'étude

##### 3.1.1 Présentation des bassins d'infiltration

Cette étude porte sur deux bassins d'infiltration : Django Reinhardt (DJ) à Chassieu (69680) et Le Carreau (LC) à Meyzieu (69330).

##### *Django Reinhardt*

L'étude a été réalisée en partie dans le bassin d'infiltration appelé Django Reinhardt, situé dans une zone industrielle, âgé de 45 ans et qui est un de sites pilotes de l'OTHU. Couplé à un bassin de rétention/décantation, la taille de la structure est de 2 ha. A l'origine, l'ouvrage d'assainissement comportait trois parties : un bassin de rétention et un bassin d'infiltration pour les eaux usées ; un bassin d'infiltration/rétention pour les eaux pluviales. Des travaux de réhabilitation ont été réalisés en 2002 dans l'objectif d'augmenter la taille du bassin de rétention et de fusionner les bassins d'infiltration (voir figures 4 et 5). L'entrée se fait par le régulateur ou, occasionnellement, lors de fortes arrivées d'eau par surverse (figure 4). Les eaux sont de deux types, explicitées plus précisément par Le Coustumer (2008) : les eaux dites de temps humide, correspondantes aux eaux pluviales, et les eaux dites de temps sec, correspondantes aux rejets industriels de process (comme le lavage) soumis à autorisation.

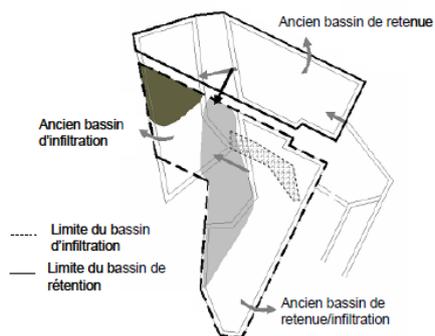


Figure 4 : Schéma représentant les anciens bassins et la configuration actuelle. Source : OTHU, 2009.

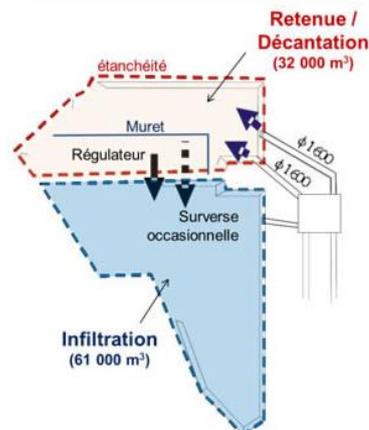


Figure 5 : Situation après les travaux de 2002. Les deux flèches courtes bleues correspondent à l'arrivée d'eau. Source : [https://www.graie.org/othu/ptsite\\_2.htm](https://www.graie.org/othu/ptsite_2.htm).

L'actuel bassin de décantation reçoit donc les eaux pluviales provenant du ruissellement sur un bassin versant urbain à caractère industriel de 185 ha, imperméabilisé à 75 % environ (OTHU, fiche technique 19), pouvant contenir jusqu'à 30 000 m<sup>3</sup> (Badin, 2009 ; Torres *et al.*, 2007), ainsi que les eaux dites de temps sec. Un système de type siphon régule l'entrée des eaux du bassin de rétention vers le bassin d'infiltration.

En 2004, un décolmatage a été réalisé sur l'ensemble du bassin d'infiltration, sauf dans la partie vert sombre de la figure 4 qui correspond à un ancien colmatage (OTHU, fiche technique 19). La partie grise correspond à l'ancienne zone de circulation principale de l'eau, tandis que la partie rayée en est la plus récente.

Plusieurs études ont été réalisées sur le bassin en amont et en aval de cette phase travaux par l'OTHU, qui a équipé ce site de nombreux capteurs. En particulier, une analyse granulométrique a montré que la couche fluvio-glaciaire, sur laquelle l'ouvrage est placé, est composée majoritairement de matériaux grossiers : 30 % de graves, 45 % de gravier, 20 % de sable

grossier et 5 % de sable fin<sup>30</sup>. L'aquifère souterrain est approximativement à 13 m sous la surface (Badin, 2009). Ce sont les matières en suspension des eaux arrivant dans le BI, par décantation et dépôt, qui ont formé au fur et à mesure la couche de sédiments qui sera étudiée par la suite. Une certaine végétation naturelle a alors fait son apparition avec plusieurs espèces dominantes (Saulais, 2011 ; Bedell *et al.*, 2013).

### **Le Carreau**

Le deuxième bassin d'étude, nommé Le Carreau, est situé à Meyzieu (69330). Il est placé plutôt en zone résidentielle avec un parking, un collège et des maisons en lotissement. Son bassin versant mesure 65 ha. Les volumes d'infiltration sont donc bien plus faibles. La zone est tout de même très végétalisée. Il a été suivi de façon plus occasionnelle en termes de contaminants organiques et inorganiques dans la couche de dépôt (Programme GESSOL/ADEME<sup>31</sup>-Projet FAFF<sup>32</sup>) ou de suivi de biodiversité (OTHU, 2013).

#### **3.1.2 Vocabulaire utilisé**

Le vocabulaire concernant la couche surfacique du bassin d'infiltration reste à définir. Comme le met en avant Badin (2009) dans sa thèse, cette couche est triphasique : elle accueille une certaine biodiversité (faune et flore), est une surface entre le substrat fluvio-glaciaire et l'atmosphère etc ; donc elle pourrait être définie comme « sol ». Cependant, ce « sol » n'a été fabriqué qu'en quelques années, par dépôts de particules fines. Afin de conserver en mémoire les origines du matériau et par souci de simplification, le terme « sédiment » sera utilisé dans la suite du rapport.

## **3.2 Typologie et méthodologie des prélèvements**

Les prélèvements ont été réalisés en avril 2013 à Django Reinhardt durant 14 jours (entre le 10/04/2013 et le 24/04/2013) et le 07/05/2013 dans le BI Le Carreau, dans le cadre d'un stage de master (Sarles, 2013). Ils n'ont pas tous été réalisés le même jour par manque de temps, mais également pour que les conditions météorologiques soient acceptables (pas trop de pluie notamment) afin que les extractions puissent se faire convenablement.

#### **3.2.1 Extractions**

La première étape a été la détermination des parcelles. Les extractions ne devaient pas être trop nombreuses, mais suffisantes pour respecter les typologies de l'ensemble du site et les différentes physiologies des VDT. La bonne connaissance du site a permis de positionner les parcelles selon les hauteurs de sédiments, la végétation, les zones humides ou sèches, le fonctionnement de l'ouvrage, la topographie etc (figures 6 et 7). Ainsi, le biais de variabilité spatiale est minimisé car les différentes sollicitations des surfaces par l'eau sont testées. Chaque parcelle se voit attribuée un numéro précédé des « initiales » du BI.

---

30 Voir le site internet : [https://www.graie.org/othu/ptsite\\_2.htm](https://www.graie.org/othu/ptsite_2.htm). Consulté en avril 2020.

31 <https://rnest.fr/le-programme-gessol/>

32 Fonction Filtration d'un ouvrage urbain et conséquence sur la Formation d'un Anthroposol

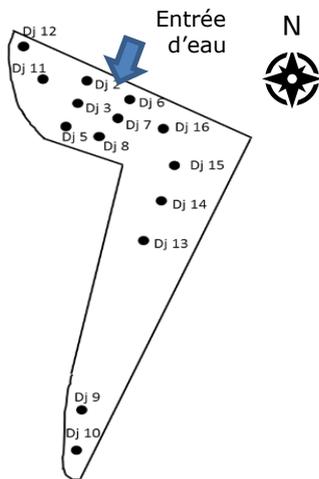


Figure 7 : Schéma du BI et des parcelles.  
Source : projet de publication, Bedell *et al.*

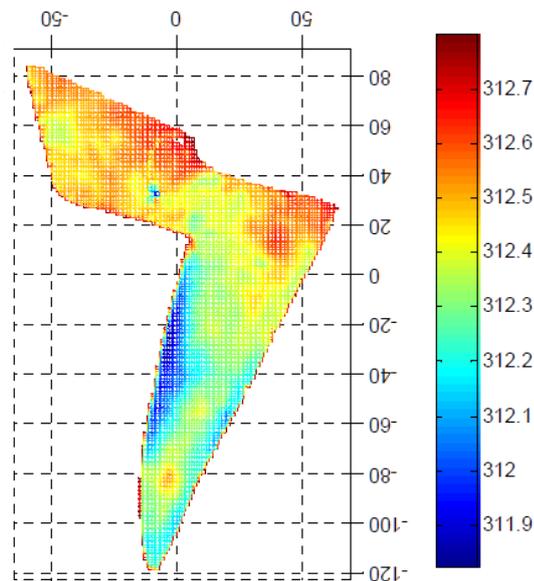


Figure 6 : Topographie du fond du BI Django Reinhardt (supposée en mètres). Source : Le Coustumer, 2008.

Le choix a ensuite été fait de réaliser deux types d'extraction : par arrosage et par extraction d'un monolithe. Le premier suit un protocole simple et nécessitant peu de matériel. Le deuxième permet d'évaluer le biais d'échappement vertical et/ou sub-horizontale des VDT, par rapport à la première méthode.

### Extraction par arrosage

La première méthode a été mise en place par l'Observatoire Participatif des Vers de Terre (OPVT<sup>33</sup>) de l'université de Rennes afin de laisser à tous la possibilité de reproduire l'expérience. Le principe est d'utiliser de la moutarde possédant le même dosage de principe actif urticant pour le VDT, en début d'année lorsque toutes les espèces sont en bonne santé et actives. Sur les quadrats d'un mètre carré, une solution de 10 litres d'eau et 300 g de moutarde Amora Fine et Forte® est disposée une première fois. Après une attente de 15 minutes, si les VDT ont cessé de sortir, on réitère l'expérience par un deuxième arrosage. Sinon, on attend. Les VDT sont systématiquement placés dans une bassine d'eau lors de leur extraction. Toutes ces manipulations sont réalisées sous une tente qui permet à la zone de rester ombragée et ainsi limiter la fuite des lombrics. La végétation est enlevée au préalable par grattage/tonte à la main afin d'avoir une vision dégagée de la zone étudiée.

### Extraction par monolithe

Sur quelques parcelles (DJ16, LC1, LC2 et LC3), des volumes de sol de 20\*20\*hauteur de sédiment cm<sup>3</sup> ont été extraits. La méthode est efficace mais destructrice. En laboratoire, les blocs ont été déstructurés afin de récolter et de comptabiliser le nombre de VDT.

## 3.2.2 Classification des lombrics

Les VDT sont ensuite classés par âge et groupe fonctionnel (Sarles, 2013). Les catégories d'âge distinguées sont les juvéniles et les adultes, différenciées notamment par la présence ou non du clitellum, caractéristique des adultes (voir figure 2). Les juvéniles sont également plus fins, plus transparents et il est impossible de déterminer leur espèce. Les groupes fonctionnels sont déterminés en suivant les indications de Bouché (1972) et de l'OPVT (voir site internet référencé). La détermination des espèces se réalise également via le guide de Bouché (1972) dans le chapitre 6, ainsi que par la clé de détermination<sup>34</sup> proposée par l'OPVT. En cas de doute, les résultats ont été envoyés et traités par le laboratoire de l'université de Rennes (UMR 6553 ECOBIO).

33 Observatoire Participatif des Vers de Terre : [https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/opvt\\_accueil.php](https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/opvt_accueil.php)

34 <https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/cle-de-determination/>

### 3.2.3 Détermination des paramètres physico-chimiques des sédiments

Pour étudier l'abondance et les effets des polluants sur les vers de terre, les paramètres du sédiment doivent être pris en compte et analysés. Dans cette étude, la teneur en matière organique, la hauteur de sédiment, la teneur en eau et le pH seront des éléments de caractérisation du sédiment.

#### Hauteur de sédiment

La hauteur de sédiment a été mesurée simplement par différence de typologie du sol, permettant une distinction efficace entre le sédiment (fin et coloré) et la couche fluvio-glaciaire présente en-dessous, formée de graviers sableux majoritairement (Goutaland, 2008). La couche de surface correspond bien aux ajouts de matières par déversements d'eaux et sédimentation des particules présentes.

#### Matière organique

Le pourcentage de MO a été déterminé par perte au feu, c'est-à-dire par calcination, de laquelle se sont évaporées les matières les plus volatiles. Cette méthode mesure donc le « taux d'imbrûlé » en disposant la prise d'essai pendant 2 heures à 550°C (Saulais, 2011 ; Badin, 2009). C'est une méthode reconnue et beaucoup utilisée, mais qui ne distingue pas les éléments perdus et restants, ce qui ne nous permet pas d'estimer la part des polluants et des éléments nutritifs notamment.

#### Teneur en eau

La teneur en eau est déterminée par la norme NF ISO 11465 depuis août 1994 : le sol (environ 10 g) est chauffé à 150°C pendant 24 heures et on réalise une pesée de la différence, avec les valeurs avant et après séchage.

La formule utilisée est :  $Teneur\ en\ eau\ (\%) = (m_{humide} - m_{sec}) / m_{sec} * 100$ .

#### pH

Le pH a été déterminé après deux heures d'agitation et cinq heures de repos, en suivant la norme NF X31-103 (Badin, 2009).

### 3.2.4 Quantification des polluants organiques persistants

Des données de teneurs en polluants provenant des extractions des VDT et sédiments ont été fournies par le laboratoire LABERCA à Nantes. Les échantillons ont été classés et agrégés selon les parcelles et/ou l'âge et/ou le groupe fonctionnel des vers de terre, puis envoyés au laboratoire pour analyse. La masse déterminée de chaque polluant, pour chaque échantillon, a été ramenée à la masse de la prise d'essai pour uniformisation des résultats au gramme de matière sèche. Les résultats sont donc donnés sous forme de tableau avec les teneurs des différents congénères étudiés, exprimées en ng/kg de matière sèche (MS) ou µg/kg de MS, en fonction de chaque échantillon. On utilisera les **sommes des teneurs des congénères**, par catégorie, dans les analyses. Les teneurs sont toutes converties **en ng/kg de MS**. Le tableau 1 récapitule les notations utilisées dans la suite du document.

**Tableau 1 : Notations utilisées pour la qualification des teneurs en POPs.**

Notation	Correspond à la somme de :										
PCDD	2.3.7.8 - TCDD	1.2.3.7.8 - PeCDD	1.2.3.4.7.8 - HxCDD	1.2.3.6.7.8 - HxCDD	1.2.3.7.8.9 - HxCDD	1.2.3.4.6.7.8 - HpCDD	OCDD				
PCDF	2.3.7.8 - TCDF	1.2.3.7.8 - PeCDF	2.3.4.7.8 - PeCDF	1.2.3.4.7.8 - HxCDF	1.2.3.6.7.8 - HxCDF	1.2.3.7.8.9 - HxCDF	2.3.4.6.7.8 - HxCDF	1.2.3.4.6.7.8 - HpCDF	1.2.3.4.7.8.9 - HpCDF	OCDF	
PCB-DL coplanaires	PCB 77	PCB 81	PCB 126	PCB 169							
PCB-DL non coplanaires	PCB 105	PCB 114	PCB 118	PCB123	PCB 156	PCB 157	PCB 167	PCB 189			
PCB-NDL	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 138	PCB 153	PCB 180					
PBDE	PBDE 28	PBDE 47	PBDE 99	PBDE 100	PBDE 153	PBDE 154	PBDE 183				
PBB	PBB 52	PBB 101	PBB 153								
HBCD	HBCD alpha	HBCD bêta	HBCD gamma								

Une notion supplémentaire est à prendre en compte pour les teneurs en POPs : les **limites de détection** (ou limit of detection, LOD), qui n'apparaissent que dans le cas des mesures de teneurs en POPs dans les vers de terre (pas dans les sédiments). Elles correspondent aux **plus petites teneurs détectables mais non quantifiables** par l'appareil de mesure, c'est-à-dire que ce dernier détecte la présence du polluant sans pouvoir en déterminer précisément la valeur<sup>35</sup>. Dans l'annexe 3, on recense les deux types de LOD mises en place pour l'étude : fluctuantes et fixes. En effet, pour un polluant donné, les échantillons ayant différentes masses, certains signaux peuvent être plus ou moins nets. Ainsi, globalement, plus la prise d'essai est importante, plus on descend en sensibilité, c'est-à-dire plus on a de matière sèche, plus on a la capacité de détecter des concentrations basses.

Les LOD sont donc fluctuantes selon les échantillons. La méthodologie pour calculer l'ensemble des LOD a été définie avec l'aide de M. Philippe MARCHAND, du laboratoire LABERCA. Dans le cas où le congénère présente directement plusieurs valeurs à la limite de détection, on indique la valeur supérieure de la fourchette de valeurs LOD dans le tableau de l'annexe 3 et la méthode est qualifiée de méthode d'« origine ». Lorsqu'un congénère n'a qu'une valeur à la limite de détection, on maximise avec une valeur équivalente à celle de ses congénères. Au contraire, pour certains polluants, les concentrations ont toutes été détectables. Dans ce cas, deux méthodes sont utilisées et qualifiées de « calculée » : si tous les congénères sont détectables, pour tous les échantillons, la LOD sera maximisée en divisant par trois la valeur minimale détectée ; si certains congénères d'un même POP ne sont pas détectables pour plusieurs échantillons, leur LOD est donc une fourchette de valeurs (méthode d'« origine ») et on prendra en compte deux fois la valeur moyenne de ces derniers comme LOD pour le congénère toujours détectable.

Cas particulier de calcul de LOD : les valeurs de PCB-DL non coplanaires n'ayant que trois valeurs sur l'ensemble des congénères à la limite de détection, on prend la moyenne de ces trois valeurs pour la détermination de la LOD globale. Les teneurs en HBCD sont également un cas particulier : les valeurs de LOD sont signifiées sous forme de seuil « < ». Les résultats des mesures sont donnés dans un tableau avec deux colonnes pour HBCD : la colonne « somme HBCD low » du tableau qui inscrit 0 lorsque les concentrations n'ont pas été détectées et la colonne « somme HBCD upp » qui donne les valeurs des LOD comme pour les autres POPs. Les valeurs détectées sont bien entendues inscrites. On prendra donc par la suite en compte la somme des HBCD dits « upp » pour la comparaison avec les autres POPs.

A partir de ces valeurs de LOD, on calcule le pourcentage de valeurs étant en-dessous de la limite par rapport à la somme des concentrations de tous les congénères pour chaque POP. Les résultats sont donnés dans le tableau 2. A noter que les LOD ont été calculées avec l'ensemble des données à notre disposition sur les deux bassins d'infiltration et les deux méthodes d'extraction, tandis que les pourcentages ci-dessous (tableau 2) et les valeurs sur la ligne « nombre de LODs par congénère » de l'annexe 3 ne sont donnés que pour les catégories (épigés/endogés/juveniles/adultes de Django Reinhardt, prélevés par arrosage) utilisées dans les analyses.

**Tableau 2 : Pourcentage de données sous le seuil de la LOD pour chaque POP (en ng/kg de MS).**

	PCDD	PCDF	PCB-DL non coplanaires	PBDE	HBCD
Somme des teneurs sous la LOD	8,12	11,29	444,8	1 191	0,273
Somme totale	2 827	504	268 209	177 915	233
Pourcentage sous LOD (%)	0,29	2,24	0,17	1,25	0,12

35 <http://1plus1font3.com/Metrologie/Niveau3/Limitesdetecquanti.htm>

Les pourcentages sont très faibles, le maximum étant 2,24%. Cela signifie qu'au maximum 2,24% des données sont minimisées. Toute cette pré-étude nous permet de vérifier que les valeurs utilisées par la suite ont un sens. Les pourcentages du tableau étant faibles, la suite sera réalisée sans prendre en compte ces valeurs, mais en gardant en tête que la somme des teneurs est très légèrement minimisée. Cela est valable pour tous les polluants hors PCB-NDL, pour lesquels toutes les valeurs ont été détectées et quantifiées et hors PCB-DL coplanaires, pour lesquels aucune des valeurs utilisées n'est sous le seuil de détection.

### 3.3 Méthodologie pour l'analyse

Les résultats sont analysés en trois parties : l'étude des paramètres du sédiment (physico-chimiques et polluants), l'étude des teneurs en POPs dans les vers de terre, puis l'étude de l'abondance des VDT suivant plusieurs catégories : groupe fonctionnel, espèce et âge.

Les études statistiques permettent d'analyser un ensemble de données de manière significative et d'en extraire des caractéristiques reconnaissables et validables facilement. Ici, on compare les tableaux de données par des **analyses en composantes principales (ACP)** classiques ou focalisées ainsi que par des **tests de corrélation**, le tout avec un seuil de significativité correspondant à une **p-value de 0,05**. Les difficultés principales de ces analyses proviennent des conditions de validité, du manque d'échantillons et des désaccords mentionnés dans les articles référencés par la suite sur les limites statistiques mêmes et la représentativité de certains résultats.

Le logiciel R<sup>36</sup> a été utilisé pour ce travail, couplé à plusieurs tableurs Excel représentant les informations de sorte à faciliter l'utilisation des fonctions.

#### 3.3.1 Incertitudes sur les données

Les incertitudes sur les teneurs en polluants dans le sédiment sont calculées par la fonction `ECARTYPE()` du tableur Excel. Pour les graphiques, on utilise la librairie `ggplot2` qui permet de tracer les barres d'erreur en se basant sur l'écart-type<sup>37</sup>.

#### 3.3.2 Boîtes à moustaches et diagrammes en barres

*Visualisation et comparaison des caractéristiques statistiques des données.*

Les premiers indicateurs analysés sont les moyennes, médianes et quartiles des données obtenues dans un objectif de comparaison, entre elles et avec d'autres prélèvements. Les proportions sont calculées par `prop.table(table())`. Les teneurs en polluants notamment sont étudiées seules dans un premier temps, pour comparer les valeurs intrinsèques des sédiments, puis des vers de terre. Pour cela, on trace les **boîtes à moustaches** des différentes teneurs en représentant sur l'axe des abscisses les polluants et sur l'axe des ordonnées les concentrations en ng/kg de MS avec une échelle logarithmique pour une meilleure visibilité de l'ensemble des polluants. On utilise la librairie `ggplot2` sur R et les fonctions `ggplot()` + `geom_box()` + `scale_y_log10()`.

Pour visualiser les proportions, notamment les abondances de vers de terre en fonction de différents paramètres, on préfère utiliser des **diagrammes en barres**, soit avec la fonction `barplot()`, soit à nouveau avec la librairie `ggplot2`. Dans ce deuxième cas, pour les paramètres physico-chimiques du sol notamment, une discrétisation des données est favorisée par souci de clarté. Pour la détermination du nombre et des classes elles-mêmes, on suit le cours de Hunault, de l'université d'Angers<sup>38</sup>. La première étape consiste à déterminer le nombre de classes, en minimisant la variation à l'intérieur d'une classe et en maximisant la variabilité entre les classes. Plusieurs méthodes sont proposées, les résultats variant du simple au double. Les calculs sont

---

36 R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org/>.

37 <http://www.sthda.com/french/wiki/ggplot2-barres-d-erreur-guide-de-demarrage-rapide-logiciel-r-et-visualisation-de-donnees>

38 <http://www.info.univ-angers.fr/~gh/wstat/discr.php>. Vu début juillet 2020.

réalisés avec les fonctions Excel *ECARTYPE()* et *QUARTILE()*. On choisit finalement la moyenne des données car elle semble raisonnable dans tous les cas. La deuxième étape consiste à déterminer les intervalles de ces classes. Le nombre de valeurs n'étant pas suffisant, on adapte légèrement la méthode des quantiles par effectifs égaux. Ainsi, les catégories sont données en prenant comme borne supérieure la plus grande valeur détenue pour cette classe et comme borne inférieure la valeur de la borne supérieure de la catégorie juste en-dessous (ou la valeur minimale pour la plus petite catégorie). Toutes les valeurs des catégories des intervalles n'ont donc pas forcément été mesurées sur le terrain. Il s'agit d'une approximation.

Ces visualisations peuvent permettre d'émettre des hypothèses quant aux relations entre abscisses et ordonnées, qui seront vérifiées dans la suite.

### 3.3.3 Analyses en composantes principales

#### *Exploration qualitative des données.*

Les **ACP** peuvent être de deux types : « classique » ou focalisée. Le principe des deux est basé sur le passage des variables d'une matrice de corrélation à des distances  $d = \sqrt{2(1-r)}$ ,  $r$  étant la corrélation, qui peuvent être représentées par des points sur une hypersphère. Pour passer de l'hypersphère à un plan de rayon égale à 1, l'ACP calcule la distance minimale pour limiter les distorsions. Les premières ACP **dites « classiques »** représentent donc un cercle comprenant plusieurs points, chacun correspondant à une variable. Plus les points sont proches du cercle, plus les valeurs sont significatives. Les variables formant des groupes ( $d=0$ ) sont corrélées positivement ( $r=1$ ). Un écart d'un angle de  $90^\circ$  ( $d = \sqrt{2}$ ) signifie qu'aucun lien de corrélation n'existe entre les variables ou groupes de variables ( $r=0$ ). Deux points aux extrémités du cercle ( $d=2$ ) ont une corrélation négative forte ( $r=-1$ ). Les deuxièmes, **dites focalisées**, possèdent plusieurs cercles concentriques correspondant aux différentes valeurs de corrélation possibles ( $r=0$  à  $r=1$ ) et dont le centre est la variable à expliquer, les autres points étant les variables explicatives. Les points verts correspondent à des corrélations positives tandis que les points orange correspondent à des corrélations négatives (MOOC Introduction à la statistique avec R). Plus on s'éloigne du centre, moins la corrélation est forte. Comme dans une ACP « classique », plus deux variables explicatives sont proches, plus elles sont corrélées entre-elles et un angle de  $90^\circ$  signifie qu'aucune corrélation n'existe. Le cercle rouge correspond au cercle de significativité, soit à une p-value  $p < 0,05$ . La somme des pourcentages de variance expliquée par les axes correspond à un ordre de grandeur du pourcentage de l'information qui a été conservé par l'ACP. Les ACP permettent d'avoir dans un premier temps une idée des relations entre les variables, d'explorer les potentielles corrélations pour, par la suite, restreindre et focaliser les études sur des liens intéressants.

### 3.3.4 Régression linéaire et coefficients de corrélation

#### *Vérification quantitative des liens entre les variables.*

Après avoir émis des hypothèses sur les liens de corrélation entre les variables, on s'intéresse à la quantification de ces liens. Pour cela, on peut tracer la **droite de régression linéaire**  $y = a + b * x$ , soit la droite qui minimise la somme des carrés des distances entre chaque point et celle-ci, à l'aide des fonctions *plot()* puis *abline(lm())*. On détermine les coefficients de l'équation par la fonction *coefficients(summary(lm()))*. Cette dernière nous permet d'obtenir la valeur de la pente ainsi que la probabilité  $p$  (p-value) que le hasard puisse expliquer à lui seul une différence au moins aussi importante que celle qui a été observée (MOOC Introduction à la statistique sur R) ou, autrement dit dans notre cas, la significativité de la relation linéaire entre les deux variables<sup>39</sup>. **Quatre conditions sont à respecter** pour effectuer une régression linéaire : (1) la courbe de X en fonction de Y est globalement de forme linéaire ; (2) les résidus de la régression sont indépendants, (3) distribués selon une loi normale de moyenne 0 et (4) sont distribués de façon homogène<sup>40</sup>. La première règle se vérifie visuellement, à l'aide de la fonction *plot()* ou *scatterplot()* ; la deuxième par le test de Durbin-Watson (*durbinWatsonTest()*) ; la

39 <https://statistique-et-logiciel-r.com/regression-lineaire-simple-le-r%C2%B2-info-ou-intox/>

40 <https://statistique-et-logiciel-r.com/regression-lineaire-simple-quand-les-hypotheses-ne-sont-pas-satisfaites/> et <https://statistique-et-logiciel-r.com/la-regression-lineaire-simple-avec-le-logiciel-r/>.

troisième par visualisation (`plot(lm(),2)`) et test de Shapiro-Wilk (`shapiro.test(residuals(lm()))`) ; la quatrième et dernière par un "residuals vs fitted plot" (`ncvTest()`) et test de Breush-Pagan (`bptest()`). A ce niveau, une première limite se pose : une vérification de la normalité des résidus est proposée en confirmant la proximité de la médiane à 0 avec la fonction `summary(lm())`. Dans la suite du rapport, c'est régulièrement cette vérification qui posera problème et, dans le doute, on supposera que la normalité n'est donc pas atteinte.

On utilise également le **coefficient de corrélation de Pearson r** qui nous donne une idée de la « force » ou significativité de la liaison linéaire entre plusieurs variables<sup>41</sup> ou le **coefficient de corrélation de Spearman** qui donne la « force » d'une liaison monotone<sup>42</sup>. Leurs valeurs sont comprises entre -1 et 1 (voir tableau 3).

**Tableau 3 : Tableau explicatif des valeurs potentiellement prises par les coefficients de corrélation de Pearson et Spearman. Source : MOOC Introduction à la Statistique avec R.**

r/rho=0	<b>Indépendance</b> (si les deux variables suivent une loi normale)
r=1 ou -1	<b>Dépendance totale</b> $Y=aX+b$
r>0	Plus la variable X est grande, plus Y l'est également. Plus la valeur de r augmente, plus la force de <b>corrélation positive</b> est élevée.
r<0	Plus la variable X est grande, plus Y est petite. Plus la valeur de r diminue, plus la force de <b>corrélation négative</b> est élevée.

La méthode de Pearson est directement liée à la pente b de la régression linéaire par la formule suivante :  $r = b * \frac{\text{écart-type}(x)}{\text{écart-type}(y)}$ . Les conditions de validité sont donc les mêmes que pour la régression linéaire. La fonction R utilisée est `cor.test()`. Si le nombre de données est faible ou la linéarité n'est pas évidente, on peut envisager de compenser et vérifier nos résultats par le test de coefficient de corrélation de Spearman<sup>43</sup>. Celui-ci, basé sur les rangs des données, teste la monotonie de la relation et non sa linéarité, il est donc moins contraignant. Avant de réaliser le test, il faut vérifier son unique condition de validité : l'indépendance des données<sup>44</sup> qui se détermine par le test de Durbin Watson. L'hypothèse d'indépendance des résidus est rejetée lorsque la p-value du test est inférieure à 0,05<sup>45</sup>. Si la condition est vérifiée, on utilise la fonction `cor.test(a,b, use="complete.obs", method="spearman")`. Ce test nous donne la significativité du résultat (la p-value) et la valeur du coefficient (rho). Une p-value <0,05 affirme que le test est significatif ; une p-value > 0,05 affirme qu'il ne l'est pas et on ne peut pas conclure. Plus la valeur absolue du coefficient de Spearman est proche de 1, plus la relation monotone est forte et significative<sup>46</sup>. Attention cependant, le test de corrélation de Spearman sur R retourne un message d'avertissement informant qu'il est impossible de calculer la p-value exacte avec des valeurs ex-aequo. Les résultats sont donc à prendre avec parcimonie. Une attention particulière est donnée à la significativité des résultats dans ce rapport, notamment liée au fait que le nombre d'observations est faible.

41 <https://statistique-et-logiciel-r.com/regression-lineaire-simple-le-r%C2%B2-info-ou-intox/>

42 <https://statistique-et-logiciel-r.com/comment-evaluer-si-deux-variables-numeriques-continues-sont-liees/>

43 <https://statistique-et-logiciel-r.com/regression-lineaire-simple-quand-les-hypotheses-ne-sont-pas-satisfaites/>

44 <https://statistique-et-logiciel-r.com/regression-lineaire-simple-quand-les-hypotheses-ne-sont-pas-satisfaites/>

45 <https://statistique-et-logiciel-r.com/la-regression-lineaire-simple-avec-le-logiciel-r/>

46 La significativité peut être vérifiée avec une valeur seuil dépendant du nombre de données. Les tests ne sont pas réalisés dans cette étude par souci de simplification et de compréhension. Source : <https://statistique-et-logiciel-r.com/comment-evaluer-si-deux-variables-numeriques-continues-sont-liees/>

## Note sur le coefficient de détermination

Le coefficient de détermination  $R^2$  est le produit de la variation expliquée par le modèle de régression sur la variation totale (la variation totale étant la somme de la part expliquée et de la part non expliquée correspondante au bruit)<sup>47</sup>. Il donne quant-à-lui une idée de la variation totale des valeurs prises par une variable, c'est à dire la part de variabilité expliquée par le modèle, sans donner d'indication ni sur la qualité d'ajustement du modèle ni sur sa qualité prédictive. Il dépend également de l'étendue de la variable prédictive. Ce coefficient n'est pas utilisé dans la suite du rapport car sa signification ne permet pas de conclure.

### 3.3.5 Facteur de bioaccumulation

*Quantification de la teneur en polluants dans les vers de terre.*

La bioaccumulation est le processus par lequel une substance chimique est absorbée par un organisme via toutes les voies d'expositions possibles (Arnot et Gobas, 2006). Le facteur de bioaccumulation (BAF) représente donc le degré d'expression de la bioaccumulation, c'est à dire le ratio entre la teneur du composé étudié (ici les différents POPs) dans l'organisme (les vers de terre) et celle dans le milieu (le sédiment). Ce facteur a déjà été utilisé pour la quantification de la bioaccumulation des ETM chez *Eisenia fetida*, notamment en exposition *in vitro* avec des sédiments du bassin d'infiltration Django Reinhardt (Coelho *et al.*, 2018).

La formule utilisée est la suivante :  $BAF = \frac{[POP]_{\text{vers de terre}}}{[POP]_{\text{sédiment}}}$ .

Les BAF seront calculés pour les différentes catégories de groupe et âge afin d'évaluer et comparer la sensibilité de chacun.

### 3.3.6 Nombre de données

Il y a, pour chaque parcelle, deux valeurs de teneur en eau, de teneur en MO et de hauteur de sédiment ainsi que trois valeurs de pH. Les quantités de VDT récoltés sont données par méthode de prélèvement, par âge, par groupe fonctionnel et par espèce (une valeur par catégorie). Certains VDT sont hors catégorie (il n'a pas été possible de les classer) mais l'abondance est tout de même donnée.

Une valeur de teneur en POPs dans les sédiments est donnée par parcelle.

Les teneurs en POPs dans les VDT ont été étudiées selon les masses récoltées : il n'a pas été possible de mesurer les teneurs dans les VDT, pour chaque parcelle, de l'ensemble des catégories énoncées précédemment. Dans les parcelles DJ2, DJ3 et DJ5, les teneurs ont été mesurées dans les épigés et dans les endogés. Dans les parcelles DJ6, DJ7, DJ8, DJ10 et DJ16, les teneurs ont été mesurées dans les adultes et les juvéniles. Seuls des épigés ont été prélevés dans la parcelle DJ10 donc tous les adultes sont des épigés. Dans la parcelle DJ12, seules les teneurs dans les adultes ont été mesurées. Il y a donc 3 valeurs pour les endogés, 4 valeurs pour les épigés, 5 valeurs pour les juvéniles et 6 valeurs pour les adultes.

---

<sup>47</sup> <https://statistique-et-logiciel-r.com/regression-lineaire-simple-le-r%C2%B2-info-ou-intox/>

## 4. Résultats et discussion

### 4.1 Etudes des données du sédiment (paramètres physico-chimiques et polluants)

#### 4.1.1 Relations entre paramètres physico-chimiques du sédiment

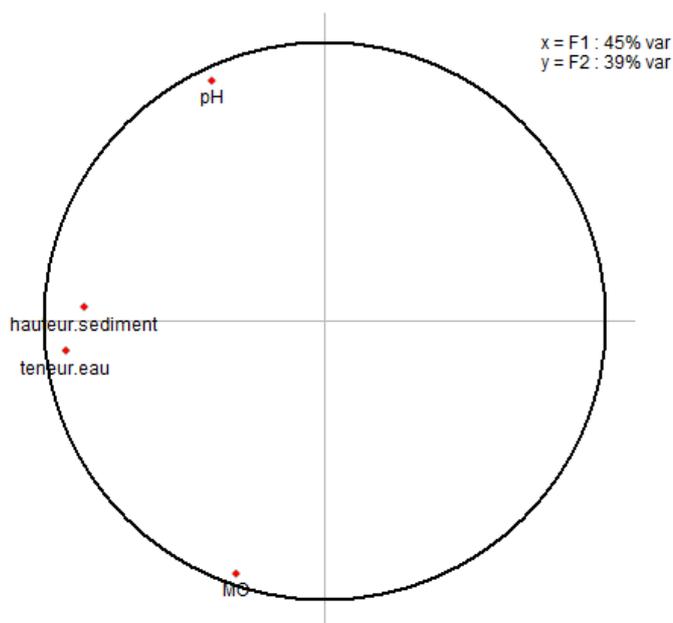
Pour l'étude des seuls paramètres physico-chimiques du sédiment, on utilise les résultats sur l'ensemble des 14 parcelles du BI Django Reinhardt. On regroupe les valeurs des médianes, moyennes et quartiles des paramètres physico-chimiques des sédiments dans le tableau 4 ci-dessous.

**Tableau 4 : Caractéristiques statistiques des paramètres physico-chimiques du sédiment.**

	Médiane	Moyenne	1 <sup>er</sup> quartile	3 <sup>ème</sup> quartile
Hauteur de sédiment (cm)	10,00	10,79	6,50	14,50
Teneur en eau (%)	46,65	47,33	35,12	57,28
Teneur en MO (%)	26,06	26,00	22,02	29,79
pH	7,0	7,0	6,6	7,2

La médiane du pH est de 7,0, le premier quartile 6,6 et le troisième quartile 7,2. En 2007, le pH du bassin Django Reinhardt au niveau d'une surface non végétalisée était de 7,3+/-0,1 (Badin, 2009). On observe une légère différence avec les valeurs de 2013, mais Saulais (2011) affirme que « l'acidification de l'horizon de surface s'explique par l'apport de matière organique à la surface du bassin » ce qui peut expliquer la baisse du pH observée en six années. Les valeurs de pH de 2008, 2009, 2011 et 2012 regroupées par El-Mufleh *et al.* (2014) sont cependant comprises entre 7,1 et 7,6 ce qui s'approche des données de notre étude. De la même manière, la teneur en matière organique pour une surface non végétalisée était de 10,0+/-2,0 % et le double pour des surfaces végétalisées (Badin, 2009). La valeur médiane en 2013 est donc plus élevée. Comme aucun décolmatage n'a été réalisé sur le bassin depuis 2004 et que les teneurs dépendent essentiellement de ces accumulations et des apports par sénescence des plantes (Saulais, 2011), l'augmentation de la teneur n'est pas aberrante. Enfin, pour la teneur en eau, Saulais (2011) montre bien qu'il existe de fortes hétérogénéités, les teneurs variant de 10 à 40 % dans la zone sud-est du BI, et de 40 à 70 % au nord-ouest, plus souvent immergé.

La figure 8 compare les quatre paramètres physico-chimiques du sol par une ACP.



**Figure 8 : ACP entre les quatre paramètres du sol.**

On observe sur l'ACP un premier groupe de variables : hauteur de sédiment et teneur en eau. Il y a donc potentiellement une corrélation positive entre ces deux variables. Au contraire, un angle de 90° existe entre ce groupe et la MO, ce qui signifie qu'il n'y a aucune corrélation entre les deux variables. Aucune supposition ne peut être faite concernant le pH.

Pour quantifier et vérifier ces relations, on détermine les coefficients de corrélation linéaire entre les différentes variables que l'on donne dans le tableau 5. Les conditions de validité ont été vérifiées et validées pour l'ensemble des duos de paramètres représentés dans le tableau 4, hors teneurs en MO. Seul le test de Shapiro-Wilk entre pH et teneurs en eau est à la limite de la significativité pour la normalité des résidus (p-value=0,06). Seule l'homogénéité des résidus par la méthode visuelle est discutable, mais l'hypothèse est acceptée par la méthode quantitative (le test de Breusch-Pagan) dans chaque cas. Les graphiques ne sont pas représentés par souci de concision. On note cependant que les coefficients de corrélation linéaire ne sont pas donnés pour la teneur en MO car les p-values sont supérieures à 0,05 donc ils ne sont pas significatifs.

**Tableau 5 : Coefficients de corrélation linéaire entre les paramètres physico-chimiques du sédiment.**

	Teneur en eau	MO	Hauteur de sédiment	pH
Teneur en eau	1	Non significatif	<b>0,803</b>	<b>0,576</b>
MO		1	Non significatif	Non significatif
Hauteur de sédiment			1	<b>0,548</b>
pH				1

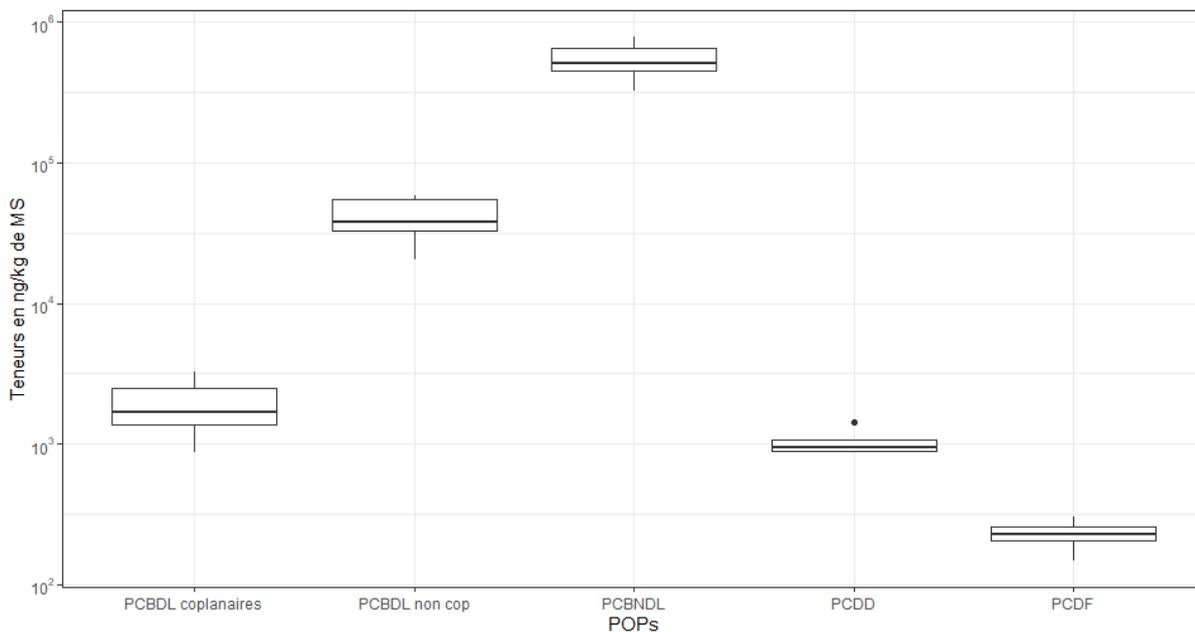
Les tests de corrélation de Spearman vont dans le même sens. Il existe donc bien une **corrélation positive entre hauteur de sédiment et teneur en eau, dans le sens où lorsque l'un augmente, l'autre aussi**. Les grains du sédiment étant de taille inférieure au mm (Bedell *et al.*, 2013), des zones d'infiltration et d'écoulement peuvent se créer et augmenter en densité avec la hauteur, ce qui pourrait expliquer ce résultat. Ce résultat signifie sûrement que la taille des grains n'est pas inférieure au micromètre pour lequel la structure est argileuse et

donc peu perméable. Il existe également une relation entre hauteur de sédiment et pH, ainsi qu'entre teneur en eau et pH mais bien moins forte. Cela confirme les hypothèses émises à la lecture de l'ACP (figure 8), mais cela est difficilement explicable. On ne peut pas non plus conclure pour le lien entre ces trois paramètres et la teneur en MO.

#### 4.1.2 Etude des données globales par polluant et par parcelle

On étudie ensuite les **teneurs en POPs dans les sédiments** de chaque parcelle, déterminées par le laboratoire LABERCA. Sauf mention contraire, tous les résultats sont **en ng/kg de MS**. A partir de maintenant, sauf mention contraire, seules les parcelles dans lesquelles des vers de terre ont été prélevés sont comptabilisées. On ne prend donc en compte que les dix parcelles suivantes : DJ2, DJ3, DJ5, DJ6, DJ7, DJ8, DJ10, DJ11, DJ12 et DJ16 (explications partie 4.3.).

On regroupe les différentes caractéristiques statistiques dans la figure 9 suivante, pour l'ensemble des polluants du BI Django Reinhardt.



**Figure 9 : Teneurs en ng/kg de MS des différents POPs dans les sédiments du BI Django Reinhardt, en échelle logarithmique.**

On observe que les **teneurs en PCDF sont les plus faibles**, suivies des **teneurs en PCDD et PCB-DL coplanaires**. Les **teneurs en PCDB-DL non coplanaires et PCB-NDL sont beaucoup plus élevées**. Les concentrations entre les différents polluants sont très différentes. La répartition autour des médianes de chaque polluant est globalement homogène, les quartiles sont proportionnellement espacés autour de la médiane. Ce classement est identique à celui mis en avant par Liber *et al.* (2019) pour les sédiments du Rhône.

On peut comparer ces données à des valeurs prises dans d'autres sols et recensées par Coelho dans sa thèse (2019), récapitulées dans le tableau 6.

Pour cette étude, la moyenne des **sommes des PCDF** sur l'ensemble des parcelles donne 229,94 ng/kg de MS = **0,2 +/- 0,04 µg/kg de MS**, ce qui ne semble pas aberrant compte tenu des teneurs minimales et maximales déterminées dans les sédiments de rivière par Liber *et al.* (2019) et Götz *et al.* (2007). La valeur est assez faible, sûrement lié à la différence de taille de bassin versant.

La **somme des 7 PCBi** correspond à la **somme des 6 PCB-NDL et du PCB-DL 118**. Les données sur les sédiments de Django Reinhardt, sommées ainsi, nous donnent une valeur moyenne de **200 +/- 54 µg/kg de MS**. Cette valeur semble élevée en comparaison des valeurs déterminées dans les espaces urbains par Moteley-Massei *et al.* (2004) et Nadal *et al.* (2007). Cela peut s'expliquer par de nombreuses raisons : zone d'étude, taille du bassin versant, méthode de quantification, ...

**Tableau 6 : Caractéristiques et teneur en POPs dans différents sols. D'après Coelho, 2019.**

	Pays	Type d'utilisation	Moyenne/Médiane	Minimum-Maximum	Référence	Moyenne de cette étude
$\Sigma 7\text{PCBi}$ ( $\mu\text{g/kg}$ de MS)	France	Urbain/industriel	-/-	0,09-150	Motelay-Massei <i>et al.</i> , 2004	200+/-54
$\Sigma 7\text{PCBi}$ ( $\mu\text{g/kg}$ de MS)	Espagne	Urbain	4,44/-	0,19-10,5	Nadal <i>et al.</i> , 2007	200+/-54
$\Sigma\text{PCDF}$ ( $\mu\text{g/kg}$ de MS)	France	Rhône	-/-	0,002-2,28	Liber <i>et al.</i> , 2019	0,2+/-0,04
$\Sigma\text{PCDF}$ ( $\mu\text{g/kg}$ de MS)	France	Sédiment de rivière	-/-	0,5-478	Götz <i>et al.</i> , 2007	0,2+/-0,04

On cherche maintenant à qualifier le lien entre les teneurs en POPs déterminées et les différents paramètres physico-chimiques du sédiment. Le tableau 7 présente les teneurs en fonction des parcelles.

**Tableau 7 : Teneurs en ng/kg de MS de POPs des sédiments dans chaque parcelle.**

Parcelle	PCDD (ng/kg MS)	PCDF (ng/kg MS)	PCB-DL coplanaires (ng/kg MS)	PCB-DL non coplanaires (ng/kg MS)	PCB-NDL (ng/kg MS)
DJ2	1078	302	1343	34995	542380
DJ3	1067	233	1822	36640	571070
DJ5	1061	278	1582	32271	473810
DJ6	913	232	2263	56704	719940
DJ7	873	206	1087	30378	445360
DJ8	1438	268	1496	39204	681910
DJ10	894	204	3228	58931	475420
DJ11	986	222	2607	49575	437850
DJ12	905	207	2835	58660	794190
DJ16	870	147	864	20506	321640

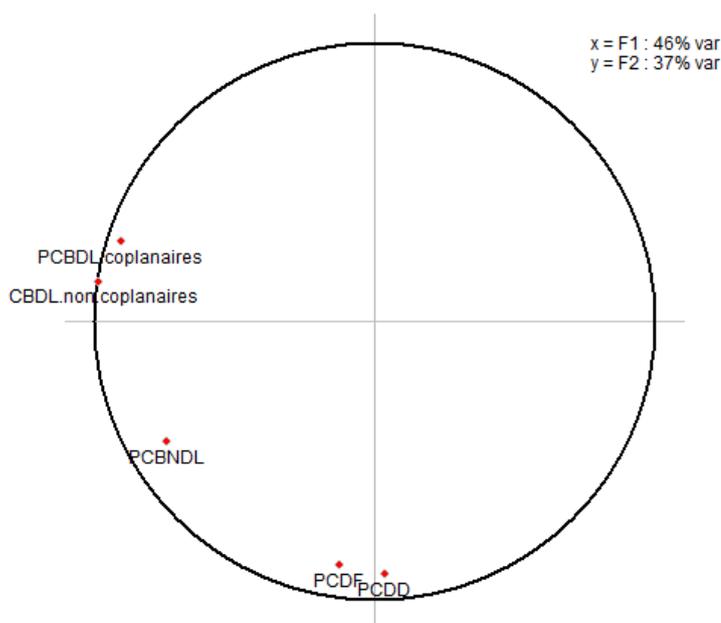
L'évolution de ces teneurs est donnée dans le tableau 8 (à mettre en relation avec la figure 7 page 20).

**Tableau 8 : Classement des teneurs en POPs des sédiments, selon les parcelles, du plus concentré (1) au moins concentré (10).**

Parcelle	PCDD (ng/kg MS)	PCDF (ng/kg MS)	PCB-DL coplanaires (ng/kg MS)	PCB-DL non coplanaires (ng/kg MS)	PCB-NDL (ng/kg MS)
DJ2	2	1	8	7	5
DJ3	3	4	5	6	4
DJ5	4	2	6	8	7
DJ6	6	5	4	3	2
DJ7	9	8	9	9	8
DJ8	1	3	7	5	3
DJ10	8	9	1	1	6
DJ11	5	6	3	4	9
DJ12	7	7	2	2	1
DJ16	10	10	10	10	10

L'élément le plus flagrant est donc les faibles teneurs au niveau de la parcelle de prélèvement DJ16, en comparaison avec les autres et ce pour tous les POPs. On retrouve également la parcelle DJ7 qui fait toujours partie des parcelles les moins concentrées en POPs. Les parcelles DJ3 et DJ11 semblent toujours dans la moyenne (hormis pour les PCB-NDL dans DJ11). Pour les autres, on n'observe pas vraiment de tendance. Les parcelles DJ16 et DJ7 sont situées à des niveaux topographiques inférieurs à l'entrée d'eau, niveaux qui baissent globalement jusqu'au sud du bassin (voir figure 6). L'indice granulométrique des sédiments étant très faible (inférieur au mm d'après Bedell *et al.*, 2013), si la vitesse du courant est assez rapide, les particules auxquelles sont adsorbés les polluants (Ashraf, 2017) sont transportées (diagramme de Hjulström), ce qui pourrait expliquer en partie la plus faible teneur dans les sédiments de ces zones. La végétation, bien plus présente au nord du bassin, a sûrement également un rôle à jouer entre frein hydraulique (Tedoldi *et al.*, 2019) et bioaccumulateur (faible pour les ETM d'après Tedoldi *et al.*, 2019).

On réalise alors une ACP des polluants uniquement pour déterminer s'il existe des relations entre les teneurs déterminées dans le sédiment (figure 10).



**Figure 10 : ACP des teneurs en polluants organiques persistants des sédiments.**

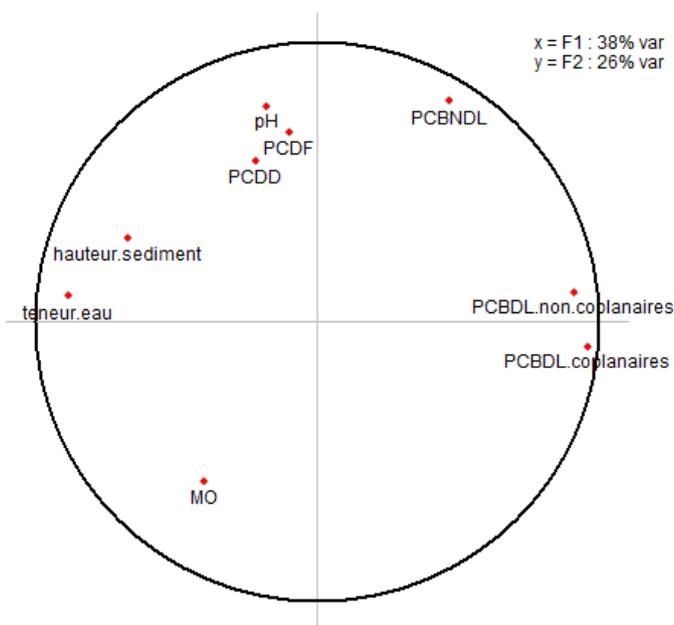
On observe deux groupes de variables qui semblent corrélées positivement : les teneurs en PCB-DL coplanaires et non coplanaires ; les teneurs en PCDD et PCDF. Ces deux groupes semblent également n'avoir aucun lien (angle de 90°). On ne peut rien supposer pour les teneurs en PCB-NDL.

Des ACP focalisées sur les différents paramètres confirment la significativité des relations entre PCB-DL et PCDD/PCDF. Cette relation entre PCDD et PCDF n'est cependant pas vérifiée par le test de corrélation de Pearson car les tests de normalité ne sont pas acceptés. La vérification par la proximité de la médiane des résidus à 0 n'est pas non plus vérifiée entre PCB-DL coplanaires et non coplanaires. Les relations ne sont donc pas linéaires. Le test de corrélation des rangs de Spearman valide tout de même les résultats significativement (p-value << 0,05) avec **rho=0,92 pour la relation PCDD/PCDF** et **rho=0,93 pour la relation PCB-DL coplanaires/non coplanaires**. Le lien n'est pas étonnant car les deux polluants sont proches en termes de composition, on peut s'attendre à ce qu'ils soient formés et adsorbés dans les sédiments de la même manière.

Ainsi, il existe bien un lien entre **teneurs en PCB-DL coplanaires et non coplanaires ; teneurs en PCDD et PCDF, dans le sens où lorsque l'un augmente, l'autre également**. On ne peut rien conclure à ce niveau pour les relations entre les groupes ou avec les teneurs en PCB-NDL.

#### 4.1.3 Liens entre paramètres physico-chimiques du sédiment et teneurs en POPs

On s'intéresse maintenant aux relations directes entre les **paramètres physico-chimiques** (hauteur de sédiment, teneur en eau, teneur en MO et pH) et les **teneurs en POPs dans les sédiments**. On trace l'ACP des caractéristiques du sédiment en fonction de ses teneurs en POPs (figure 11).



**Figure 11 : ACP des différents paramètres du sédiment et des teneurs en POPs.**

Le point représentant la teneur en MO est à l'extrémité opposée de la teneur en PCB-NDL, ce qui peut signifier une corrélation négative forte. De la même manière, on observe une corrélation négative forte entre la teneur en eau/la hauteur de sédiment et les teneurs en PCB-DL. Il ne semble y avoir aucune corrélation entre la teneur en eau/la hauteur de sédiment et la teneur en PCB-NDL (angle de 90°). Enfin, les teneurs en PCDD, PCDF et pH semblent être corrélées.

On peut alors réaliser des ACP focalisées sur chacun des polluants pour évaluer plus précisément les significativités des relations entre les variables (annexe 5). Seules les teneurs en PCB-DL coplanaires et non coplanaires sont significativement et négativement corrélées à la teneur en eau du sédiment d'après l'ACP focalisée. Les résidus ne vérifient pas le test de normalité par la médiane donc les relations ne sont pas linéaires. Enfin, le test de corrélation de Spearman valide uniquement le lien entre teneur en eau et PCB-DL coplanaires ( $p\text{-value} \ll 0,05$  et  $\rho = -0,76$ ). Ainsi, en prenant en compte toutes les analyses, on peut affirmer qu'un **lien monotone<sup>48</sup> existe entre teneur en PCB-DL coplanaires et teneur en eau du sédiment, dans le sens où lorsque l'une augmente, l'autre diminue**. Jamieson *et al.* (2017) affirment que les POPs possèdent une hydrophobicité inhérente ce qui corrobore avec ce résultat.

#### 4.1.4 Résumé

On a mis en évidence que, dans le bassin d'infiltration Django Reinhardt :

- plus la hauteur de sédiment augmente, plus la teneur en eau augmente ;
- pour les teneurs en POPs dans le sédiment on a : PCB-NDL >> PCB-DL non coplanaires >> PCB-DL coplanaires > PCDD > PCDF ;
- il existe des hétérogénéités entre parcelles étudiées concernant les teneurs en POPs avec notamment des sédiments de parcelles très peu concentrés (rôles de la végétation et/ou topographie en discussion) ;
- les teneurs en PCB-DL coplanaires et non coplanaires augmentent conjointement ;
- les teneurs en PCDD et PCDF augmentent conjointement ;
- il existe un lien entre teneur en PCB-DL coplanaires et teneur en eau.

## 4.2 Etude des teneurs en POPs dans les vers de terre

Les teneurs en polluants ayant été déterminées dans les sédiments, mais également dans les lombrics, on s'intéresse maintenant aux liens entre les paramètres du sédiment et les teneurs en POPs dans les VDT.

### 4.2.1 Cas particulier des teneurs en PBB

Les teneurs en PBB mesurées correspondent toutes aux limites de détection. Elles ne sont pas exploitables en tant que telles, mais donnent une idée des bornes inférieures que peuvent prendre les teneurs en PBB dans les VDT du BI.

La médiane est de 250 ng/kg de MS, la valeur maximale étant 908 ng/kg de MS. On peut s'attendre à ce que les variables réellement quantifiables soient trois à quatre fois supérieures aux valeurs limites de détection. Pour avoir un ordre d'idée, la somme des PBB 52, 101 et 153 vaut quelques dizaines de pg/g de MS dans des saumons baltiques (pourcentages les plus élevés de l'étude), soit quelques dizaines de ng/kg de MS (Gieron *et al.*, 2010). Les valeurs détectées dans les vers de terre sont en comparaison déjà élevées.

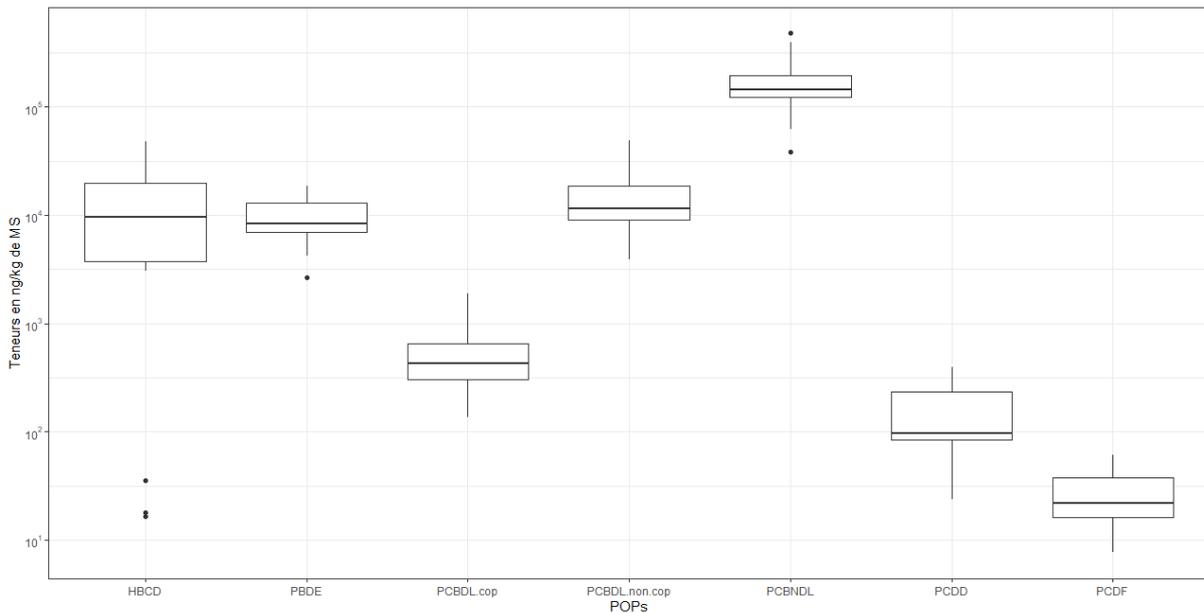
On n'utilisera pas ces données dans la suite de l'étude car elles sont toutes minimalisées (toutes les valeurs sont à la limite de détection) et ne représentent pas la réalité des teneurs.

### 4.2.2 Etude des données globales par polluant et par parcelle

Les caractéristiques statistiques propres aux teneurs en POPs dans les VDT sont analysées en préambule dans cette partie. On trace les boîtes à moustaches des différentes teneurs en POPs dans les VDT (figure 12).

---

48 « Dans une relation monotone, les variables ont tendance à se déplacer dans la même direction relative, mais pas forcément à une vitesse constante. Dans une relation linéaire, les variables se déplacent dans la même direction, à une vitesse constante. » Source : <https://support.minitab.com/fr-fr/minitab/18/help-and-how-to/statistics/basic-statistics/supporting-topics/basics/linear-nonlinear-and-monotonic-relationships/>



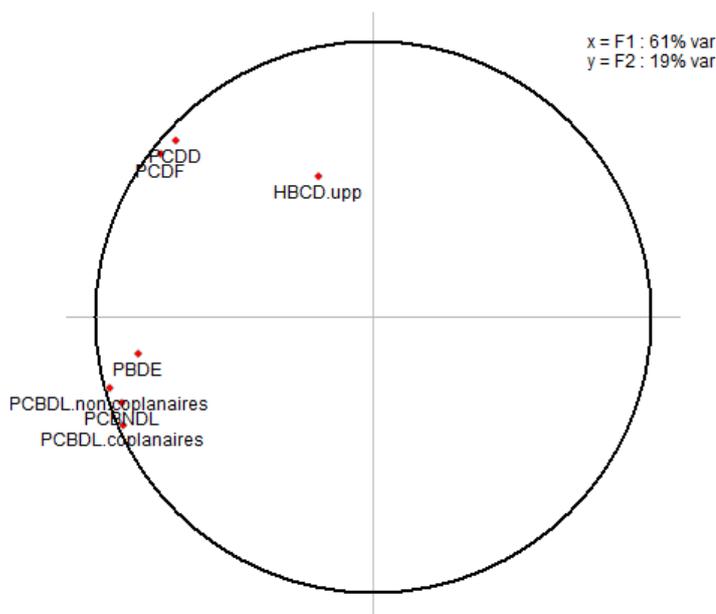
**Figure 12 : Teneurs en polluants en ng/kg de MS, dans les VDT, avec une échelle logarithmique.**

Les PCB-NDL sont de loin les plus abondants, puis les PCB-DL non coplanaires, les HBCD et les PBDE (par rapport à la médiane). Ces résultats ne sont pas en accord avec la classification déterminée dans les sédiments du Rhône, pour lesquels la teneur en PBDE était supérieure à celle en HBCD (Liber *et al.*, 2019), mais leurs calculs prenaient en compte 8 congénères PBDE contrairement à notre étude dans laquelle seuls 7 congénères ont été étudiés. Ensuite, les PCB-DL coplanaires, puis les PCDD et les PCDF ont des teneurs médianes inférieures à 1 000 ng/kg MS. On remarque que la **classification reste la même que dans les sédiments** avec deux teneurs en POPs supplémentaires.

On n'étudie pas les valeurs médianes des teneurs pour chacun des polluants en fonction des parcelles car les écart-types sont trop grands : les moyennes sont faites avec deux valeurs (sauf DJ11 et DJ12 qui n'ont qu'un réplica) correspondantes à la valeur dans les épigés et à la valeur dans les endogés d'une même parcelle ou à la valeur dans les juvéniles et celle dans les adultes d'une autre parcelle. Les différences entre catégories seront néanmoins étudiées dans les parties D.3.b et D.3.b. plus loin dans le rapport.

#### 4.2.3 Relations entre les teneurs

Afin d'identifier les potentielles corrélations entre les teneurs mesurées dans les VDT, on trace l'ACP regroupant l'ensemble des polluants (figure 13).



**Figure 13 : ACP des teneurs en polluants organiques dans les vers de terre.**

Comme pour les teneurs dans les sédiments, deux groupes se dessinent : d'un côté les teneurs en PCDD/PCDF et de l'autre les teneurs en PCB-DL/PCB-NDL/PBDE. Les teneurs en HBCD sont trop éloignées du bord du cercle pour que l'on puisse conclure quoi que ce soit.

On passe alors à l'étude ciblée sur chacun des polluants par ACP focalisée (annexe 6). Les tests de validité de régression linéaire ne sont valides que pour le couple teneurs en PCDD/PCDF pour lequel le coefficient de corrélation vaut 0,981 ( $p$ -value  $\ll 0,05$ ). On résume les résultats des relations significatives dans le sens de Spearman dans le tableau 9.

**Tableau 9 : Résultats des tests de corrélation de Spearman entre les teneurs en polluants organiques mesurées dans les vers de terre.**

Relations :	Spearman	
	p-value < 0,05	rho
PCDD/PCDF	Oui	0,928
PCDD/PCB-DL non cop	Limite	0,482
PCDF/PCBDL non cop	Limite	0,649
PCDF/PBDE	Oui	0,754
PCBDL cop/non cop	Oui	0,969
PCBDL cop/PCBNDL	Oui	0,891
PCBDL non cop/PCBNDL	Oui	0,942
PCBDL cop/PBDE	Oui	0,767
PCBDL non cop/PBDE	Oui	0,833

Ainsi, on obtient **plusieurs liens monotones positifs significatifs** : entre teneurs en PCDD et PCB-DL non coplanaires ; PCDF et PCB-DL non coplanaires ; PCDF et PBDE ; PCB-DL coplanaires et non coplanaires ; PCB-DL coplanaires et PCB-NDL ; PCB-DL non coplanaires et PCB-NDL ; PCB-DL coplanaires et PBDE ; PCB-DL non coplanaires et PBDE. La relation établie entre les **teneurs en PCDD et PCDF est plus forte encore : lorsque la teneur de l'un augmente, l'autre augmente de manière linéaire.**

Les POPs s'accumulent donc de la même manière dans les vers de terre, le mécanisme n'est sûrement pas propre à un type de polluant en particulier mais est global.

#### 4.2.4 Relations entre teneur en POPs dans les VDT et paramètres du sédiment

On se focalise maintenant sur les relations entre les teneurs en POPs, toujours dans les VDT, et les paramètres physico-chimiques des sédiments évoqués dans la partie précédente. On réalise, comme précédemment, deux ACP classiques afin de visualiser les liens potentiels assez précisément (figure 14).

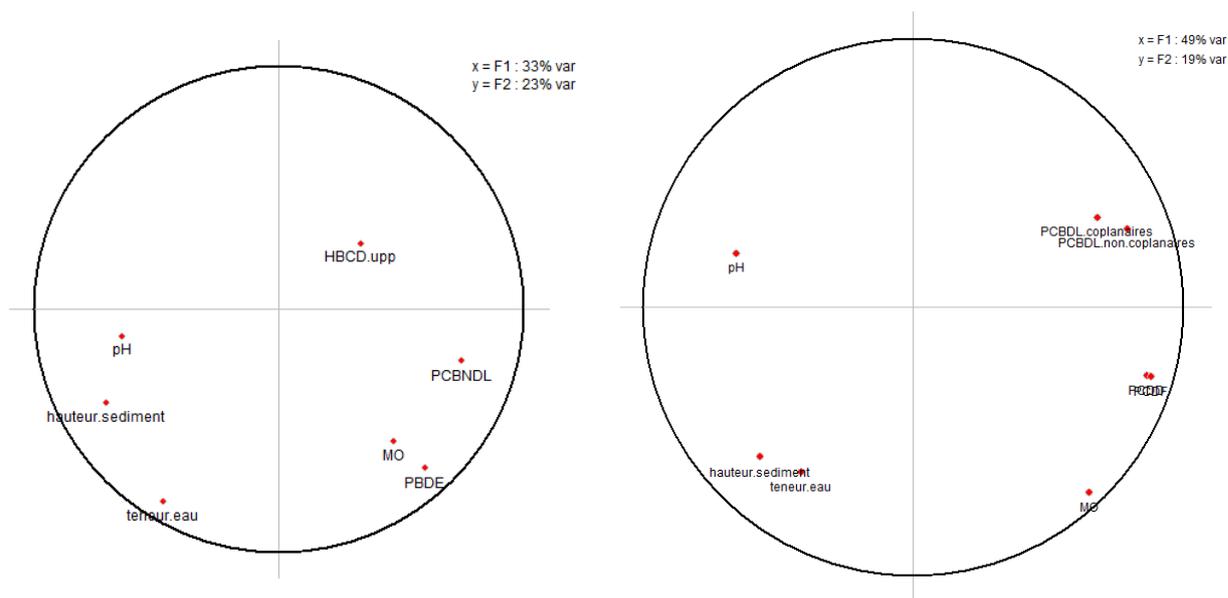


Figure 14 : ACP des teneurs en polluants organiques dans les vers de terre et des paramètres physico-chimiques du sédiment.

L'ACP de gauche montre un lien potentiel positif entre teneurs en PBDE et teneur en MO, mais aucun entre PBDE et hauteur de sédiment (angle de 90°). Il existe peut-être également un lien négatif entre teneur en PCB-NDL et pH mais les points sont assez éloignés de la bordure du cercle donc l'hypothèse est faible. On ne peut rien supposer pour les teneurs en HBCD. Dans l'ACP de droite, on observe une possible corrélation négative forte entre PCB-DL et hauteur de sédiment/teneur en eau. A nouveau, le pH est assez éloigné du cercle mais pourrait être corrélé négativement aux teneurs en PCDD/PCDF.

On réalise également les ACP focalisées sur chacun des polluants, hors HBCD (annexe 4). Seules les teneurs en PCDD et PCDF semblent corrélées aux teneurs en MO du sol, et sont à la limite pour le pH. La régression linéaire nous permet même d'affirmer que la **teneur en PCDF dans le VDT et la teneur en MO du sédiment sont significativement, linéairement et positivement corrélées c'est-à-dire que l'augmentation de l'une entraîne l'augmentation linéaire de l'autre**. Pour les PCDD, la linéarité et la monotonie sont à la limite de la significativité. Ces résultats sont sûrement **dus à la nature même des éléments retrouvés par perte au feu** : plus la teneur en MO dans le sédiment est élevée, plus la probabilité que des polluants organiques s'y trouvent est grande, et plus la probabilité que ces polluants se retrouvent dans les vers de terre est grande. La prise en compte de la teneur en MO dans notre étude peut ainsi être biaisée. En effet, il n'est pas précisé quel est le type de MO mesurée par la perte au feu et qui était à l'origine dans le sédiment. Une partie pourrait être des polluants organiques ou n'être pas assimilable par la macrofaune. Nous ne sommes donc pas certains de la part consommable et biodisponible de cette MO mesurée. Le nombre de données est trop faible pour que cette hypothèse soit vérifiée avec les autres POPs. Il est également possible que les PCDF, par des propriétés chimiques propres à la molécule, ne soient pas évaporés par perte au feu dans une plus grande mesure que les autres POPs. Une étude plus approfondie aurait pu être faite sur ces spécificités. On aurait également pu calculer le coefficient de partage ou de distribution évoqué par Barriuso *et al.* (1996) qui détermine classiquement la rétention des polluants organiques par les sols.

De la même manière, bien que l'on soit à la limite de la linéarité entre les teneurs en PCDF/PCDD dans les VDT et le pH, on ne peut rien conclure. Les tests de corrélation de Spearman ne sont pas plus révélateurs.

#### 4.2.5 Résumé

Cette partie nous permet d'affirmer qu'au sein du bassin Django Reinhardt :

- les teneurs en POPs dans les vers de terre sont classées comme suit : PCB-NDL > PCB-DL non coplanaires > HBCD > PBDE > PCB-DL coplanaires > PCDD > PCDF ;
- à nouveau, les teneurs dans les vers prélevés sont hétérogènes selon les parcelles, avec des variantes en comparaison des parcelles mises en avant dans la partie précédente sur les sédiments ;
- plus l'une des teneurs dans les vers de terre en PCB-DL coplanaires et non coplanaires, PBDE et PCB-NDL augmente, plus les autres augmentent également ;
- plus la teneur en PCDD augmente, plus la teneur en PCDF augmente linéairement ;
- plus la teneur en MO du sol augmente, plus la teneur en PCDF augmente linéairement.

### 4.3 Abondance des VDT

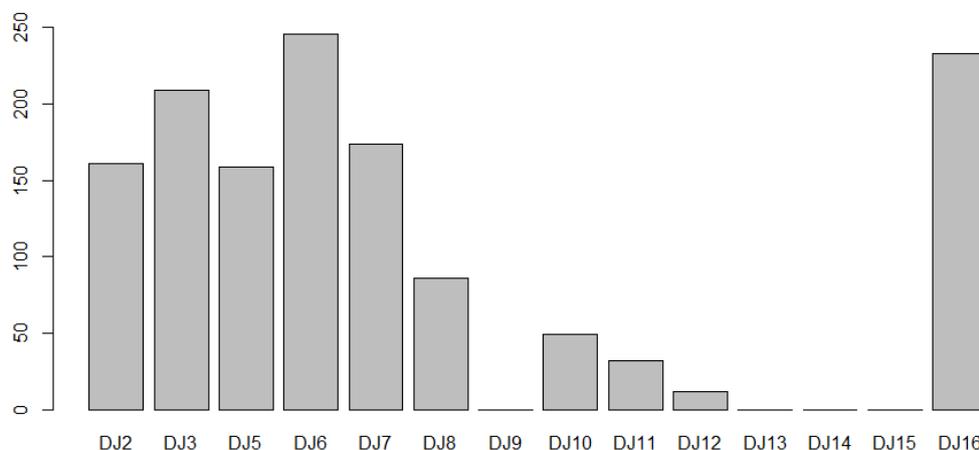
Au total, 1 361 VDT ont été extraits par la méthode de l'arrosage dans le BI Django Reinhardt. Dans les parcelles DJ9, DJ13, DJ14 et DJ15, aucun lombric n'a été prélevé. Ces quatre parcelles sont dans une continuité au bord est du bassin d'infiltration, dont la prolongation s'étend jusqu'à la parcelle DJ10 et qui est plus pauvre en eau et en végétation. Les teneurs en eau y sont faibles et proches de la valeur seuil déterminée dans la partie 4.3.1. suivante (32,5%).

On analyse dans cette partie les facteurs pouvant influencer ou non leur abondance ainsi que les liens de cette dernière avec la présence de polluants organiques dans les sédiments et les lombrics.

#### 4.3.1 Caractérisation de l'abondance totale des vers de terre

##### *Etude des données globales*

Avec les données brutes, on trace le graphique en bâtons représentant les quantités de VDT de chaque parcelle (figure 15).



**Figure 15 : Quantités de VDT prélevés par parcelle.**

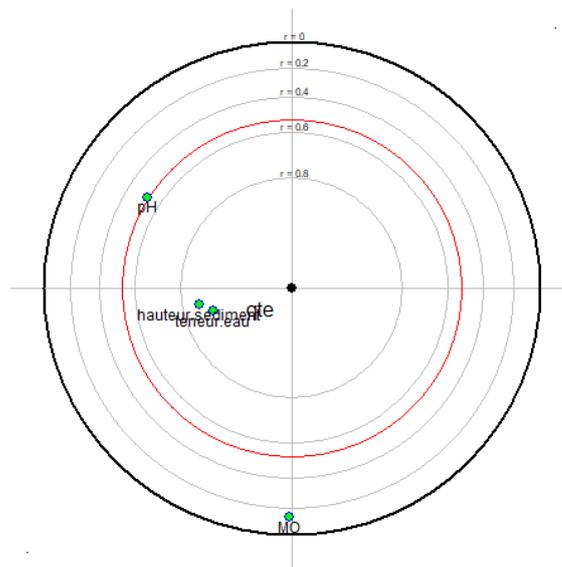
La parcelle DJ10 est située au sud des parcelles DJ13, DJ14 et DJ15 au niveau desquelles aucun VDT n'a été récolté, mais n'est pas la moins abondante. On observe cependant que les trois

parcelles possédant la plus faible abondance sont tout de même les plus excentrées du point d'entrée de l'eau. Les parcelles DJ11 et DJ12 sont sur la zone qui n'avait pas été dégagée lors des travaux de 2004.

Les quantités les plus importantes de lombrics ont été obtenues dans une zone à proximité du régulateur. Leur positionnement correspond à la zone d'écoulement de l'eau après les travaux de décolmatage de 2004. Il y a donc un lien potentiel et logique entre la proximité à la zone de décantation, l'augmentation du dépôt de matières en suspension et donc une hauteur de sédiment plus importante.

### Lien avec les paramètres physico-chimiques du sol

La première étape est ici de réaliser une ACP focalisée sur la quantité de vers de terre prélevés afin de visualiser les potentiels liens avec les paramètres du sol pour s'y attarder par la suite (figure 16). On prend toujours en compte l'ensemble des quatorze parcelles.



**Figure 16 : ACP focalisée sur la quantité de vers de terre prélevés sur l'ensemble des quatorze parcelles.** A l'intérieur du cercle rouge, les variables sont significativement corrélées à la variable à expliquer centrale. Les paramètres dont le point est bleu sont positivement corrélés à la variable à expliquer ; les paramètres dont le point est jaune y sont négativement corrélés.

Il semble y avoir une relation positive entre la quantité de VDT, la hauteur de sédiment et la teneur en eau. Le pH est à la limite du cercle de significativité.

On passe donc à nouveau par les conditions de validité de la régression linéaire dans un premier temps qui ne sont pas vérifiées dès l'étape d'indépendance des résidus, ni pour la hauteur de sédiment, ni pour la teneur en eau. Pour le pH, les p-value des tests de Pearson et Spearman sont à la limite de la valeur seuil de 5 %, mais ne permettent pas de conclure. Une relation positive avait été démontrée par Vergnes *et al.* (2017) entre l'abondance en vers de terre et le pH pour des anthroposols. Le test de validité de Durbin Watson pour la teneur en MO n'est pas non plus accepté. Enfin, le test de Spearman confirme un **lien monotone positif significatif** (p-value << 0,05) **entre quantité de VDT et teneur en eau** (rho=0,918), mais pas avec la hauteur de sédiment (condition de validité d'indépendance des données non respecté). Ainsi, **plus la teneur en eau est élevée, plus le nombre de VDT dans le sédiment est important.** L'équation de la droite est quantité = 6,6\*teneur en eau -214,5. Il y a donc un **seuil de 32,5 % de teneur en eau en-dessous duquel on ne retrouve aucun vers de terre.** Cependant, on suppose qu'à partir d'un certain pourcentage (environ 80 %), le sédiment est saturé en eau et que la survie du vers de terre n'est plus assurée. Ce résultat est donc valable sur la plage d'humidité mesurée (30 à 70 %) lors de ces prélèvements.

### Lien entre quantité de VDT prélevés et teneurs en POPs dans les sédiments

On réalise ensuite une analyse des composantes principales, également focalisée sur la variable « quantité », pour voir l'allure globale des liens de corrélation entre l'abondance et les teneurs en polluants du sédiment (figure 17).

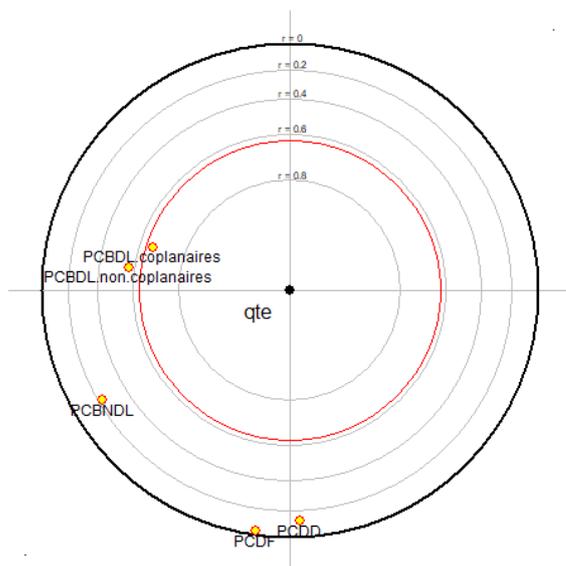


Figure 17 : ACP focalisée sur la quantité de VDT par parcelle, en fonction des teneurs en POPs dans les sédiments. A l'intérieur du cercle rouge, les variables sont significativement corrélées à la variable à expliquer centrale. Les paramètres dont le point est bleu sont positivement corrélés à la variable à expliquer ; les paramètres dont le point est jaune y sont négativement corrélés.

Seul un lien entre la teneur en PCB-DL coplanaires et la quantité de VDT prélevés est mis en avant par cette ACP. La régression linéaire est à la limite de la significativité entre les deux valeurs et ne donne pas une corrélation  $r$  très intéressante ( $r=-0,666$ ). Le test de Spearman n'est pas plus significatif.

Après vérification pour les autres paramètres, on peut affirmer qu'aucune conclusion ne peut être émise pour ces relations avec les données disponibles.

### Résumé

On peut conclure sur le bassin d'infiltration Django Reinhardt que :

- le nombre de VDT prélevés est très hétérogène selon les parcelles ;
- plus la teneur en eau est élevée, plus la quantité de VDT prélevée est importante (à partir de 32,5% et jusqu'à une valeur seuil de saturation non déterminée).

### 4.3.2 Caractérisation de l'abondance des groupes fonctionnels

#### Etude des données globales

Pendant ces extractions, seuls les endogés et les épigés ont été recueillis. Aucun anécique n'a été prélevé, que ce soit par la méthode par arrosage ou par monolithe. Or, nous avons vu que les anéciques étaient des espèces à grande mobilité verticale et qui vivaient la plupart du temps dans les horizons minéraux les plus profonds du sol (Bouché, 1972). Les sédiments qui sont disponibles sur le BI Django Reinhardt ne sont donc pas suffisamment hauts pour que des espèces de ce groupe puissent coloniser le milieu. De plus, certains paramètres physico-chimiques de ce sédiment « artificiel » ne sont sûrement pas favorables à leur développement.

On cherche à comprendre dans cette partie les paramètres influençant la présence des deux groupes fonctionnels. Les **endogés sont les plus nombreux** (874 individus) et représentent

64,22% du total, toutes parcelles confondues. Les épigés sont au nombre de 477, représentant 35,05 %. Enfin, dix VDT n'ont pas été classés (0,73 %). La figure 18 représente les effectifs de chaque groupe selon la parcelle.



Figure 18 : Effectif de chaque groupe fonctionnel (endogés et épigés) en fonction de la parcelle.

La proportion d'endogés est plus faible que celle des épigés sur uniquement trois parcelles : DJ10, DJ11 et DJ12. Elle est comprise entre 50 et 70 % en DJ2, DJ7 et DJ16. Enfin, elle est supérieure à 70 % sur trois parcelles : DJ3, DJ5 et DJ6. Aucune relation linéaire n'est visible entre la hauteur de sédiment ou la distance géographique de la parcelle à l'entrée d'eau et le pourcentage d'endogés et d'épigés.

Sur la parcelle 10, aucun endogé n'a été prélevé. Sur les parcelles 11 et 12, les plus au nord-ouest, les quantités sont les plus faibles d'une part, et on recense moins d'endogés que d'épigés d'autre part, contrairement à l'ensemble des autres parcelles. On peut néanmoins mettre en avant que les parcelles 11 et 12 sont sur la zone qui n'avait pas été décolmatée durant les travaux de 2004 (cf parties C.1.a. et C.2.a.), c'est-à-dire neuf ans plus tôt. Aucun résultat plus précis compte-tenu de la position des parcelles par rapport à l'arrivée d'eau ne peut être donné.

### Lien avec les paramètres physico-chimiques du sol

Cette partie vise à déterminer si les paramètres physico-chimiques du sol ont une influence sur les groupes fonctionnels présents. On utilise à nouveau les données sur l'ensemble des quatorze parcelles étudiées : DJ2, DJ3, DJ5, DJ6, DJ7, DJ8, DJ9, DJ10, DJ11, DJ12, DJ13, DJ14, DJ15 et DJ16.

#### Visualisation des données par diagramme en barres

On visualise dans un premier temps les différences entre les deux groupes pour la **hauteur de sédiment** (figure 19). On divise nos données en 4 classes en adaptant légèrement la répartition par effectifs égaux. Les catégories sont donc de 0 à 6 cm de hauteur de sédiment (sans VDT), de 7 à 10 cm, de 11 à 15 cm et de 16 à 19 cm.

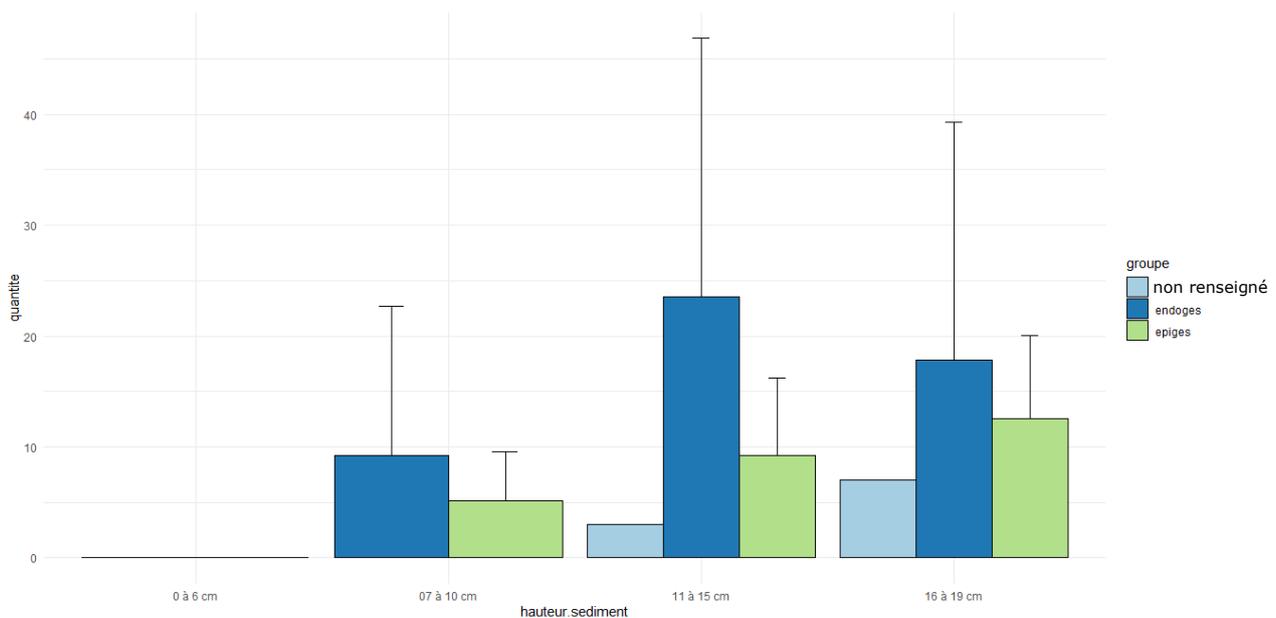


Figure 19 : Quantité de vers de terre prélevés en fonction de la hauteur de sédiment, par classe, pour chaque groupe fonctionnel. Les barres d'erreur sont formées par les écart-types.

Les barres d'erreur sont très grandes. Les résultats pour les endogés notamment sont difficilement analysables. On constate cependant une tendance à la hausse de la quantité d'épigés avec l'augmentation de la hauteur de sédiment, ce qui n'est pas le cas des endogés. On observe également que le nombre de vers de terre non renseigné est important, surtout entre 16 et 19 cm. Leur habitat n'étant pas un vrai sédiment, les caractéristiques physico-chimiques comme la teneur en MO pourraient être favorables aux épigés.

Pour la **teneur en eau** (figure 20), on divise également les données en quatre classes, qui respectent au mieux la méthode des grandes différences relatives mais il n'y a pas le même nombre de valeur dans chaque catégorie, comme pour la discrétisation précédente.

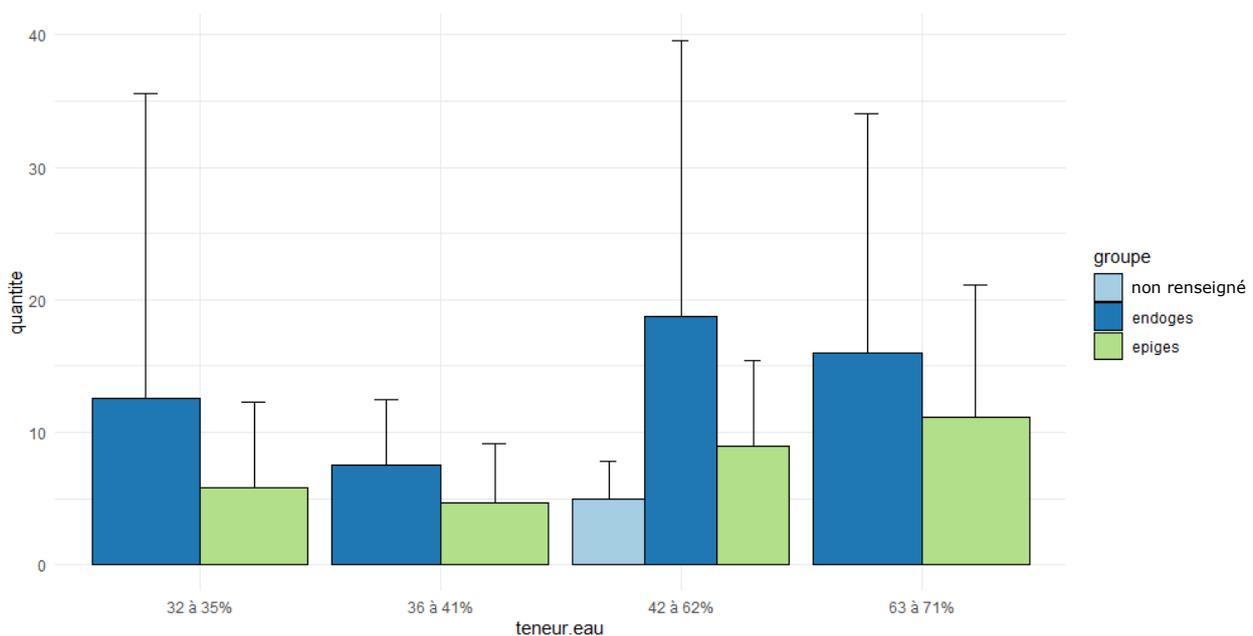


Figure 20 : Quantité de vers de terre prélevés en fonction de la teneur en eau, par classe, pour chaque groupe fonctionnel. Les barres d'erreur sont formées par les écart-types.

Tous les VDT qui n'avaient pas pu être classés appartiennent à la même « catégorie de teneur en eau ». Les barres d'erreur pour l'abondance en VDT dans les parcelles d'humidité comprise entre 36 et 41 % sont plus faibles alors que la catégorie ne contient que deux valeurs, mais proches. Il y a une tendance à l'augmentation de la quantité de VDT prélevés avec la teneur en eau pour les épigés, mais qui ne se vérifie pas pour les endogés alors que la dépendance a été

démontrée comme étant significative pour l'ensemble des vers de terre (partie précédente 4.3.1.). Les barres d'erreur sont sûrement trop grandes pour apprécier plus finement les variations.

Pour la **teneur en MO** (figure 21), on ne prend en compte que la méthode des grandes différences relatives qui forme 6 catégories.

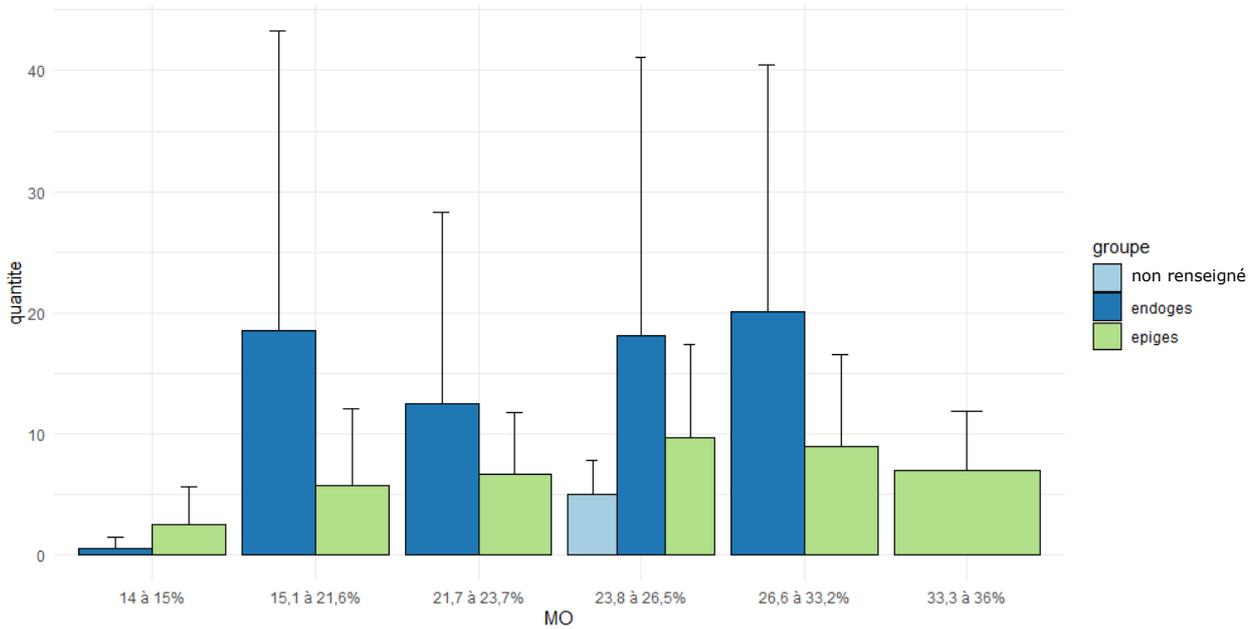


Figure 21 : Quantité de vers de terre prélevés en fonction de la teneur en matière organique, par classe, pour chaque groupe fonctionnel. Les barres d'erreur sont formées par les écart-types.

On observe une forme de cloche pour la courbe de la quantité d'épigés prélevés en fonction de la teneur en MO avec un maximum atteint pour une teneur comprise entre 23,8 et 26,5 %. La forme de la courbe des endogés n'est pas si bien délimitée. Les incertitudes pour les endogés sont d'ailleurs beaucoup plus élevées que ceux pour les épigés. On observe également que pour les teneurs en eau les plus élevées (> 33,3 %), seuls des épigés ont été prélevés.

Enfin, pour le **pH** (figure 22), la moyenne des méthodes employées pour la détermination du nombre de classes est d'environ 4. On détermine donc 4 classes de données pour la représentation du graphique de l'abondance en fonction du pH. Les valeurs étant très proches, la méthode des grandes différences relatives ne donne aucun résultat significatif. On divise l'ensemble des données en quatre parts respectant au mieux la méthode précédente.

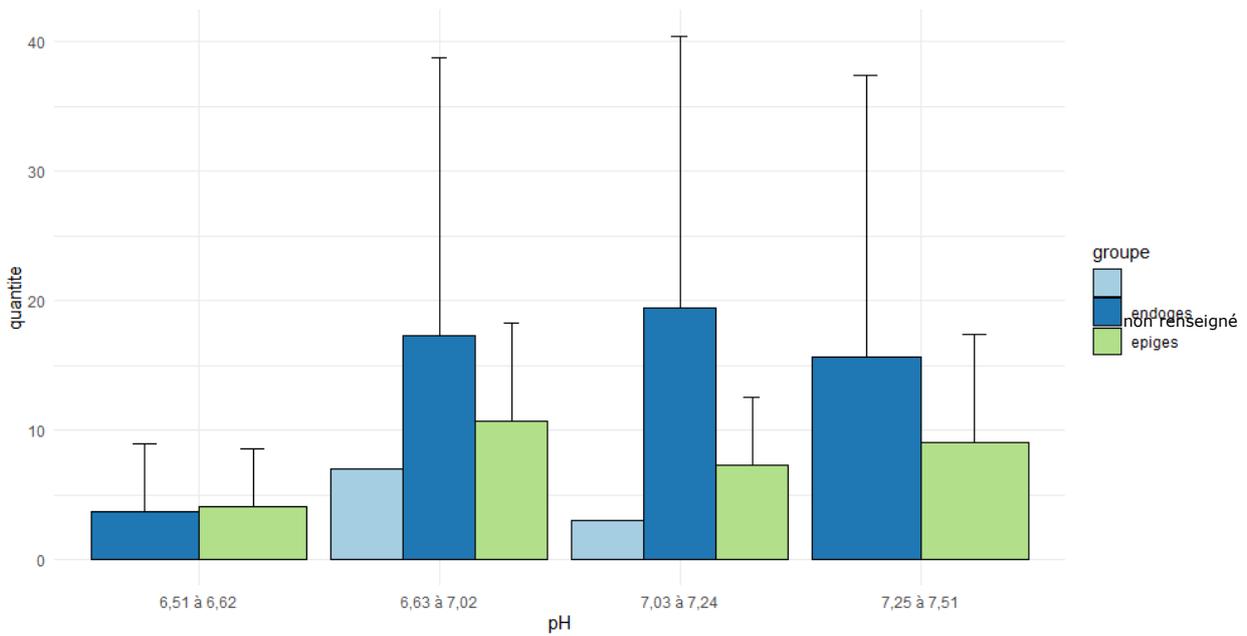


Figure 22 : Quantité de vers de terre prélevés en fonction du pH, par classe, pour chaque groupe fonctionnel. Les barres d'erreur sont formées par les écart-types.

Les barres d'erreur sont à nouveau très grandes, ce qui est sûrement lié au manque de données. Les quantités prélevées semblent toujours plus grandes pour les endogés, sauf pour les pH les plus bas. Pour les endogés, il semble à nouveau y avoir un maximum de quantité atteint en fonction du pH entre 6,95 et 7,24. Il ne semble pas y avoir de relation entre épigés et le pH.

#### ACP focalisées

On réalise maintenant deux ACP focalisées sur le nombre d'épigés, puis d'endogés prélevés pour évaluer qualitativement les hypothèses formulées précédemment (figure 23).

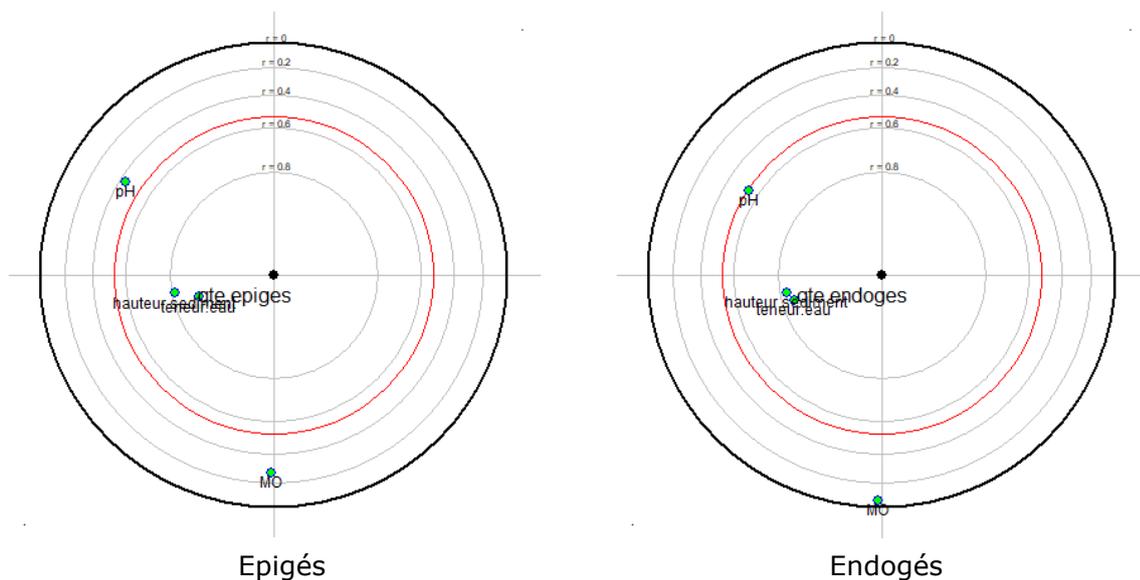


Figure 23 : ACP focalisées sur la quantité d'épigés (à gauche) et la quantité d'endogés (à droite) en fonction des paramètres du sédiment. A l'intérieur du cercle rouge, les variables sont significativement corrélées à la variable à expliquer centrale. Les paramètres dont le point est bleu sont positivement corrélés à la variable à expliquer ; les paramètres dont le point est jaune y sont négativement corrélés.

Contrairement à notre hypothèse précédente, aucune relation n'est démontrée entre teneur en MO et l'abondance de chacun des groupes. Cependant, les teneurs en eau et la hauteur de sédiment semblent bien y être liées. Le pH est à la limite du cercle rouge, c'est-à-dire à la limite de la significativité et sera donc également testé quantitativement.

La **hauteur de sédiment est significativement** ( $p\text{-value} \ll 0,05$ ), **positivement et linéairement liée à la quantité d'épigés** ( $r=0,815$ ). L'indépendance des résidus (test de Durbin Watson) n'est pas respectée pour les endogés donc on ne peut pas conclure sur les corrélations de Pearson et Spearman.

A nouveau, la **relation entre teneur en eau et quantité d'épigés est linéaire et positive** ( $r=0,888$ ). L'homogénéité des résidus n'est pas respectée pour la **relation entre teneur en eau et quantité d'endogés**. Le test de Spearman est cependant valable et significatif ( $p\text{-value} \ll 0,05$ ) : la relation est **monotone et positive** ( $\rho=0,918$ ).

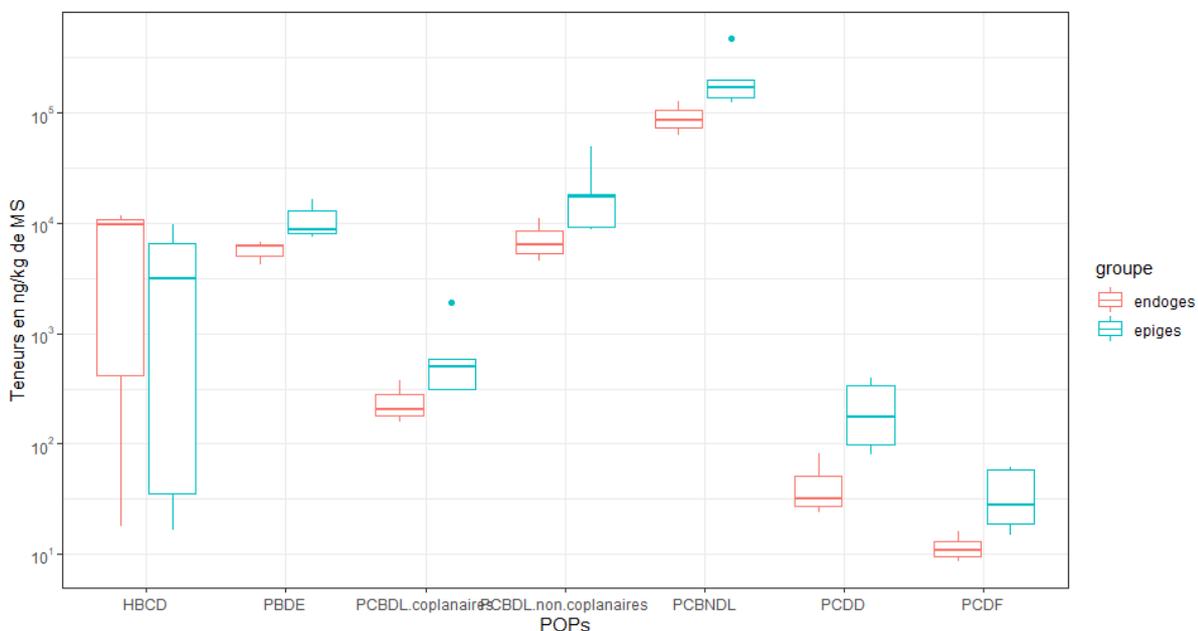
Enfin, le lien entre pH et quantité d'épigés est linéaire, mais le test de Pearson n'est pas significatif ( $p\text{-value} > 0,05$ ). La condition de normalité des résidus n'est pas acceptée pour la quantité d'endogés en fonction du pH. Le test de Spearman est uniquement significatif pour la quantité d'endogés, mais la valeur de corrélation est assez faible ( $\rho=0,600$ ). On ne peut donc pas conclure en ce qui concerne le pH.

### Lien avec les teneurs en POPs dans les VDT

#### Comparaison entre les sommes totales des concentrations en polluants

On cherche à déterminer les différences de concentration entre les teneurs en POPs dans les épigés et celles présentes dans les endogés, ainsi que la significativité de ces différences. Dans un premier temps, on trace les boîtes à moustache des différents POPs selon le groupe (figure 24). Les données proviennent de trois parcelles (DJ2, DJ3 et DJ5) pour les endogés et quatre pour les épigés (DJ2, DJ3, DJ5 et DJ10). Toutes les valeurs sont données en ng/kg de MS et le graphique est en échelle logarithmique.

Il faut néanmoins garder en mémoire que les calculs ont été faits à partir de 3 données par polluants pour les endogés et 5 pour les épigés, ce qui est faible. Le graphique prenant uniquement en compte les trois mêmes parcelles est sensiblement identique, seule la différence de médiane entre endogés et épigés pour les teneurs en HBCD est exacerbée (figure 24).



**Figure 24 : Teneurs en POPs (en ng/kg de MS) dans les VDT selon les deux groupes fonctionnels endogés et épigés, en échelle logarithmique.**

Pour les deux groupes, la répartition des teneurs en POPs est la même que sur l'ensemble des VDT, soit dans l'ordre croissant des médianes : PCDF, PCDD, PCB-DL coplanaires, HBCD (épigés), PBDE, PCB-DL non coplanaires et PCB-NDL. La différence de médiane entre la teneur en PBDE chez les endogés (6 149 ng/kg de MS) et en PCB-DL non coplanaires chez les endogés

(6 432 ng/kg de MS) est tout de même faible. Hormis pour les HBCD, les teneurs chez les épigés sont plus élevées que chez les endogés.

#### HBCD

La teneur médiane en HBCD est bien supérieure chez les endogés (9 789 ng/kg de MS) que chez les épigés (3 179 ng/kg de MS). L'amplitude interquartile est plus grande pour les épigés. La moitié des valeurs chez les endogés est située dans un intervalle très resserré (bien que le nombre total de valeurs ne soit pas très élevé).

#### PBDE, PCB, PCDD, PCDF

Les teneurs en PBDE entre épigés et endogés sont très différentes : le maximum des teneurs chez les endogés est plus faible que le minimum chez les épigés. Pour les autres POPs, les différences sont moins impressionnantes mais toujours significatives, avec la même tendance. Les épigés concentrent donc beaucoup plus les POPs que les endogés. Mis à part pour la teneur en PCB-NDL (où elle est égale), l'amplitude entre Q3 et Q1 et, d'autant plus, entre la médiane et Q3, est bien plus faible chez ces derniers que chez les épigés. Les épigés sont donc plus concentrés en POPs et de manière plus hétérogène.

#### Comparaison des teneurs entre parcelles

Pour simplifier, on réalise un tableau récapitulatif des analyses réalisées pour les différences entre groupes fonctionnels selon les parcelles (tableau 10). On compare les données des épigés aux endogés. Par exemple, si la valeur est deux fois plus élevée chez les épigés, on marque « x2 ». Ceci « ≈ + » signifie que les valeurs sont proches, mais que la teneur chez les épigés, est légèrement plus élevée. Les résultats ne sont volontairement pas précis, l'objectif étant d'avoir une idée des tendances.

**Tableau 10 : Récapitulatif des différences entre les deux catégories d'âge, basé sur les valeurs des épigés par rapport aux endogés.**

	PCDD	PCDF	PCBDL coplanaires	PCBDL non coplanaires	PCBNDL	PBDE	HBCD
DJ2	x4	x2	x2	x2	x2	x2	≈-
DJ3	≈ -	≈ -	≈ +	≈ +	≈ +	≈+	/332
DJ5	x6	x3	x2	x2	x2	x2	/3

On constate que globalement les teneurs dans les épigés sont plus élevées que dans les endogés, notamment dans les parcelles DJ2 et DJ5. Les teneurs en HBCD en revanche sont beaucoup plus élevées chez les endogés. Ce résultat n'est pas surprenant car les épigés vivent dans l'horizon supérieur du sédiment donc sont les premiers à être au contact des polluants, le sédiment jouant un rôle de « filtre » en capturant les polluants (Tedoldi *et al.*, 2019). De plus, les teneurs en MO étant décroissantes lorsqu'on s'éloigne de la surface du sédiment (Winiarski *et al.*, 2006) et les POPs étant lipophiles (Ashraf, 2017), les matières organiques ont pu également piéger les polluants dans les horizons supérieurs où vivent les épigés.

#### Etude et comparaison des BAF

On calcule les facteurs de bioconcentration au niveau de chaque parcelle pour les épigés et les endogés de manière séparée. Les résultats sont présentés dans le tableau 11.

**Tableau 11 : Valeurs de BAF (à gauche) et classement décroissant (à droite) par parcelle, POP et groupe fonctionnel.**

	EPIGES									
	BCF					Classement				
	PCDD	PCDF	PCBDL.coplanaires	PCBDL.non.coplanaires	PCBNDL	PCDD	PCDF	PCBDL.coplanaires	PCBDL.non.coplanaires	PCBNDL
DJ2	0,091	0,063	0,228	0,2531	0,255	3	3	3	3	3
DJ3	0,075	0,064	0,170	0,2532	0,217	4	4	4	4	4
DJ5	0,166	0,099	0,368	0,573	0,426	2	2	2	1	2
DJ10	0,409	0,291	0,372	0,562	0,682	1	1	1	2	1

	ENDOGES									
	BCF					Classement				
	PCDD	PCDF	PCBDL.coplanaires	PCBDL.non.coplanaires	PCBNDL	PCDD	PCDF	PCBDL.coplanaires	PCBDL.non.coplanaires	PCBNDL
DJ2	0,022	0,028	0,118	0,129	0,115	3	3	2	3	3
DJ3	0,078	0,069	0,112	0,176	0,152	1	1	3	2	2
DJ5	0,030	0,039	0,238	0,343	0,273	2	2	1	1	1

On observe bien ici des différences importantes de BAF entre les différentes parcelles pour un même polluant et entre les deux groupes fonctionnels. Cependant, aucun BAF n'est supérieur à 1. Pour les PCDD, les BAF sont globalement plus élevés chez les épigés, à l'exception de la parcelle DJ5 où les deux groupes fonctionnels ont des BAF très proches, c'est-à-dire que leur teneur en PCDD est plus proche de celle du sol. Les résultats sont similaires pour les autres POPs, ce qui est cohérent car les teneurs sont en moyenne plus élevées chez les épigés que les endogés pour ces polluants (figure 24). Ce sont les parcelles DJ5 et DJ10 qui concentrent les BAF les plus élevés. La parcelle DJ3 concentre les valeurs les plus faibles pour les épigés ; la parcelle DJ2 pour les endogés.

L'étude de la biodisponibilité n'est pas nécessaire car les résultats sont trop faibles pour en tirer des conclusions intéressantes. De plus, Jager *et al.* (2005) affirment que la séquestration des polluants par le sol augmente au cours du temps et diminue donc la biodisponibilité pour la macrofaune.

### Résumé

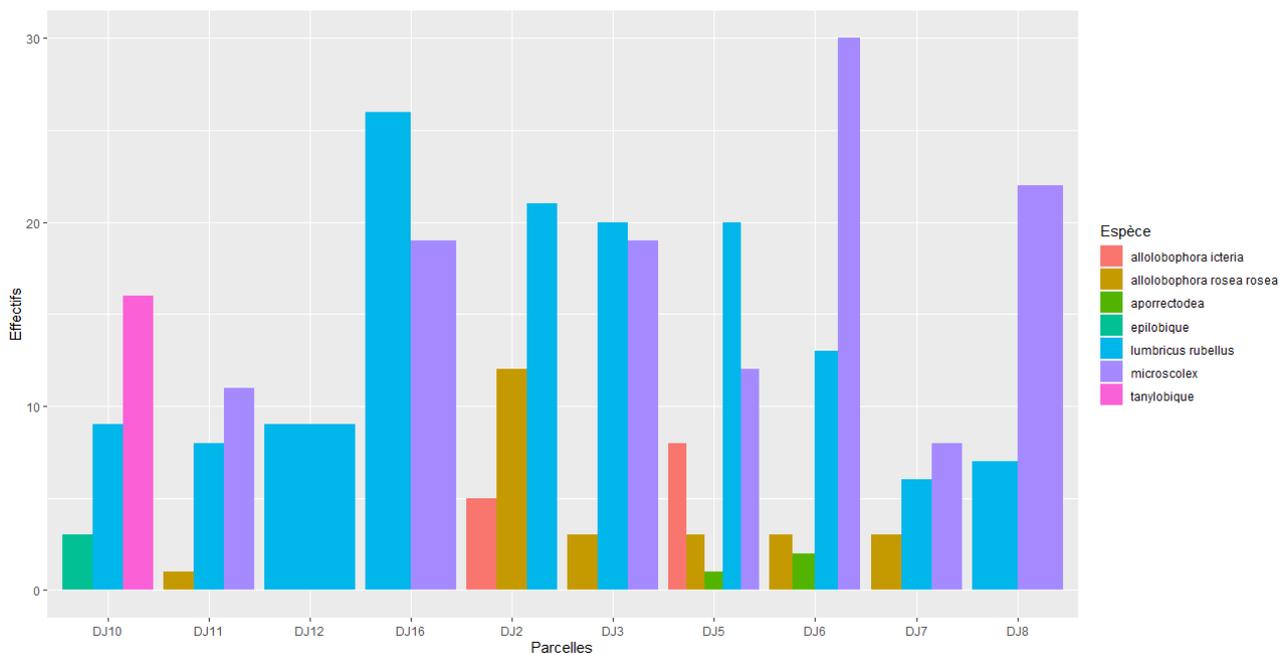
On obtient donc, sur le bassin d'infiltration Django Reinhardt :

- plus la hauteur de sédiment ou la teneur en eau augmente, plus la quantité d'épigés augmente linéairement ;
- plus la teneur en eau augmente, plus la quantité d'endogés prélevés est grande ;
- hors concentrations en HBCD, les teneurs en POPs chez les épigés sont plus élevées que chez les endogés, notamment au niveau des parcelles DJ2 et DJ5.

### 4.3.3 Caractérisation de l'abondance des espèces

Dans cette partie, on étudie l'abondance des espèces prélevées et déterminées en fonction des paramètres physico-chimiques du sol. Les données sont donc peu nombreuses. Les différentes espèces étudiées sont les suivantes : *lumbricus rubellus*, *microsclex*, *allolobophora rosea rosea*, *tanylobique*, *allolobophora icteria*, *aporrectodea*, *epilobique*.

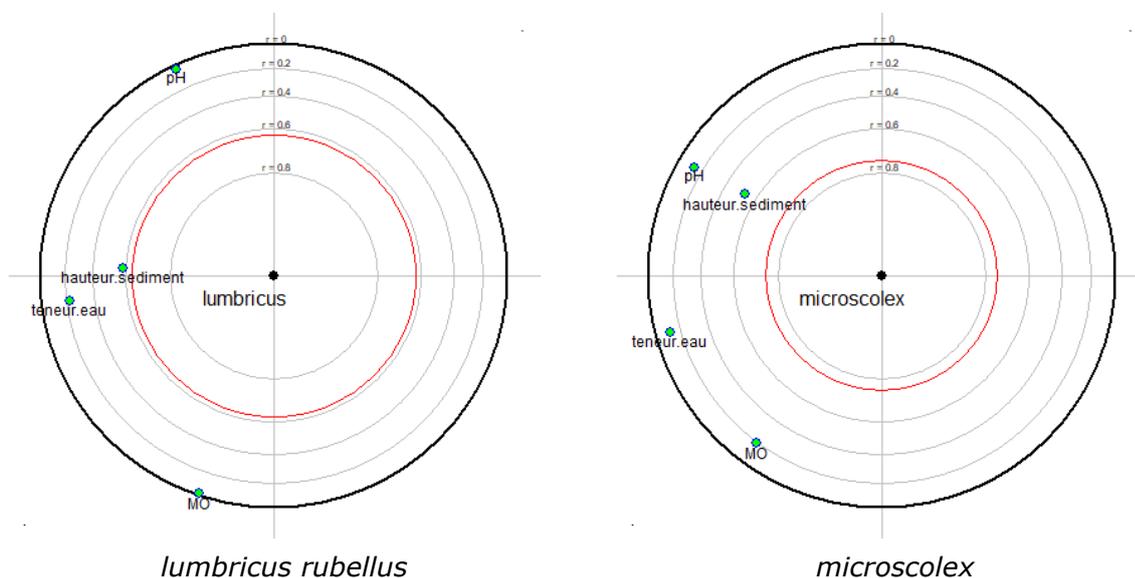
La figure 25 recense **uniquement les VDT adultes dont l'espèce a pu être déterminée**, sous forme d'effectifs par parcelle, pour la méthode par arrosage uniquement. On note qu'il est impossible de déterminer une espèce précise pour un juvénile, il n'y a donc aucun juvénile représenté sur la figure 25. Sur la totalité des vers, **seuls 23,21 % des VDT ont pu être identifiés** par leur espèce (en prenant en compte les juvéniles).



**Figure 25 : Effectifs par espèce selon la parcelle.**

Hormis les *lumbricus rubellus* (épigés) et les *microscoclex* (endogés), les quantités par espèce de vers sont faibles voire très faibles. On peut néanmoins observer sur la figure 25 que ces deux espèces se répartissent dans l'ensemble des parcelles. Il n'y a donc pas à première vue de prévalence d'espèce par parcelle.

On complète un tableur ne prenant en compte que les deux espèces les plus abondantes, précisées ci-dessus. Les ACP focalisées sont données dans la figure 26.



**Figure 26 : ACP focalisées sur la quantité de *lumbricus rubellus* et de *microscoclex* prélevés en fonction des paramètres physico-chimiques du sol.** A l'intérieur du cercle rouge, les variables sont significativement corrélées à la variable à expliquer centrale. Les paramètres dont le point est bleu sont positivement corrélés à la variable à expliquer ; les paramètres dont le point est jaune y sont négativement corrélés.

Seule la hauteur de sédiment est à proximité du cercle de significativité. Les conditions de validité de la régression linéaire sont à la limite de la justesse pour les *lumbricus*, mais ni le test de Pearson, ni celui de Spearman ne permet de conclure. Ce manque de significativité provient certainement du manque de données. On ne peut finalement rien conclure des données par espèce. Une faible différence d'accumulation de polluants (dont 8 PCB) entre deux espèces de vers de terre *E. andrei* et *A. caliginosa* a cependant été montrée par Jager *et al.* (2015), ce qui

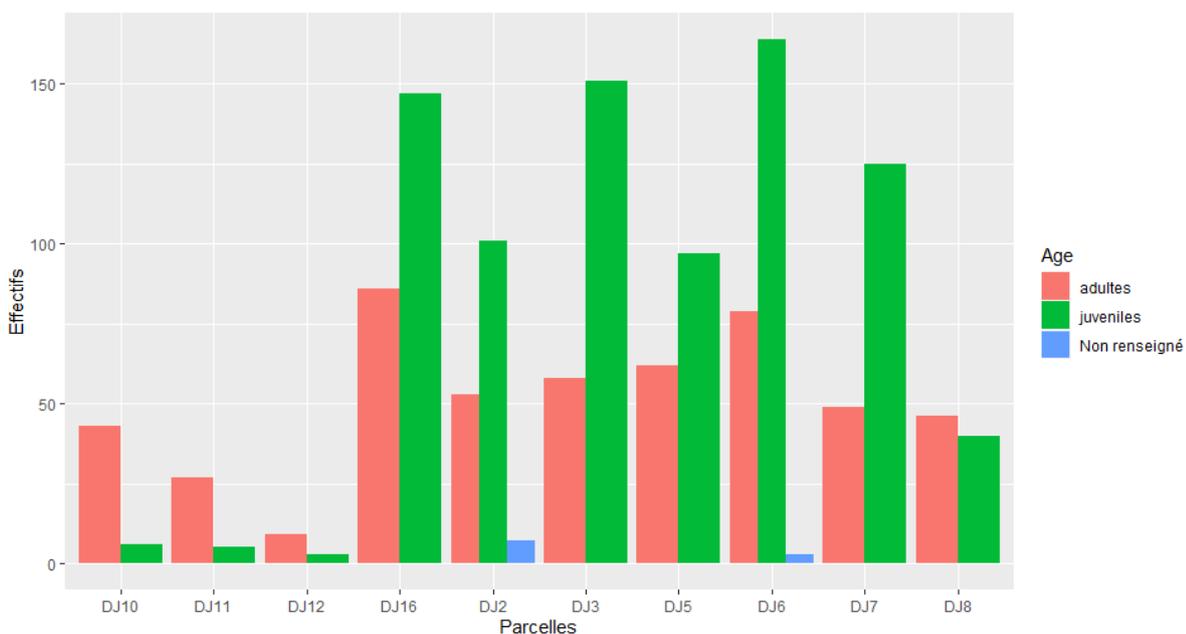
laisse supposer que des études avec un plus grand nombre de données permettraient d'évaluer plus précisément les différences de capacité de bioaccumulation entre espèces. Ils insistent d'ailleurs sur la nécessité de différencier les espèces lors des mesures pour deux raisons : les différences de comportements et de nourritures ainsi que la sélectivité potentielle des espèces prédatrices. On peut ici se poser la question de la suffisance de l'étude par groupe fonctionnel qui opère tout de même un premier classement.

#### 4.3.4 Caractérisation de l'abondance des âges

Enfin, cette partie détermine les liens entre les catégories d'âges évoquées ci-après et les paramètres environnants, après avoir étudié les données telles quelles.

##### *Etude des données globales*

On recense deux catégories d'âge dans nos populations : les adultes et les juvéniles. Les juvéniles sont la preuve d'une fécondité des vers de terre et donc d'un certain « bien-être » et ainsi que le sol est favorable à leur vie et reproduction. Au total, 37,6 % sont des adultes, 61,6 % des juvéniles et les 0,7 % restant n'ont pas été identifiés. Pour rappel, la différence principale entre les deux est la présence du clitellum chez les adultes (cf partie B.2.a., figure 1). Par parcelle, la répartition est donnée selon la figure 27.

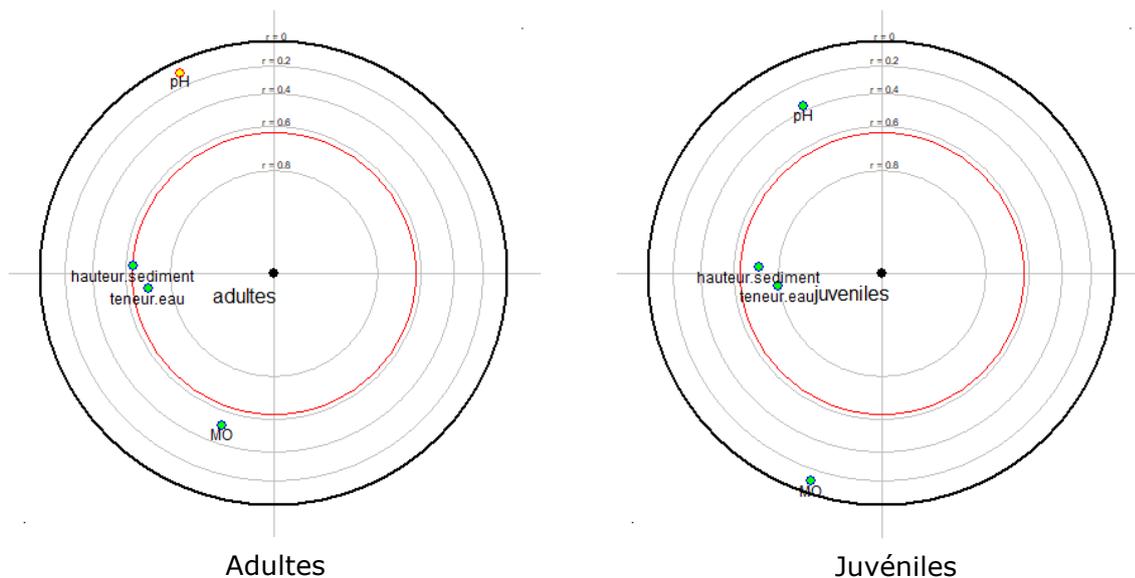


**Figure 27 : Quantité de VDT par catégorie d'âge (adultes et juvéniles) en fonction des parcelles.**

Les parcelles DJ2, DJ3, DJ5, DJ6, DJ7 et DJ16 contiennent plus de juvéniles que d'adultes tandis que les parcelles DJ8, DJ10, DJ11 et DJ12 contiennent plus d'adultes. Dans ces trois dernières, les quantités en adultes sont 3 à 10 fois supérieures aux juvéniles. Or, les parcelles DJ11 et DJ12 sont les parcelles les plus au nord-ouest et DJ10 la plus au sud. Les parcelles où le nombre de juvéniles est supérieur correspondent aux parcelles les plus susceptibles d'être immergées. On peut s'interroger sur l'impact des caractéristiques physico-chimiques compte tenu de la répartition plutôt équilibrée dans les zones proches de l'entrée des eaux.

##### *Etude de l'impact des paramètres physico-chimiques*

Les paramètres du sédiment ont donc potentiellement un rôle à jouer dans la répartition des âges sur le bassin. Pour étayer cette hypothèse, on trace l'ACP focalisée sur la quantité d'adultes et de juvéniles (figure 28).



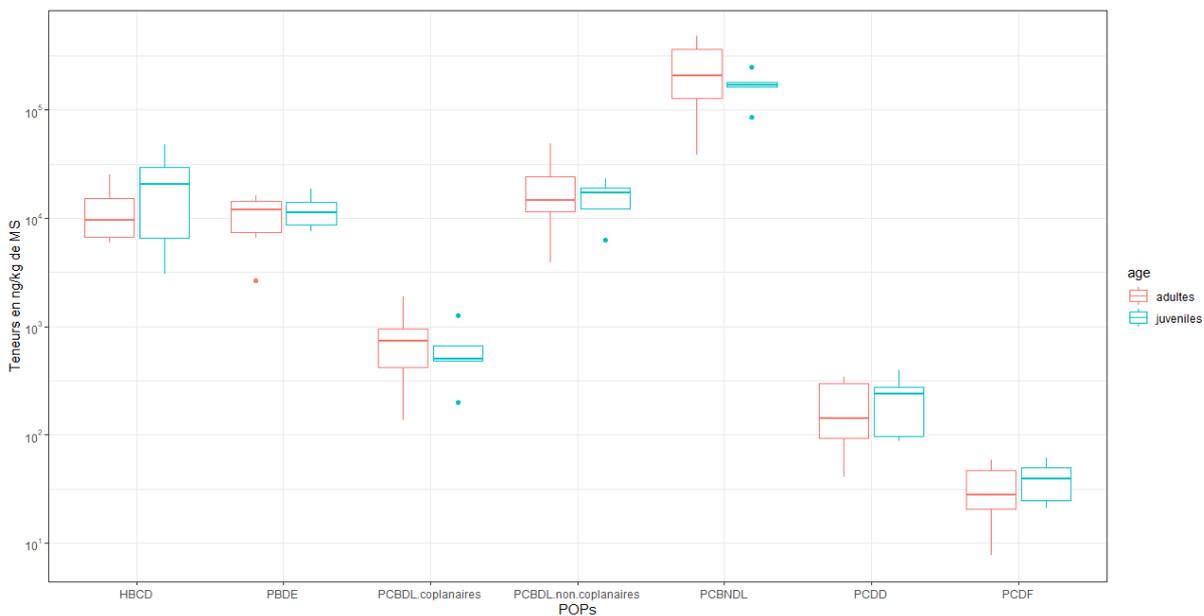
**Figure 28 : ACP focalisées sur la quantité d'adultes (à gauche) et la quantité de juvéniles (à droite) en fonction des paramètres du sédiment.** A l'intérieur du cercle rouge, les variables sont significativement corrélées à la variable à expliquer centrale. Les paramètres dont le point est bleu sont positivement corrélés à la variable à expliquer ; les paramètres dont le point est jaune y sont négativement corrélés.

La hauteur de sédiment et la teneur en eau semblent corrélées aux catégories d'âge. Les liens entre adultes et paramètres sont à la limite de la linéarité, mais le test de corrélation des rangs de Spearman confirme le **lien monotone et positif entre les deux catégories d'âge et la hauteur de sédiment** ( $\rho = 0,853$  pour les adultes ;  $\rho = 0,755$  pour les juvéniles), de même qu'**entre les deux âges et la teneur en eau** ( $\rho = 0,745$  pour les adultes et les juvéniles). On constate que le lien est plus fort entre les adultes et la hauteur de sédiment qu'entre les juvéniles et cette dernière.

#### **Lien avec les teneurs en POPs dans les VDT**

Comparaison entre les sommes totales des teneurs en polluants

On met en forme des boîtes à moustaches pour différencier et comparer les juvéniles des adultes (figure 29).



**Figure 29 : Teneurs en POPs (en ng/kg de MS) dans les vers de terre selon les deux catégories d'âge (adultes et juvéniles), en échelle logarithmique.**

Contrairement aux groupes fonctionnels, les différences entre adultes et juvéniles sont moins visibles via les boîtes à moustaches. La répartition dans l'ordre croissant des teneurs est toutefois toujours la même pour les deux catégories.

#### *HBCD*

Le 1<sup>er</sup> quartile (Q1) est le même pour les deux catégories d'âge, mais les médianes des teneurs en HBCD sont différentes. Chez les juvéniles, plus de la moitié des données sont supérieures à l'ensemble des valeurs prises par les adultes. L'amplitude minimum à maximum est également bien supérieure.

#### *PBDE*

Les teneurs en PBDE sont plus proches dans les deux catégories, la médiane chez les juvéniles étant légèrement inférieure à celle des adultes. Les valeurs maximales sont tout de même plus étendues et grandes chez les juvéniles. L'amplitude est cependant plus élevée chez les adultes, notamment par les teneurs faibles.

#### *PCB-DL coplanaires*

La teneur en PCB-DL coplanaires chez les adultes est plus grande que chez les juvéniles. Il y a tout de même une prépondérance des valeurs basses sur les hautes chez les adultes, contrairement aux juvéniles.

#### *PCB-DL non coplanaires*

La tendance sur les prépondérances est inversée pour les teneurs en PCB-DL non coplanaires par rapport aux coplanaires. La médiane la plus élevée se retrouve chez les juvéniles, mais la valeur du 3<sup>ème</sup> quartile (Q3) y est plus faible que pour les adultes. L'amplitude est toujours plus élevée chez ces derniers.

#### *PCB-NDL*

A nouveau, la médiane est plus élevée et l'amplitude plus grande chez les adultes pour les teneurs en PCB-NDL. Les valeurs entre le Q1 et le Q3 sont très resserrés pour les juvéniles et inférieures à la médiane des adultes.

#### *PCDD et PCDF*

Les valeurs de Q1 et Q3 sont similaires entre les adultes et les juvéniles, bien que l'amplitude soit plus grande chez les adultes. Cependant, la médiane chez les juvéniles est plus grande que chez les adultes. Il y a une forte concentration des valeurs élevées chez les juvéniles.

Cette méthode prend en compte la globalité des parcelles où des VDT ont été trouvés. On peut dans un second temps se concentrer uniquement sur les résultats obtenus par parcelle en comparant les teneurs par catégorie épigés/endogés et juvéniles/adultes, puis en comparant les teneurs pour une catégorie donnée (épigés, endogés, juvéniles ou adultes) selon les différentes parcelles.

#### Comparaison des teneurs entre parcelles

Un tableau récapitule les différences entre catégories d'âge, comme pour la différence entre les groupes fonctionnels vue plus haut (tableau 12). On compare ici les données des juvéniles aux adultes. Par exemple, si la teneur est deux fois plus élevée chez les juvéniles, on marque « x2 ». Ceci « ≈ + » signifie que les valeurs sont proches, mais que la teneur chez les juvéniles, est légèrement plus élevée. Les résultats ne sont volontairement pas précis, l'objectif étant d'avoir une idée des tendances.

**Tableau 12 : Récapitulatif des différences entre les deux catégories d'âge, basé sur les juvéniles par rapport aux adultes.**

	PCDD	PCDF	PCBDL coplanaires	PCBDL non coplanaires	PCBNDL	PBDE	HBCD
DJ6	/2	/2	/2	/2	/2	≈-	≈
DJ7	≈-	≈	x2	x2	x2	x2	/3
DJ8	≈-	≈	/2	/2	/2	/2	x5
DJ10	≈+	≈	/4	/3	/3	/2	≈-
DJ16	x6	x5	x5	x5	x5	x5	x8

Dans la parcelle DJ16, les teneurs en POPs chez les juvéniles sont beaucoup plus élevées que chez les adultes. On retrouve globalement la même tendance dans la parcelle DJ7, mais de façon moins contrastée. Au contraire, sur les parcelles DJ6, DJ8 et DJ10, les concentrations sont plus élevées chez les adultes que les juvéniles. Les deux parcelles dont les teneurs en POPs chez les juvéniles sont plus élevées que chez les adultes correspondent aux zones les plus proches de l'entrée d'eau et dont le sédiment avait les teneurs en POPs les plus faibles (cf 4.1.2.). Bien que le tableau 12 ne rapporte pas des conclusions sur l'ensemble des parcelles étudiées, on peut ici se poser la question du lien potentiel entre les teneurs en POPs dans les sédiments et dans les vers de terre.

#### Etude et comparaison des BAF

Le tableau 13 donne les résultats des calculs de BAF effectués pour les juvéniles et les adultes.

**Tableau 13 : Valeurs de BAF (à gauche) et classement décroissant (à droite) par parcelle, POP et catégorie d'âge.**

	JUVENILES									
	BCF					Classement				
	PCDD	PCDF	PCBDL.coplanaires	PCBDL.non.coplanaires	PCBNDL	PCDD	PCDF	PCBDL.coplanaires	PCBDL.non.coplanaires	PCBNDL
DJ6	0,105	0,091	0,215	0,217	0,226	4	5	3	4	4
DJ7	0,100	0,120	1,167	0,771	0,558	5	4	1	2	2
DJ8	0,190	0,187	0,133	0,160	0,125	3	3	5	5	5
DJ10	0,438	0,297	0,155	0,294	0,357	1	1	4	3	3
DJ16	0,277	0,267	0,767	0,936	0,559	2	2	2	1	1

	ADULTES									
	BCF					Classement				
	PCDD	PCDF	PCBDL.coplanaires	PCBDL.non.coplanaires	PCBNDL	PCDD	PCDF	PCBDL.coplanaires	PCBDL.non.coplanaires	PCBNDL
DJ6	0,229	0,149	0,433	0,467	0,542	3	3	3	2	2
DJ7	0,111	0,111	0,582	0,379	0,275	4	4	2	3	4
DJ8	0,239	0,193	0,242	0,292	0,220	2	2	5	5	5
DJ10	0,380	0,285	0,588	0,831	1,007	1	1	1	1	1
DJ12	0,101	0,097	0,306	0,314	0,359	5	5	4	4	3
DJ16	0,047	0,052	0,157	0,189	0,118	6	6	6	6	6

Pour chacune des catégories, une seule valeur de BAF est supérieure à 1. La parcelle dont les BAF sont les plus élevés chez les adultes est DJ10 ; les plus bas est DJ16. Les résultats sont plus contrastés pour les juvéniles, les valeurs les plus faibles étant surtout au niveau des parcelles DJ6 et DJ8 ; les plus hautes pour DJ10 et DJ16. Les BAF en PCDD sont tous plus élevés chez les adultes que chez les juvéniles. Pour les PCB-DL coplanaires et non coplanaires, les BAF sont plus grands chez les juvéniles au niveau des parcelles DJ7 et DJ16. Le BAF en PCB-NDL est plus élevé chez les juvéniles en DJ7 uniquement. Pour les PCDF, ils sont globalement, au contraire, plus élevés chez les juvéniles (exceptions : DJ6 et DJ8, de peu). A nouveau, l'étude de la biodisponibilité n'est pas nécessaire car les résultats sont trop faibles.

Coelho (2019) a ainsi calculé le BAF *in vitro* pour des juvéniles et adultes d'une espèce de vers de terre en particulier, *Eisenia fetida*. Les facteurs déterminés sont beaucoup plus élevés, notamment pour les teneurs en PCB où ils varient de 6,11 à 165. Le potentiel d'accumulation dans les vers de terre est ici clairement prouvé.

Cependant, le BAF prend en compte les polluants séparément et ne donne aucun indice sur l'éventuel risque lié à l'effet « cocktail » de juxtapositions de POPs. Pour ce fait, Coelho (2019) introduit dans sa thèse les indicateurs SET et ERITME mis en place par Pauget et De Vaufleury (2015) pour les escargots. La première étape consiste à calculer le CIREf, teneur des polluants dans les VDT des espèces étudiées dans un habitat sans polluant. Il serait intéressant de réaliser ces calculs afin de préciser les risques de transferts potentiels entre le sol du BI et les VDT présents.

### Résumé

On peut en conclure que, dans le bassin d'infiltration Django Reinhardt :

- les juvéniles sont plus abondants que les adultes dans les zones les plus longtemps et souvent immergées ;
- plus la hauteur de sédiment augmente, plus la teneur en eau augmente et plus les quantités d'adultes et de juvéniles augmentent ;
- les teneurs en polluants organiques sont très hétérogènes selon les catégories d'âge, que ce soit au niveau de la médiane ou de la dispersion des valeurs ;
- de même, les répartitions de quantités de VDT au sein des différentes parcelles sont très variées.

## 4.4 Réflexion sur la méthode

Comme vu précédemment, la principale limite de l'étude est le manque de données concernant les différents groupes fonctionnels, âges et espèces. Peu d'études se sont également focalisées sur l'étude du lien entre les vers de terre et les polluants organiques, notamment en comparant précisément les catégories mentionnées ci-dessus, ce qui limite les comparaisons et l'évaluation des résultats obtenus. Hormis ceci et les limites statistiques, il existe une limite liée directement au prélèvement : on ne compare pas dans cette étude plusieurs prélèvements au même endroit mais un seul prélèvement en un point au temps t. On discutera dans cette partie de plusieurs paramètres influençant potentiellement les résultats obtenus.

### 4.4.1 Influence de la méthode de prélèvement

#### Pourcentage de prélèvement pour l'arrosage

Tableau 14 : Tableau des proportions de prélèvement pour les deux phases d'arrosage.

Arrosage	N°1	N°2
	0.52	0.48

On observe une plus forte proportion de VDT lors de la phase 1 d'arrosage que lors de la phase 2 (tableau 14). La différence cependant est faible, ce qui montre qu'il y a toujours des VDT présents dans le sol à la fin de la première phase. Une troisième vague d'extraction aurait peut-être permise de compléter les tests pour déterminer l'efficacité de la méthode. Cependant, le

biais d'échantillonnage, calculé ci-dessous, donne une idée de la possibilité d'échappement des lombrics.

### Comparaison des deux méthodes : arrosage et monolithe

On compare les valeurs obtenues par la méthode dite de l'arrosage et la méthode par prélèvement de monolithe (tableau 15). Comme explicité dans la partie méthodologie, cette dernière consiste en un prélèvement, par carottage de 20cm\*20cm à la surface sur toute la profondeur de sédiment, à proximité directe de la zone de prélèvement par la première méthode (Sarles, 2013). En laboratoire, le bloc est détruit petit à petit et chaque vers de terre est récupéré. L'objectif est de déterminer un biais de fuite des VDT horizontale plutôt que verticale. Ces données peuvent nous permettre d'établir une incertitude sur la quantité présente de VDT dans la parcelle étudiée.

On se place donc au niveau de la parcelle DJ16 pour laquelle l'extraction de monolithe a été réalisée.

**Tableau 15 : Résultats obtenus par les méthodes d'extraction par arrosage et par monolithe sur la parcelle DJ16.**

Méthode	Quantité de VDT récoltés	Surface (cm <sup>2</sup> )	Endogés	Épigés	Adultes	Juvéniles
Arrosage	345	10 000	161	72	86	147
Monolithe	112	400	95	17	43	69

En divisant le nombre de VDT prélevés par la surface de la parcelle de prélèvement, on obtient 0,035 VDT/cm<sup>2</sup> pour la méthode de l'arrosage et 0,28 VDT/cm<sup>2</sup> pour le monolithe. Il y a donc une plus grande proportion de VDT par la deuxième méthode. L'arrosage représente environ 11 % du total de VDT qui pourrait être prélevé en conservant les teneurs en VDT calculées précédemment. Il y a donc une **fuite de 89 % des VDT horizontalement**. Ce résultat nous montre bien que la méthode de l'arrosage nous permet de mettre en avant des tendances quant à la présence et les capacités de bioaccumulation des lombrics dans les bassins d'infiltration mais ne permet pas, avec seulement quelques prélèvements, de quantifier leur abondance globale.

On peut se demander si les résultats sont similaires pour les deux groupes fonctionnels et les deux classes d'âge. On réalise les mêmes calculs que l'on regroupe dans le tableau 16.

**Tableau 16 : Pourcentage de fuite par groupe fonctionnel et âge.**

	Endogés	Épigés	Adultes	Juvéniles
Arrosage (VDT/cm <sup>2</sup> )	0,016	0,0072	0,0086	0,015
Monolithe (VDT/cm <sup>2</sup> )	0,24	0,043	0,11	0,17
Fuite (%)	94	86	93	92

Les endogés ont un taux de fuite bien plus élevé que celui des épigés. Le résultat est logique, les épigés étant plus à la surface que les endogés, le test de moutarde les touche de manière plus probable que les endogés. Ces derniers étant plus en profondeur, la solution les atteint moins vite et de manière moins concentrée et plus diffuse.

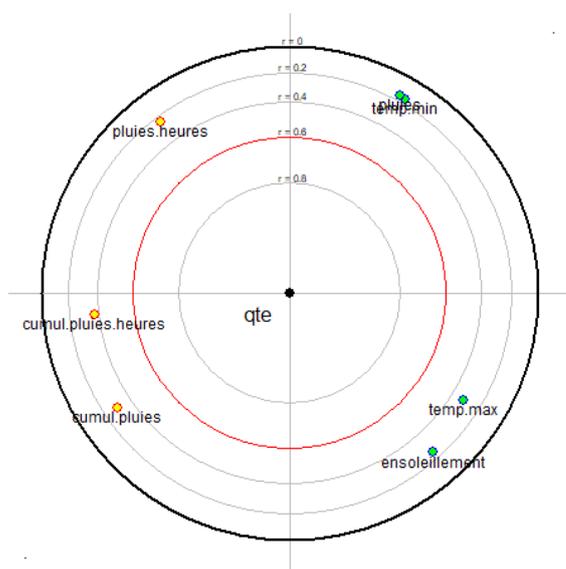
Les juvéniles ont un taux de fuite très légèrement plus faible que les adultes. Il se peut simplement que les juvéniles dans le monolithe n'aient pas tous été récupérés, leur petite taille les rendant plus discrets.

Un autre biais d'échantillonnage a été déterminé plus bas pour estimer l'influence du site.

#### 4.4.2 Influence des conditions climatiques et du mode de fonctionnement

On peut également réfléchir à l'influence des conditions climatiques sur l'abondance des lombrics. On se base sur les données recueillies lors des prélèvements et sur les données Météo France à Bron sur la période<sup>49</sup>.

On ne possède pas les données volumétriques sur le bassin pour cette période, donc on utilise uniquement les résultats de pluviométrie d'avril 2013 sur le site de Chassieu, fournis par l'OTHU<sup>50</sup>. Ces données nous permettent de calculer le cumul des pluies entre deux prélèvements que l'on divise par le nombre d'heures. On prend en compte les pluies entre 12h02 à la journée de prélèvement précédente et 12h le jour même. Les résultats sont les suivants : entre le 10 et le 17 avril, 273,6 mm d'eau sont tombés soit 1,6 mm/h ; 264 mm entre le 17 et le 19 soit 5,5 mm/h ; 142,8 mm entre le 19 et le 24 soit 1,2 mm/h. Le terrain était donc bien plus mouillé entre le 17 et le 19 que les autres jours. D'après Badin (2009), le temps de séchage complet d'un bassin est d'une vingtaine de jour. On peut donc également calculer le cumul des pluies entre le premier prélèvement (le 10) et le dernier (le 24) qui donne 273,4 mm le 17 soit 0,67mm/h ; 537,6 mm le 19 soit 2,49 mm/h et 680,4 mm le 24 soit 2,03 mm/h. Pour avoir une idée de l'impact de ces pluies sur les quantités extraites de VDT, on réalise une ACP focalisée sur la quantité en fonction des différents paramètres calculés (figure 30).



**Figure 30 : ACP focalisée sur la quantité de VDT extraits, par rapport aux températures minimales et maximales de chaque journée de prélèvement, à l'ensoleillement journalier, aux cumuls de pluies depuis le premier jour de pluies (en mm et mm/h) ainsi qu'aux précipitations entre deux jours de prélèvements (en mm et mm/h).**

La figure ne montre aucun résultat significatif de corrélation. Or, ces données ne prennent pas en compte les volumes apportés par les rejets de temps secs évoqués dans la présentation des bassins d'infiltration (partie C.1.a.), correspondant aux périodes sans pluie, où l'unique apport provient des industries. D'après Le Coustumer (2008), ces rejets sont réguliers en quantité. On peut donc utiliser les résultats de son analyse et supposer que les débits et volumes de 2013 étaient sensiblement les mêmes. Sur une certaine période de temps, le volume du temps sec correspond à 28,5 % du volume total arrivant à l'ouvrage (Le Coustumer, 2018). Sur la période de janvier 2004 à juin 2007, la période de temps sec apporte  $387\ 000 \pm 13.103\ \text{m}^3$  d'eau, soit 25,2 % du volume total (Le Coustumer, 2018). Le pourcentage n'est donc pas négligeable mais reste régulier et non défini sur la période précise de prise en compte de nos données. On peut ainsi conclure que la **méthodologie d'échantillonnage est correcte et que les résultats ne**

49 <https://www.infoclimat.fr/climatologie-mensuelle/07480/avril/2013/lyon-bron.html>

50 Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine

sont pas faussés par les variations climatiques, mais il serait intéressant d'effectuer des relevés de vers de terre et teneurs en polluants avant et après les rejets dits de temps sec, pour évaluer plus précisément leur impact sur l'abondance en VDT et la bioaccumulation.

#### 4.4.3 Influence de la végétalisation

D'après Saulais (2011), le bassin d'infiltration Django Reinhardt est pourvu d'une végétalisation naturelle, sans apport volontaire humain et est très hétérogène sur les plans de l'humidité et des espèces végétales présentes (quantités et répartitions). Un total de 58 espèces a finalement été recensé sur le bassin d'infiltration, ce qui en fait une zone de biodiversité importante (figure 31). Ces espèces ont été regroupées en 4 classes.

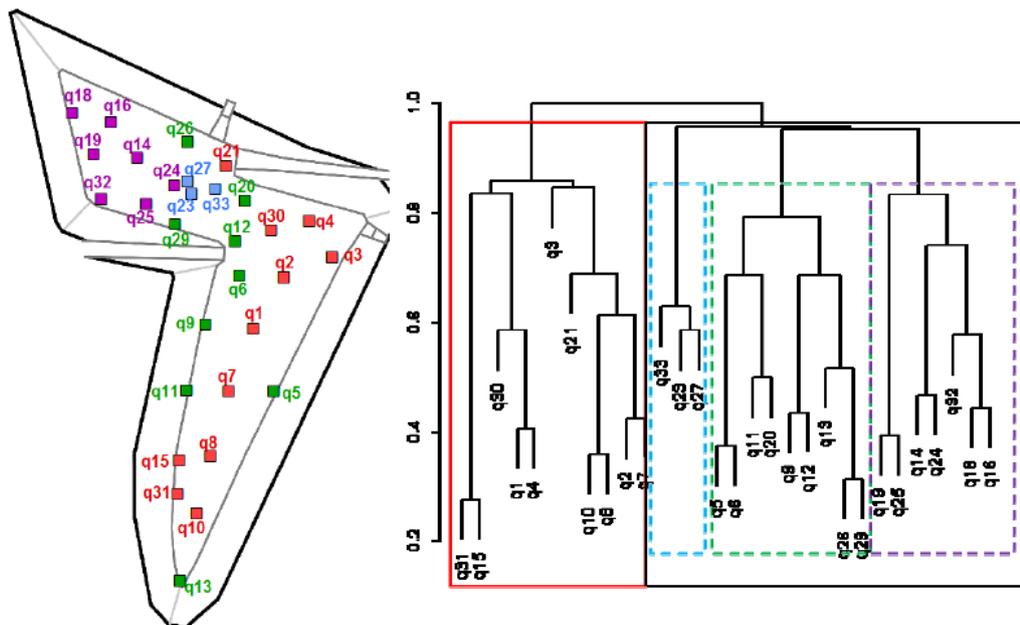


Figure 31 : Répartition des quadrats du BI, par catégorie (par couleur). Source : Saulais, 2011.

Les **quadrats rouges** comportent principalement des espèces pionnières avec quelques espèces invasives. Globalement, ces quadrats sont caractéristiques des « milieux perturbés, plus ou moins caillouteux, plus ou moins secs », c'est-à-dire des espèces rudérales. Le couvert végétal y est assez faible, au stade encore pionnier. Les **quadrats violets** sont composés majoritairement de deux plantes, l'une vivace, l'autre annuelle. La première est notamment peu sensible aux variations de teneur en eau. Elles poussent dans des milieux riches en nutriments. Les **quadrats verts** possèdent deux types principaux d'espèces, vivace et annuelle également. La première se retrouve plutôt dans des milieux « piétinés humides » et peut se développer dans des zones très riches en nutriments. Enfin, les **quadrats bleus**, à l'entrée du bassin, comportent une végétation qui supporte les forts afflux en eau, avec trois principales espèces vivaces. Les roselières qui en font partie permettent de freiner et fixer les sédiments tout en décomposant la MO (Saulais, 2011). Aucune espèce propre aux sols métallifères n'a été trouvée.

Saulais (2011) délimite ainsi pour le BI Django Reinhardt **deux types de milieux** : « prairie » pour les quadrats rouges et « humides » ou marécageuses pour les autres, ce qui en fait une exception parmi les bassins étudiés dans la région lyonnaise. L'eau est un facteur déterminant pour la présence des plantes. Elle conclut que ce sont les teneurs en MO, en eau et la texture qui expliquent la dominance de certaines espèces floristiques et non pas la teneur en ETM. Enfin, elle affirme que **certains paramètres comme le pH et la concentration en métaux ne dépendent ni du couvert végétal, ni des saisons, contrairement à d'autres paramètres comme la teneur en MO**. En effet, les pertes au feu et les teneurs en carbone organique ont augmentées respectivement de 10 à 20 % et de 4 à 12 % entre deux zones végétalisées ou non, lié aux cycles biologiques des plantes. Cependant, ces paramètres ne sont pas les « plus sensibles à l'hétérogénéité du couvert végétal dans le bassin ».

La végétation peut ainsi former un frein à la pénétration de l'eau dans les sols ou à la propagation de l'eau dans l'ensemble du BI et ainsi favoriser certaines zones à d'autres. Saulais (2011) a d'ailleurs mis en exergue une **corrélation entre teneur en eau et végétation**. Or, nous avons mis en avant une corrélation positive et significative entre teneur en eau et abondance. Les liens entre végétation et abondance sont donc très probables.

#### 4.4.4 Influence du site

Afin de comparer l'impact du site sur les données et résultats précédemment trouvés, on peut comparer quelques éléments notoires du BI Django Reinhardt avec le bassin Le Carreau, ce dernier étant sur un autre site et un autre bassin versant (voir partie C.1.a.).

Notamment, les parcelles LC2 et LC3 de hauteur de sédiment respectives 14 et 11 cm peuvent être comparées aux parcelles DJ6/DJ8 et DJ10 de hauteur de sédiment 15/13 et 10 cm. De la même manière, la parcelle LC1 possède une hauteur de sédiment de 20 cm et peut être comparée aux parcelles DJ2 et DJ3.

Premièrement, on peut estimer l'influence du site sur le biais d'échantillonnage avec les parcelles LC1, LC2 et LC3 où des monolithes ont été prélevés en comparant les pourcentages de fuites entre les différentes parcelles. Le taux de fuite pour LC1 vaut 94 %, pour LC2 98 % et pour LC3 88 %. La valeur globale pour DJ16 avait été estimée à 89 %. Les résultats des parcelles LC1 et LC2 sont un peu élevés et peuvent contribuer à expliquer les grands écarts d'abondance entre chaque « groupe de parcelle » déterminé plus haut.

Finalement, les pourcentages de fuite n'étant pas extrêmement variés d'une parcelle à l'autre, l'influence du site semble exister, mais ne pas être prépondérante sur les résultats obtenus.

Deuxièmement, on récapitule les paramètres physico-chimiques du sol dans le tableau 17 en ne prenant en compte que les VDT extraits par arrosage.

**Tableau 17 : Caractéristiques physico-chimiques des parcelles LC1, LC2, LC3 et DJ2, DJ3, DJ6, DJ8, DJ10 pour la comparaison des deux BI.** Chaque couleur représente un groupe de comparaison, basé sur la hauteur de sédiment.

	LC1	DJ2	DJ3	LC2	DJ6	DJ8	LC3	DJ10
Quantité de VDT	310	161	209	16	246	86	26	49
Hauteur de sédiment (cm)	20 ± 0,1	19 ± 0,1	19 ± 0,1	14 ± 0,1	15 ± 0,1	13 ± 0,1	11 ± 0,1	10 ± 0,1
MO (%)	16,28 ± 0,27	26,43 ± 0,22	21,44 ± 0,12	13,09 ± 1,43	25,88 ± 2,39	30,14 ± 3,96	13,63 ± 0,19	35,99 ± 0,06
Teneur en eau (%)	31,59 ± 0,59	57,07 ± 0,50	54,21 ± 0,05	11,44 ± 1,77	61,07 ± 1,46	57,35 ± 3,61	3,57 ± 1,11	40,33 ± 1,04
pH	7,06 ± 0,02	7,02 ± 0,03	7,38 ± 0,07	7,11 ± 0,07	7,18 ± 0,28	7,17 ± 0,18	7,27 ± 0,13	6,55 ± 0,16

Les parcelles sont mises en parallèles sur le seul critère de hauteur de sédiment. On peut donc comparer les autres paramètres entre eux. On observe dans un premier temps que les teneurs en eau et en MO sont bien inférieures dans le bassin Le Carreau. La parcelle LC1 contient plus de VDT extraits que ses homologues en hauteur de sédiment, mais ce n'est pas le cas pour LC2 et LC3 qui sont pourtant comparés à des hauteurs de sédiment plus faibles. Enfin, les valeurs de pH sont assez proches, notamment en prenant en compte les incertitudes correspondantes aux intervalles de confiance à 95 %. La plus grande variabilité vient de la parcelle DJ10 dont le pH est significativement plus faible que sur LC3. On ne remarque aucune loi prédéfinie entre les différents paramètres pour les deux BI. Bien que les données soient peu nombreuses, il semble bien que la hauteur de sédiment soit positivement corrélée à la quantité de VDT extraits dans les deux BI.

Ainsi, aucune différence prépondérante et allant dans un même sens entre les trois comparaisons ne semble exister. Le choix du site ne semble donc pas déterminant pour notre étude, mais une vérification statistique serait plus rigoureuse.

#### **4.4.5 Limites statistiques**

Enfin, comme expliqué tout au long du rapport, ce travail m'a permis de réfléchir à la signification et à la significativité des statistiques réalisées dans le cadre de recherches. A la relecture de ce rapport, il me semble judicieux de retranscrire les questions non élucidées :

- Quelle est la limite de représentativité entre les différentes manières de concevoir un tableur et leur influence sur les calculs réalisés par le logiciel R ?
- On suppose une variable significativement et positivement corrélée à une deuxième. Si la première est démontrée positivement et significativement corrélée à une troisième, la deuxième l'est-elle également ?
- A quel point les valeurs ex-aequo limitent/modifient les tests de corrélation de rangs de Spearman ?

## 5. Conclusion générale et perspectives

Cette étude a permis de mettre en avant des différences d'abondance ainsi que de teneurs et de bioaccumulations en POPs entre les épigés et les endogés et entre les adultes et les juvéniles sur le bassin d'infiltration Django Reinhardt : les endogés sont en plus grand nombre que les épigés mais les BAF sont plus élevés dans les épigés que dans les endogés ; les juvéniles sont en plus grand nombre que les adultes et les BAF varient selon les POPs. L'abondance des VDT des deux catégories d'âge dépend de la teneur en eau et de la hauteur du sédiment. Cette affirmation est également statistiquement significative pour les épigés mais pas pour les endogés pour lesquels seule la corrélation avec la teneur en eau a été démontrée. Plusieurs teneurs en POPs évoluent conjointement et il existe des liens entre elles et les paramètres du sédiment. Il n'y a pas de différence de classification des teneurs en POPs entre celles des VDT et celles du sédiment, mais ces teneurs varient bien selon les POPs. Un plus grand nombre de données aurait pu permettre de creuser ces relations et ces différences intra- et inter-catégories.

Les questionnements restent donc nombreux à l'issue de ce travail mais ouvrent la voie à des recherches plus poussées, notamment pour l'usage de la macrofaune comme alliée dans le rôle d'augmentation de la qualité d'infiltration des bassins et dans leur longévité. Le meilleur moyen de développer les connaissances sur l'accumulation et la disponibilité des polluants sur les vers de terre se réalise via la collecte de vers de terre sur le terrain (Jager *et al.*, 2005), d'où la nécessité de continuer les études *in situ*. Le travail sur la végétation débuté par Saulais (2011) semble également de grand intérêt pour ces mêmes objectifs et le lien entre la végétation et l'abondance en vers de terre pourrait être creusé : des encagements *in situ* avec des espèces végétales et des espèces de vers de terre sélectionnées pour leur représentativité des BI pourraient être prélevées et mises en contact, avec plusieurs répliques, en faisant varier les paramètres physico-chimiques (dont les polluants organiques). L'effet « cocktail » mentionné plus haut est également un facteur potentiellement aggravant à surveiller de près : la méthode par analyses d'effets directs (Li *et al.*, 2020) étant une des solutions existantes actuellement pour évaluer la toxicité de composés combinés. Des collectes ponctuelles et nombreuses pourraient permettre de développer les banques de données et de faire des comparaisons en reprenant les analyses statistiques réalisées ici pour un suivi plus précis de certaines espèces et/ou de certains BI et/ou des juvéniles, ...

Comme le soulèvent Tedoldi *et al.* (2019), on peut se questionner sur l'intérêt de développer des normes pour la mise en place et la gestion des bassins d'infiltration, basées sur la typologie et la surface des bassins versants par exemple. Ils ont notamment montré que sur un sol sableux sans lame d'eau permanente, un amendement organique permettait une meilleure rétention des métaux dissous dans l'horizon supérieur du sol. Les sédiments des bassins d'infiltration étant des réacteurs biologiques, leur gestion peut ainsi prendre en compte la régulation des activités biologiques afin d'influencer la dégradation de la MO ainsi que les transports de nutriments (Mermillod-Blondin *et al.*, 2005). De plus, les vers de terre et, plus globalement, la macrofaune, est un outil environnemental non négligeable dans ce même objectif de gestion (Vergnes *et al.*, 2017) : une normalisation pour les teneurs en polluants et les effets « cocktails » seraient bénéfiques pour leur suivi. Enfin, l'intégralité de l'ouvrage étant rarement sollicitée (Tedoldi *et al.*, 2019), un dimensionnement optimisé pourrait permettre de (re)valoriser l'espace alentour. Ainsi, en plus d'une simplification de la démarche de création de ce type de structure, la mise en place d'une norme permettrait de construire une base de données commune à tous les BI et ainsi de développer la recherche sur le sujet et également de réfléchir en amont sur les types de valorisation possibles des sédiments.

## 6. Bibliographie

- AFSSA. 2005. Dioxines, furanes et PCB de type dioxine : Evaluation de l'exposition de la population française. Coordinatrice scientifique : Gallotti, S. Coordinatrice éditoriale : Thomann, C.
- Allan, Richard P. Barlow, Mathew. Byrne, Michael P. Cherchi, Annalisa. Douville, Hervé. Fowler, Hayley J. Gan, Thian Y. Pendergrass, Angeline G. Rosenfeld, Daniel. Swann, Abigail L. S. Wilcox, Laura et Zolina, Olga. 2020. Advances in understanding large-scale responses of the water cycle to climate change. *Annals of the New York Academy of Sciences*.
- Arnot, J.A. Gobas, F.A.P.C. 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Etude et Gestion des Sols*, Volume 20, 2, 2013 - pages 27 à 38
- Arnot, J.A. Mackay, D. 2008. Policies for Chemical Hazard and Risk Priority Setting: Can Persistence, Bioaccumulation, Toxicity, and Quantity Information Be Combined? *Policy Analysis*.
- Ashraf, M.A. 2017. Persistent organic pollutants (POPs): a global issue, a global challenge. *Environ Sci Pollut Res*.
- Badin, A-L. 2009. Répartition et influence de la matière organique et des microorganismes sur l'agrégation et le relargage de polluants dans des sédiments issus de l'infiltration d'eaux pluviales urbaines. Thèse.
- Barriuso, E. Calvet, R. Schiavon, M. Soulas, G. 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols. Transformations et dissipation. Forum « Le sol, un patrimoine menacé ? »
- Blanpain, N., Buisson, G. 2016. Projections de population à l'horizon 2070. INSEE.
- Bedell, J.P. Saulais, M. Delolme, C. 2013. Rôle de la végétation sur l'évolution des caractéristiques physico-chimiques des sédiments déposés dans un bassin d'infiltration des eaux pluviales. *Etude et Gestion des Sols*, Volume 20, 2, 2013 - pages 27 à 38
- Bottinelli, N. Jouquet, P. Capowiez, Y. Podwojewski, P. Grimaldi, M. Peng, X. 2015. Why is the influence of soil macrofauna on soil structure only considered by soil ecologists?
- Bouché, M. B. 1972. Lombriciens de France : Ecologie et Systématique.
- AVES. Pesticides et oiseaux.
- CNFPT. 2019. Politiques publiques de l'eau. Fun MOOC. Cours disponibles entre 2019/2020 sur le site internet.
- Coelho, C. Forest, C. Bazin, C. Leduc, L. Hammada, M. Inacio, M. Bedell, J.P. 2018. Bioavailability and bioaccumulation of heavy metals of several soils and sediments (from industrialized urban areas) for *Eisenia fetida*. *Science of the Total Environment*.
- Coelho, C. F. M. 2019. Transfert et effets des retardateurs de flamme bromés (RFBs) sur trois espèces végétales et une espèce de lombric dans des anthroposols. Thèse.
- Curry, J. P. Factors affecting the abundance of earthworms in soils. 91–113 (2004).
- Datry, T. Malard, F. Vitry, L. Hervant, F. Gibert, J. 2003b. Solute dynamics in the bed sediments of a stormwater infiltration basin. *Journal of Hydrology*.
- Durin, B. Béchet, B. Legret, M. Le Cloirec, P. 2007. Rôle of colloids in heavy metal transfer through a retention – infiltration basin. *Novatech 2007*. 607-614.
- El-Shahawi, M.S. Hamza, A. Bashammakh, A.S., Al-Saggaf, W.T. 2010. An overview on the accumulation, distribution, transformations, toxicity and analytical methods for the monitoring of persistent organic pollutants.
- Eriksson, E. Baun, A. Scholes, L. Ledin, A. Ahlman, S. Revitt, M. Noutsopoulos, C. Mikkelsen, P.S. 2007. Selected stormwater priority pollutants — a European perspective.

- Espinosa-Reyes, G. Costilla-Salazar, R. Pérez-Vasquez, F.J. Gonzalez-Mille, D.J. Flores-Ramirez, R. Cuevas-Diaz, M.d.C. Meddelin-Garibay, S.E. Ilizaliturri-Hernandez, C.A. 2019. DNA damage in earthworms by exposure of Persistent Organic Pollutants in low basin of Coatzacoalcos River, Mexico.
- Francis, G.S. Fraser, P.M. 1998. The effects of three earthworms species on soil macroporosity and hydraulic conductivity. *Applied Soil Ecology*.
- Fuoco, R. Giannarelli, S. 2019. Integrity of aquatic ecosystems: An overview of a message from the South Pole on the level of persistent organic pollutants (POPs).
- Gieron, J. Grochowalski, A. Chrzaszcz, R. PBB levels in fish from the Baltic and North seas and in selected food products from Poland. 2010. *Chemosphere*. 1272-1279.
- GRAIE. 2018. Opérations exemplaires pour la gestion des eaux pluviales.
- Grand, C. Faure, O. Harris-Hellal, J. Hedde, M. Le Guedard, M. Pauget, B. Peres, G. Villenave, C. De Vaufleury, A. Quels bioindicateurs, pour quels besoins en sites contaminés ?
- Götz, R. Bauer, O.-H. Friesel, P. Herrmann, T. Jantzen, E. Kutzke, M. Lauer, R. Paepke, O. Roch, K. Rohweder, U. Schwartz, R. Sievres, S. Stachel, B. 2007. Vertical profile of PCDD/Fs, dioxin-like  $\Sigma$ PCBi, other  $\Sigma$ PCBi, PAHs, chlorobenzenes, DDX, HCHs, organotin compounds and chlorinated ethers in dated sediment/soil cores from flood-plains of the river Elbe, Germany. *Chemosphere* 67. 592 – 603.
- Goutaland, D. 2008. Caractérisation hydrogéophysique d'un dépôt fluvioglacière. Evaluation de l'effet de l'hétérogénéité hydrodynamique sur les écoulements en zone non-saturée. Thèse.
- INERIS. 2012. Les polychlorobiphenyles – PCB. Responsable du programme : Brignon, J-M. Rédacteur de la fiche : Gouzy, A.
- Islam, R. Kumar, S. Karmoker, J. Kamruzzaman, M. Rahman, M.A. Biswas, N. Tran, T.K.A. Rahman, M.M. 2018. Bioaccumulation and adverse effects of persistent organic pollutants (POPs) on ecosystems and human exposure: A review study on Bangladesh perspectives.
- Jager, T. Van der Wal, L. Fleuren, R.H.L.J. Barendregt, A. Hermens, J.L.M. 2005. Bioaccumulation of Organic Chemicals in Contaminated Soils: Evaluation of Bioassays with Earthworms. *Environ. Sci. Technol* 39. 293-298.
- Le Coustumer, S-M. 2008. Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales. Thèse.
- Li, X. Zhang, Q. Wang, P. Fu, J. Jiang, G. 2020. Post Dioxin Period for Feed: Cocktail Effects of Emerging POPs and Analogues. *Environmental Science & Technology* 54. 6-8.
- Liber, Y. Mourier, B. Marchand, P. Bichon, E. Perrodin, Y. Bedell, J.-P. 2019. Past and recent state of sediment contamination by persistent organic pollutants (POPs) in the Rhône River: Overview of ecotoxicological implications. *Science of the Total Environment*.
- Mermillod-Blondin, F. Nogaro, G. Datry, T. Malard, F. Gibert, J. 2005. Do tubificid worms influence the fate of organic matter and pollutants in stormwater sediments? *Environmental Pollution* 134. 57-69.
- Motelay-Massei, A. Ollivon, D. Garban, B. Teil, M. J. Blanchard, M. Chevreuil, M. 2004. Distribution and spatial trends of PAHs and PCBs in soils in the Seine River basin, France. *Chemosphere* 55. 555 – 565.
- Mougin, C. 2019. La pollution du sol et ses conséquences sur la faune épigée et endogée. Séances hebdomadaires publiques de l'Académie.
- MOOC Introduction à la statistique avec R, 2020. Site internet de Fun MOOC.
- Nadal, M. Schuhmacher, M. Domingo, J.L. 2007. Levels of metals, PCBs, PCNs and PAHs in soils of a highly industrialized chemical/petrochemical area: Temporal trend. *Chemosphere* 66. 267 – 276.
- Müller, A. Österlund, H. Marsalek, J. Viklander, M. 2020. The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources. *Science of the Total Environment*.

- OTHU. Fiche Technique 1. 2002. Mesures de la pollution des sols issue des rejets urbains de temps de pluie.
- OTHU. Fiche Technique 6. 2005. Plan d'expérimentation pour la mesure des impacts de l'infiltration des eaux pluviales sur la qualité physico-chimique et biologique des nappes en zone urbanisée.
- OTHU. Fiche Technique 8. 2005. Caractérisation des fonds de bassin d'infiltration : nouveaux paramètres physico-chimiques et microbiologiques.
- OTHU. Fiche Technique 10. 2005. Auto-épuration des rejets urbains de temps de pluie par les bassins d'infiltration.
- OTHU. Fiche Technique 19. 2009. Accumulation des métaux au sein des bassins d'infiltration des eaux pluviales.
- OTHU. 2013. La biodiversité des invertébrés terrestres des bords et fonds de bassins d'infiltration. Extrait de rapport d'exécution.
- Pant, M. Negi, G.C.S. Kumar, P. 2017. Macrofauna contributes to organic matter decomposition and soil quality in Himalayan agroecosystems, India.
- Pelosi, C. Joimel, S. 2012. Quelle espèce de vers de terre pour les tests d'homologation des pesticides ? Une méta-analyse.
- Pelosi, C. Barot, S. Capowiez, Y. Hedde, M. Vandebulcke, F. 2014. Pesticides and earthworms. A review.
- Peres, G. Cluzeau, D. Hotte, H. Delaveau, N. 2012. Les vers de terre. Collection UMR 553 EcoBio, Université de Rennes 1.
- Rahman, F. Langford, K.H. Scrimshaw, M.D. Lester, J.N. 2001. Polybrominated diphenyl ether ž PBDE/ flame retardants.
- Royer, E. Meda, B. Cariou, R. Garcia de Salazar, A. Guerin, S. Thene, N. Baeza E. Jondreville, C. 2017. Caractérisation et modélisation de l'accumulation dans la viande de porc d'un contaminant émergent : l'hexabromocyclododécane. Journées Recherche Porcine.
- Sarles, L. 2013. Essai de suivi des Lombriciens communs à la surface des bassins d'infiltration des eaux pluviales. Mémoire de stage.
- Saulais, M. 2011. Colonisation végétale des bassins d'infiltration et de rétention. Caractérisation de la flore et évolution des caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface végétalisé. Thèse.
- Sun, M. Chao, H. Zheng, X. Deng, X. Deng, S. Ye, M. Hu, F. 2020. Ecological role of earthworm intestinal bacteria in terrestrial environments : A review.
- Tedoldi, D. Chebbo, G. Pierlot, D. Kovacs, Y. Gromaire, M.-C. 2019. Accumulation de métaux et HAP dans le sol de différents ouvrages d'infiltration. Techniques Sciences Méthodes.
- Torres, A. Lipeme Kouyi, G. Bertrand-Krajewski, J-L. Paquier, A. 2007. Modélisation 2D de l'hydrodynamique dans un bassin de retenue-décantation d'eau pluviale.
- United Nations. (2019). Department of Economic and Social Affairs, Population Division. World Population Prospects 2019, Volume II : Demographic Profiles (ST/ESA/SER.A/427).
- Vergnes, A. Blouin, M. Muratet, A. Lerch T.Z. Mendez-Millan, M. Rouelle-Castrec, M. Dubs, F. 2017. Initial conditions during Technosol implementation shape earthworms and ants diversity. Landscape and Urban Planning 159. 32-41.
- Winiarski, T. Bedell, J.-P., Delolme, C. Perrodin, Y. 2006. The impact of stormwater on a soil profile in an infiltration basin. Hydrogeology Journal.
- WHO. 1994. International Programme On Chemical Safety. Environmental Health Criteria 162. Brominated Diphenyl Ethers.

# Annexes

Annexe 1 : Congénères PCDD, PCDF et PCB-DL. Source : AFSSA, 2005.

<b>Dioxines (PCDD)</b>
2,3,7,8 - Tetrachlorodibenzodioxine
1,2,3,7,8 - Pentachlorodibenzodioxine
1,2,3,4,7,8 - Hexachlorodibenzodioxine
1,2,3,6,7,8 - Hexachlorodibenzodioxine
1,2,3,7,8,9 - Hexachlorodibenzodioxine
1,2,3,4,6,7,8 - Heptachlorodibenzodioxine
Octachlorodibenzodioxine
<b>Furanes (PCDF)</b>
2,3,7,8 - Tetrachlorodibenzofurane
1,2,3,7,8 - Pentachlorodibenzofurane
2,3,4,7,8 - Pentachlorodibenzofurane
1,2,3,4,7,8 - Hexachlorodibenzofurane
1,2,3,6,7,8 - Hexachlorodibenzofurane
2,3,4,6,7,8 - Hexachlorodibenzofurane
1,2,3,7,8,9 - Hexachlorodibenzofurane
1,2,3,4,6,7,8 - Heptachlorodibenzofurane
1,2,3,4,7,8,9 - Heptachlorodibenzofurane
Octachlorodibenzofurane
<b>Non-ortho PCB-DL</b>
77 (3,3',4,4'-tetrachlorobiphényl)
81 (3,4,4',5'-tetrachlorobiphényl)
126 (3,3',4,4',5'-pentachlorobiphényl)
169 (3,3',4,4,5,5'-hexachlorobiphényl)
<b>Mono-ortho PCB-DL</b>
105 (2,3,3',4,4'-pentachlorobiphényl)
114 (2,3,4,4',5'-pentachlorobiphényl)
118 (2,3',4,4',5'-pentachlorobiphényl)
123 (2',3,4,4',5'-pentachlorobiphényl)
156 (2,3,3',4,4',5'-hexachlorobiphényl)
157 (2,3,3',4,4',5'-hexachlorobiphényl)
167 (2,3',4,4',5,5'-hexachlorobiphényl)
189 (2,3,3',4,4',5,5'-heptachlorobiphényl)

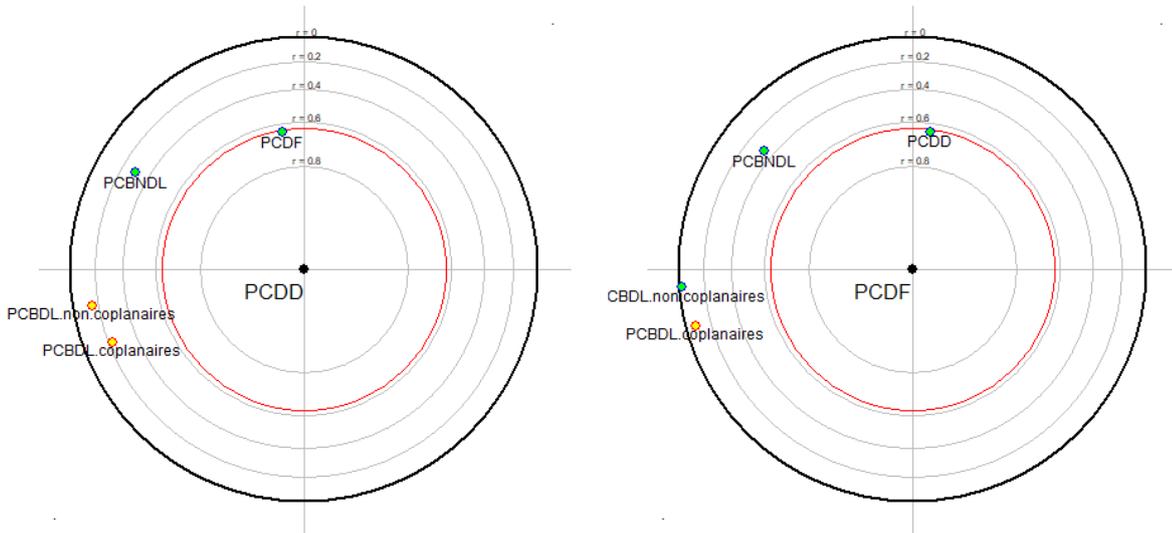
Annexe 2 : Tableau récapitulatif des PCBi. Source : INERIS, 2012.

PCB indicateurs		
mono-ortho PCB	2,4,4'-trichlorobiphényle	PCB28
di-ortho PCB	2,2',5,5'-tétrachlorobiphényle	PCB52
di-ortho PCB	2,2',4,5,5'-pentachlorobiphényle	PCB101
di-ortho PCB	2,2',3,4,4',5'-hexachlorobiphényle	PCB138
di-ortho PCB	2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphényle	PCB153
di-ortho PCB	2,2',3,4,4',5,5'-heptachlorobiphényle	PCB180

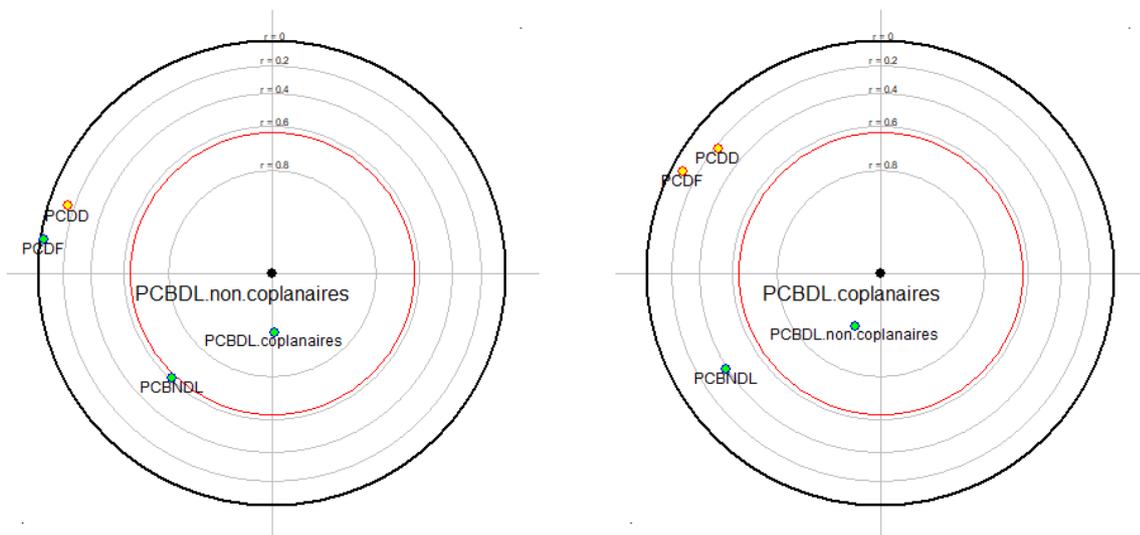
Annexe 3 : Tableau récapitulatif des valeurs de LOD déterminées par le laboratoire LABERCA à Nantes et type de seuil : « origine » correspondant à des valeurs mesurées directement ; « calculée » à des valeurs calculées selon la méthode expliquée dans la partie « Matériel et Méthode ». Le nombre total de valeurs en dessous du seuil, pour chaque congénère de POP, est donné. Il y a en tout 26 valeurs mesurées par congénère.



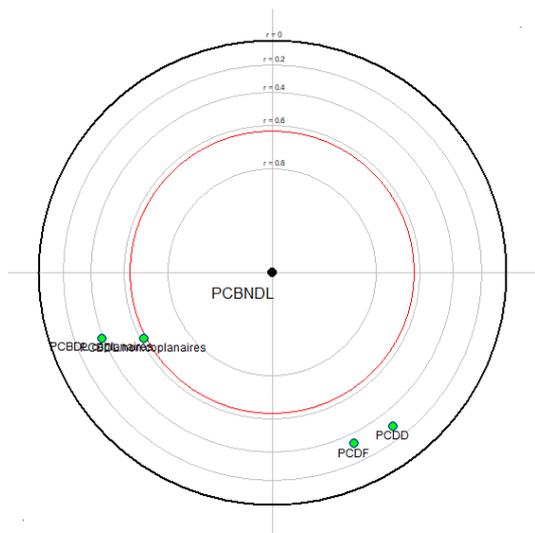
*Annexe 4 : ACP focalisées sur les teneurs en polluants dans les sédiments, avec les autres teneurs en POPs comme variables explicatives. A l'intérieur du cercle rouge, les variables sont significativement corrélées à la variable à expliquer centrale. Les paramètres dont le point est bleu sont positivement corrélés à la variable à expliquer ; les paramètres dont le point est jaune y sont négativement corrélés.*



Les teneurs en PCDD et PCDF sont positivement corrélées, même si le point les représentant est à la limite de la significativité.

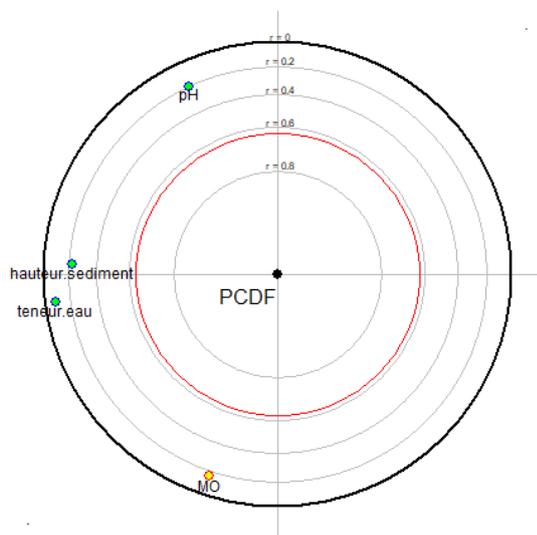
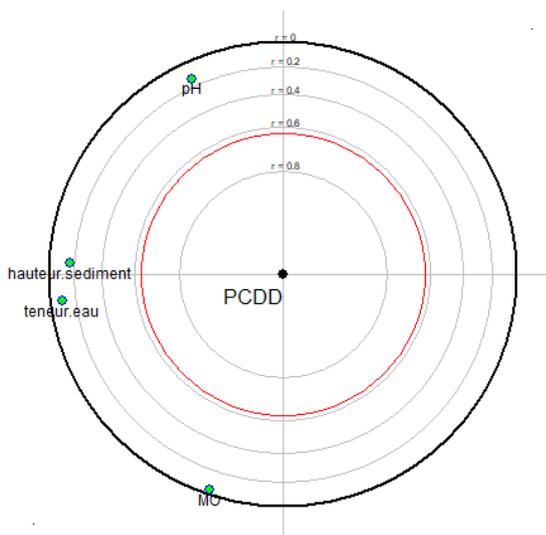


Les teneurs en PCB-DL coplanaires et non coplanaires sont bien significativement et positivement corrélées l'une à l'autre.

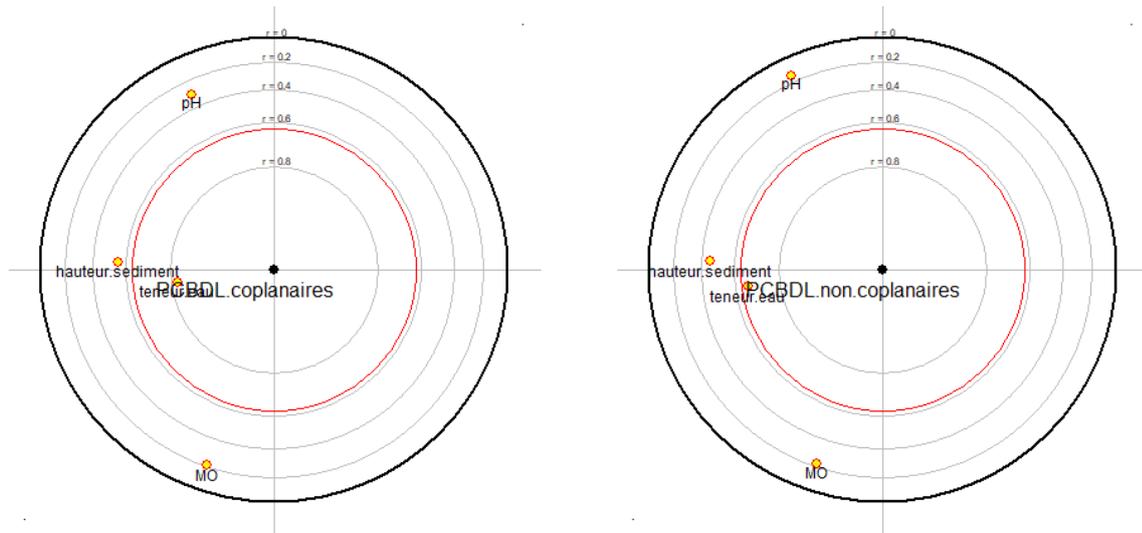


On ne peut rien conclure sur les teneurs en PCB-NDL car aucun point n'apparaît dans le cercle rouge de significativité.

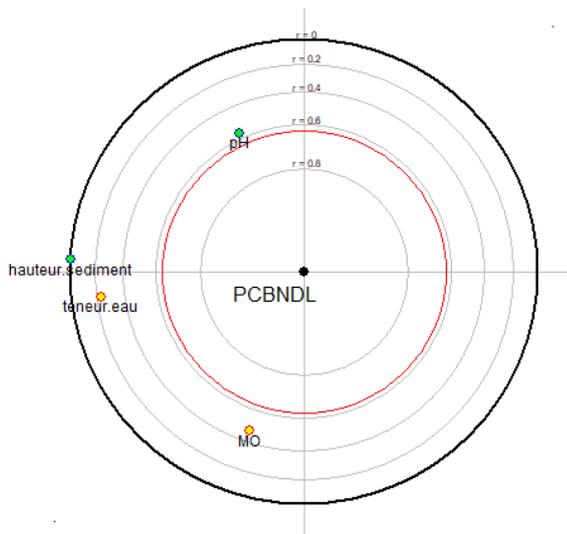
*Annexe 5 : ACP focalisées sur les teneurs en polluants dans les sédiments, avec les paramètres physico-chimiques comme variables explicatives. A l'intérieur du cercle rouge, les variables sont significativement corrélées à la variable à expliquer centrale. Les paramètres dont le point est bleu sont positivement corrélés à la variable à expliquer ; les paramètres dont le point est jaune y sont négativement corrélés.*



Aucun lien n'est significatif.

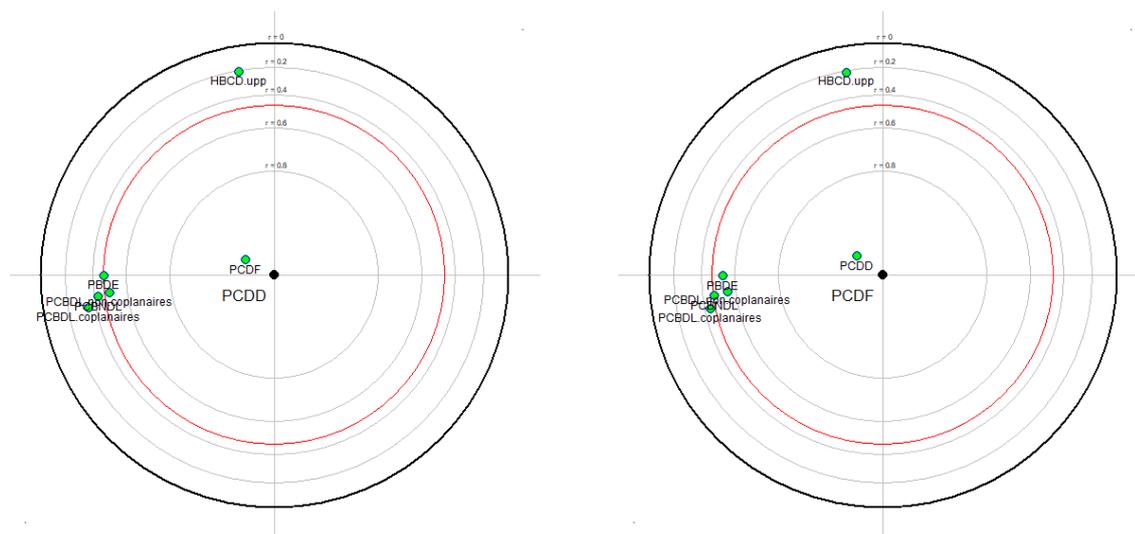


Les teneurs en PCB-DL sont significativement et négativement corrélées à la teneur en eau du sédiment.

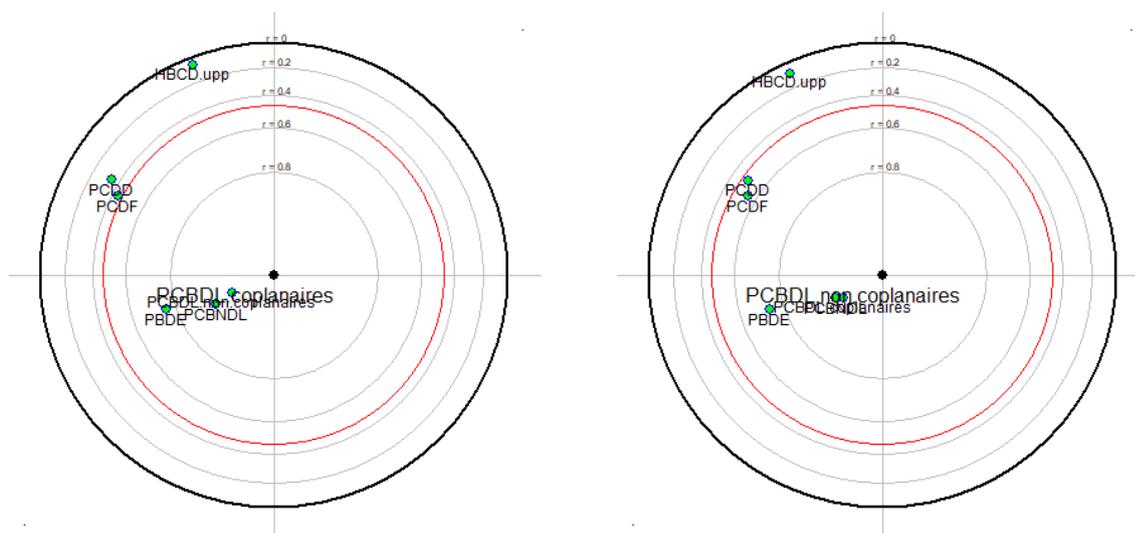


On ne peut à nouveau rien conclure car aucune relation n'est significative.

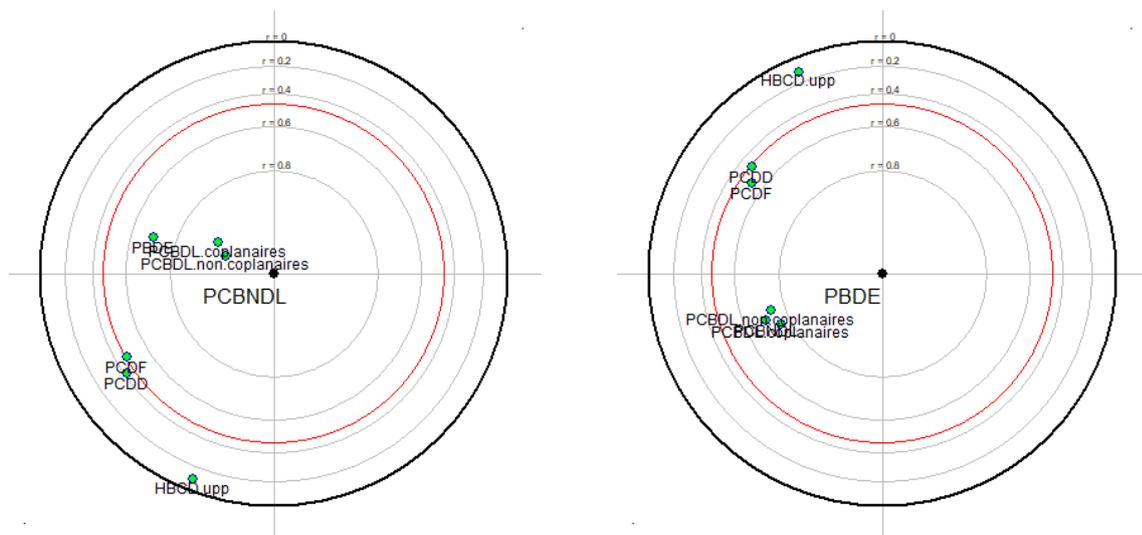
*Annexe 6 : ACP focalisées sur les teneurs en polluants dans les vers de terre, avec les autres teneurs en POPs comme variables explicatives. A l'intérieur du cercle rouge, les variables sont significativement corrélées à la variable à expliquer centrale. Les paramètres dont le point est bleu sont positivement corrélés à la variable à expliquer ; les paramètres dont le point est jaune y sont négativement corrélés.*



Les teneurs en PCDD et PCDF sont bien positivement et significativement corrélées. Il semble y avoir également un lien avec les teneurs en PBDE et PCB-DL non coplanaires mais les résultats sont à la limite de la significativité.

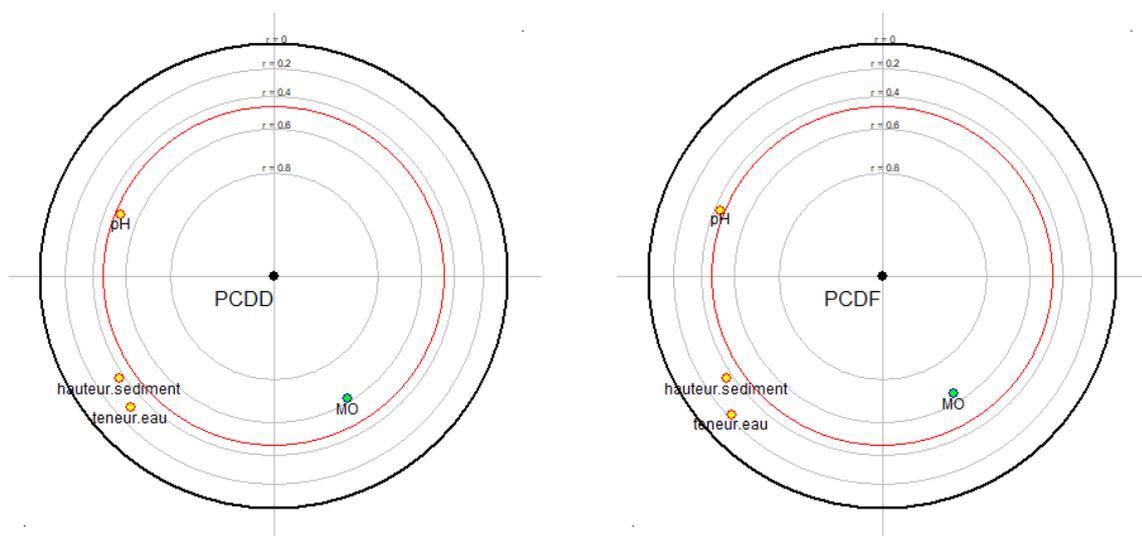


La teneur en PCB-DL non coplanaires dans le VDT semble positivement liée à toutes les autres concentrations (sauf HBCD) ; résultat identique, hormis pour le groupe PCDD/PCDF, pour la teneur en PCB-DL coplanaires.

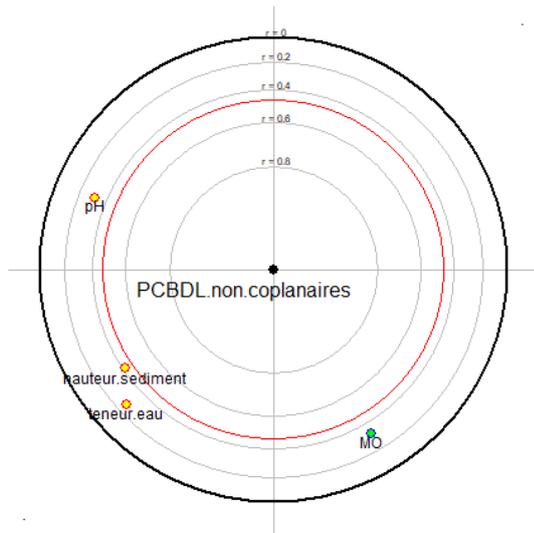
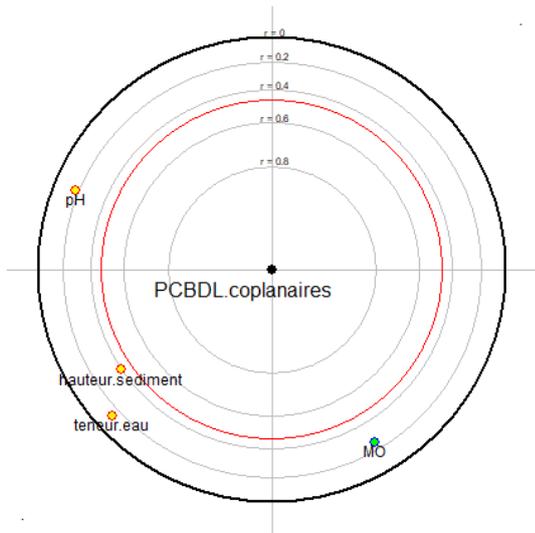


Les teneurs en PCB-NDL et PBDE sont liées significativement ou à la limite de significativité avec l'ensemble des autres polluants, sans compter les teneurs en HBCD.

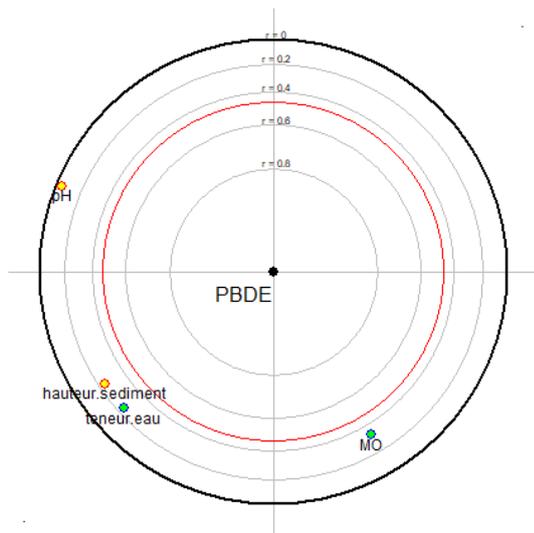
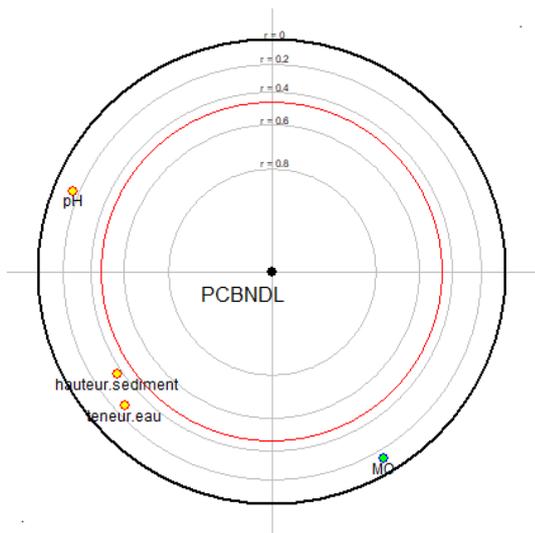
*Annexe 7 : ACP focalisées sur les teneurs en polluants dans les vers de terre, avec les paramètres physico-chimiques du sédiment comme variable explicative. A l'intérieur du cercle rouge, les variables sont significativement corrélées à la variable à expliquer centrale. Les paramètres dont le point est bleu sont positivement corrélés à la variable à expliquer ; les paramètres dont le point est jaune y sont négativement corrélés.*



Les teneurs en PCDD et PCDF semblent négativement corrélées à la teneur en MO du sol. Le pH est à la limite de la significativité pour les PCDD.



On ne peut rien conclure pour les teneurs en PCB-DL.



Idem pour les teneurs en PCB-NDL et PBDE.

## Annexe 8 : Script R et annotations (réalisé sur RMarkdown).

Partie D : Résultats et discussion Présentation des scripts utilisés.

D.1. Liens entre les polluants et les paramètres physico-chimiques du sédiment

D.1.a. Etude des relations entre paramètres physico-chimiques du sédiment

```
setwd("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats")
#Appel du tableur sous format .csv
DJP<-read.csv2("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats/DJ_quantite_parametres_physico_chi_sedim
ent_et_POps_avec_DJ9_13_14_15.csv")

#Valeurs des médianes/moyennes/quartiles par variables :
summary(DJP)

#ACP paramètres du sol (MOOC Introduction à La statistique avec R)
var<-c("hauteur.sediment","teneur.eau","MO","pH")
library(psy)
mdspca(DJP[,var])

#CONDITIONS DE VALIDITE REGRESSION LINEAIRE
#Source : https://statistique-et-logiciel-r.com/la-regression-lineaire-simple-avec-le-logiciel-r/
:
#evaluation visuelle de La linéarité entre Les deux variables
library(car)
scatterplot(MO~teneur.eau, data=DJP)
#La droite en trait plein représente La régression linéaire et est bien comprise entre Les deux L
ignes en pointillés extérieures
#On peut donc supposer que La linéarité est respectée.
#Régression linéaire simple :
lm1 <- lm(MO~teneur.eau, data=DJP)
lm1
#Le test d'évaluation de La significativité du Lien linéaire entre Les deux variables est valide
si Les résidus :
#sont indépendants, distribués selon une Loi Normale de moyenne 0 et ont une variance constante.
#Test 1 : indépendance des résidus
durbinWatsonTest(lm1)
#p-value=0.3>0.05 donc L'hypothèse d'indépendance des résidus n'est pas rejetée.
#Test 2 : normalité des résidus
plot(lm1,2)
#Les résidus sont globalement bien répartis Le Long de de La droite donc hypothèse de normalité v
alidée.
#ou test de Shapiro-Wilk :
shapiro.test(residuals(lm1))
#p-value=0.9>0,05. L'hypothèse n'est pas rejetée.
#Test 3 : homogénéité des résidus
#visuellement
plot(lm1,3)
#visuellement La courbe semble globalement ascendante ce qui rejette L'hypothèse d'homogénéité de
s résidus
#ou test de Breusch-Pagan
ncvTest(lm1)
#p-value=0.08>0.05 hypothèse d'homogénéité acceptée donc on calcule Les coefficients de corrélati
on.
#Evaluation à posteriori de L'hypothèse de linéarité
plot(lm1,1)
#Les points sont globalement répartis de part et d'autres de La ligne en pointillés donc L'hypoth
èse de linéarité est confirmée.
#On peut également utiliser La fonction summary() pour vérifier à nouveau et a posteriori L'hypot
hèse de normalité des résidus :
summary(lm1)
#La médiane est bien proche de 0 et Q1 et Q3 sont proches en valeur absolue.

#Courbe de La régression linéaire :
plot(DJP$teneur.eau,DJP$MO)
abline(lm(DJP$MO~DJP$teneur.eau), lwd=2)
#avec coefficients (ordonnée à L'origine ligne 1 et pente ligne 2) :
coefficients(summary(lm(DJP$MO~DJP$teneur.eau)))
```

```

#Les intervalles de confiance des coefficients sont donnés par la fonction suivante :
confint(lm(DJP$MO~DJP$teneur.eau), level=0.95)
#Les résultats donnent, je cite la source, "une étendue de valeurs qui a une probabilité de 95% d
e contenir la vraie pente (celle de la population)"

#Deuxième méthode pour le graphique de la régression linéaire :
int_pred <- predict(lm1, interval="prediction")
my_prest2 <- cbind(DJP, int_pred)
library(ggplot2)
ggplot(my_prest2, aes(x=teneur.eau, y=MO))+
  geom_point()+
  geom_smooth(colour="red", method="lm", fill="red") +
  geom_line(aes(y=lwr), color = "red", linetype = "dashed")+
  geom_line(aes(y=upr), color = "red", linetype = "dashed")+
  ylab("Teneur en MO (%)")+
  xlab("Teneur en eau (%)") +
  theme_classic()+
  annotate("text", x = 40, y = 40, label = "teneur en MO = -10.73 + 5.36 * teneur en eau\n (pval<
0.001)")

#Pour aller plus loin, on peut également tester l'influence des données (toujours la même source)
avec le package car().
library(car)
influenceIndexPlot(lm1)
outlierTest(lm1)
lm1
#p-value ajustée par la méthode de Bonferroni >> 0.05. Il n'y a donc pas d'outliers.
#On peut également déterminer à nouveau les coefficients de la régression sans la donnée 5 pour c
omparer les deux modèles (avec et sans) :
lm1bis <- lm(MO~teneur.eau, data=DJP[-c(9),])
compareCoeefs(lm1 ,lm1bis)
#Les valeurs sont proches.

#Détermination du coefficient de corrélation linéaire de Pearson :
cor.test(DJP$teneur.eau,DJP$MO)
#p-value<<0,05 donc la valeur du coefficient de corrélation est significative.
#r=0,87, proche de 1, donc les deux variables sont corrélées linéairement et positivement.

#Vérification par le test de corrélation de Spearman :
#Unique condition de validité = test de Durbin Watson :
reg<-lm(MO~teneur.eau,data=DJP)
library(car)
durbinWatsonTest(reg)
#p-value>>0,05 donc hypothèse d'indépendance acceptée.
#Spearman :
cor.test(DJP$teneur.eau,DJP$MO,use="complete.obs", method="spearman")
#p-value<<0,05 donc test significatif.
#rho=0,85, proche de 1, donc corrélation monotone positive entre les deux variables validée.

```

On réalise les mêmes opérations pour l'ensemble des corrélations à déterminer.

#### D.1.b. Etude des données globales par polluant puis par parcelle

```

setwd("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats")
#Appel du tableur sous format .csv
test2<-read.csv2("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats/test2_polluants_et_teneurs.csv")

#Boîtes à moustaches des teneurs en POPs dans les sédiments avec échelle log
library(ggplot2)
require(scales)
bp <- ggplot(test2, aes(x=polluants, y=teneurs)) + geom_boxplot() +
  xlab("POPs") + ylab("Teneurs en ng/kg de MS") +
  scale_y_log10(labels = trans_format("log10", math_format(10^.x))) +
  theme_bw()
bp

#ACP classique pour déterminer des liens entre polluants
var<-c("PCDD", "PCDF", "PCBDL.coplanaires", "PCBDL.non.coplanaires", "PCBNDL")
library(psy)

```

```
mdspca(test[,var])

#ACP focalisée sur La teneur en PCDD
par(mfrow = c(1,2)) #combinaison de plusieurs graphiques
library(psy)
expliquer<-"PCDD"
explicatives<-c("PCDF", "PCBNL", "PCBDL.coplanaires", "PCBDL.non.coplanaires")
fpca(data=test,y=expliquer,x=explicatives,partial="No")
#ACP focalisée sur La teneur en PCDF
expliquer<-"PCDF"
explicatives<-c("PCDD", "PCBNL", "PCBDL.coplanaires", "PCBDL.non.coplanaires")
fpca(data=test,y=expliquer,x=explicatives,partial="No")
#On réitère avec Les autres POPs.
#Les tests de linéarité et corrélations sont réalisés avec Les fonctions déjà vues plus haut.
```

### D.1.c. Liens entre teneurs en POPs et paramètres physico-chimiques du sédiment

```
setwd("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats")
#Appel du tableur sous format .csv
test<-read.csv2("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats/test.csv")

#ACP sur POPs et paramètres du sol
var<-c("hauteur.sediment", "teneur.eau", "MO", "pH", "PCDD", "PCDF", "PCBDL.coplanaires", "PCBDL.non.coplanaires", "PCBNL")
library(psy)
mdspca(test[,var])

par(mfrow = c(1,2)) #combinaison de plusieurs graphiques
#ACP focalisée sur La teneur en PCDD
library(psy)
expliquer<-"PCDD"
explicatives<-c("hauteur.sediment", "teneur.eau", "MO", "pH")
fpca(data=test,y=expliquer,x=explicatives,partial="No")
#ACP focalisée sur La teneur en PCDF
expliquer<-"PCDF"
explicatives<-c("hauteur.sediment", "teneur.eau", "MO", "pH")
fpca(data=test,y=expliquer,x=explicatives,partial="No")
#Réalisé avec tous Les POPs.

#Puis on réitère à nouveau Les calculs des conditions de validité de La partie D.1.a. avec Le nouveau tableur "test" et en testant Les différentes relations possibles mises en avant par L'ACP (PCDD et pH, PCDF et pH, MO et PCB-NDL).
```

## D.2. Etude des concentrations en POPs dans les vers de terre

### D.2.a. Etude des données globales par polluant puis par parcelle

```
setwd("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats")
VDT2<-read.csv2("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats/test_VDT2_polluants_et_teneurs.csv")

#Multiboîtes à moustaches POPs dans Les VDT avec échelle Log
library(ggplot2)
require(scales)
bp <- ggplot(VDT2, aes(x=polluants, y=teneurs)) + geom_boxplot() +
  xlab("POPs") + ylab("Teneurs en ng/kg de MS") +
  scale_y_log10(labels = trans_format("log10", math_format(10^.x))) +
  theme_bw()
bp
```

### D.2.b. Relations entre les concentrations

```
setwd("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats")
VDT<-read.csv2("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats/test_VDT.csv")
#On utilise Les mêmes fonctions que dans La partie D.1.c. en changeant La data par "VDT".
```

### D.2.c. Relations entre concentration en POPs dans les VDT et paramètres du sédiment

Cette partie reprend le même tableur et les mêmes fonctions que la partie précédente, en modifiant uniquement les variables étudiées. On sépare seulement en deux les ACP afin d'obtenir des résultats plus précis.

### D.3. Abondance des VDT D.3.a. Caractérisation de l'abondance totale des vers de terre

```
DJP<-read.csv2("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats/DJ_quantite_parametres_physico_chi_sediment_et_POps_avec_DJ9_13_14_15.csv")

#Barplot des quantités de VDT par parcelle
#Source : https://sites.google.com/site/rgraphiques/realiser-des-graphiques-avec-le-Logiciel-r/diagrammes-en-barres/tracer-un-diagramme-en-barres-alias-diagramme-en-b%C3%A2tons
noms_barres <- c("DJ2", "DJ3", "DJ5", "DJ6", "DJ7", "DJ8", "DJ9", "DJ10", "DJ11", "DJ12", "DJ13", "DJ14", "DJ15", "DJ16")
barplot(DJP$qte, col="grey", names.arg=noms_barres, ylim=c(0,250))

#Valeurs des médianes/moyennes/quartiles par variables :
boxplot(DJP$qte, ylab="Quantité de vers de terre prélevés")

#ACP focalisée sur la quantité de VDT prélevés et paramètres physico-chimiques du sédiment
library(psy)
expliquer<-"qte"
explicatives<-c("hauteur.sediment", "teneur.eau", "M0", "pH")
fPCA(data=DJP, y=expliquer, x=explicatives, partial="No")
#Puis on teste à nouveau les conditions linéaires/monotones

test<-read.csv2("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats/test.csv")

#ACP focalisée sur la quantité de VDT et concentration en POPs des sédiments
library(psy)
expliquer<-"qte"
explicatives<-c("PCDD", "PCDF", "PCBNDL", "PCBDL.coplanaires", "PCBDL.non.coplanaires")
fPCA(data=test, y=expliquer, x=explicatives, partial="No")
```

### D.3.b. Caractérisation de l'abondance des groupes fonctionnels

```
VDTDJ<-read.csv2("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats/stats_publi_DJ_parVDT.csv")

#Graphique par barres des effectifs par groupe fonctionnel selon la parcelle
#Source : http://larmarange.github.io/analyse-R/graphiques-bivaries-ggplot2.html#diagramme-en-b%C3%A2tons
library(ggplot2)
VDTDJ$lieureg <- as.character(VDTDJ$lieu)
VDTDJ$groupeg <- as.character(VDTDJ$groupe)
VDTDJ$groupeg[VDTDJ$groupe %in% ""] <- "Non renseigné"
ggplot(VDTDJ) +
  aes(x = lieureg, fill = groupeg) +
  geom_bar(position="dodge") +
  xlab("Parcelles") +
  ylab("Effectifs") +
  labs(fill = "Groupes")

djangos<-read.csv2("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats/stats_publi_DJ.csv")

#Définition des classes de hauteur
djangos$hauteur.sediment[which(djangos$lieu=="DJ9" | djangos$lieu=="DJ13" | djangos$lieu=="DJ14" | djangos$lieu=="DJ15")]<-"0 à 6 cm"
djangos$hauteur.sediment[which(djangos$lieu=="DJ11" | djangos$lieu=="DJ12" | djangos$lieu=="DJ10" | djangos$lieu=="DJ5")]<-"07 à 10 cm"
djangos$hauteur.sediment[which(djangos$lieu=="DJ8" | djangos$lieu=="DJ6" | djangos$lieu=="DJ16" | djangos$lieu=="DJ7")]<-"11 à 15 cm"
djangos$hauteur.sediment[which(djangos$lieu=="DJ2" | djangos$lieu=="DJ3")]<-"16 à 19 cm"
prop.table(table(djangos$hauteur.sediment))*100 #vérification
#Graphique en barres
#Source : http://www.sthda.com/french/wiki/ggplot2-barres-d-erreur-guide-de-demarrage-rapide-Logiciel-r-et-visualisation-de-donnees
library(ggplot2)
#avec barre d'erreur
data_summary <- function(data, varname, groupnames){
```

```

require(plyr)
summary_func <- function(x, col){
  c(mean = mean(x[[col]], na.rm=TRUE),
    sd = sd(x[[col]], na.rm=TRUE))
}
data_sum<-ddply(data, groupnames, .fun=summary_func,
  varname)
data_sum <- rename(data_sum, c("mean" = varname))
return(data_sum)
}
df3 <- data_summary(django, varname="quantite",
  groupnames=c("groupe", "hauteur.sediment"))
#Conversion abscisse en variable de type facteur
df3$hauteur.sediment=as.factor(df3$hauteur.sediment)
head(df3) #vérification
# L'écart type est utilisé comme barre d'erreur
p <- ggplot(df3, aes(x=hauteur.sediment, y=quantite, fill=groupe)) +
  geom_bar(stat="identity", position=position_dodge(), color="black") +
  geom_errorbar(aes(ymin=quantite, ymax=quantite+sd), width=.2,
    position=position_dodge(.9))
p + scale_fill_brewer(palette="Paired") + theme_minimal()

#On trace la même chose, en adaptant les classes, pour la teneur en eau, la teneur en MO et le pH
.

django.groupe<-read.csv2("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats/stats_publi_DJ.groupe.csv")
#Ce tableau regroupe les données du tableau "django" afin d'avoir une seule ligne pour les épigés
par parcelle et une seule ligne pour les endogés par parcelle (il y a donc 14 parcelles * 2 group
es = 28 lignes). L'objectif est de réduire les possibilités d'erreur sur R lors des tests de corr
élations, le tableau précédent étant divisé par groupe ET âge ET espèce (donc pour une parcelle e
t un groupe, il y a plusieurs lignes).

par(mfrow = c(1,2)) #combinaison de plusieurs graphiques
#ACP focalisée sur la quantité de VDT prélevés et paramètres physico-chimiques du sédiment
library(psy)
expliquer<-"qte.epiges"
explicatives<-c("hauteur.sediment", "teneur.eau", "MO", "pH")
fpca(data=django.groupe, y=expliquer, x=explicatives, partial="No")
expliquer<-"qte.endoges"
explicatives<-c("hauteur.sediment", "teneur.eau", "MO", "pH")
fpca(data=django.groupe, y=expliquer, x=explicatives, partial="No")

#On réalise les mêmes tests de validité et régression linéaire que dans la partie D.1.a.

VDTgroupe<-read.csv2("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats/test_VDT_epiges_endoges_teneurs_po
lluants.csv")

#Boîtes à moustache des teneurs en POPs dans les VDT avec échelle log selon le groupe
library(ggplot2)
require(scales)
bp <- ggplot(VDTgroupe, aes(x=polluants, y=teneurs, color=groupe)) + geom_boxplot() +
  xlab("POPs") + ylab("Teneurs en ng/kg de MS") +
  scale_y_log10(labels = trans_format("log10", math_format(10^.x))) +
  theme_bw()
bp

VDTage<-read.csv2("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats/test_VDT_juveniles_adultes_teneurs_po
lluants.csv")

#BOXPLOT teneurs en POPs dans les sédiments avec échelle log selon l'âge
library(ggplot2)
require(scales)
bp <- ggplot(VDTage, aes(x=polluants, y=teneurs, color=age)) + geom_boxplot() +
  xlab("POPs") + ylab("Teneurs en ng/kg de MS") +
  scale_y_log10(labels = trans_format("log10", math_format(10^.x))) +
  theme_bw()
bp

```

### D.3.c. Abondance des espèces

```
VDTDJ<-read.csv2("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats/stats_publi_DJ_parVDT.csv")

#Abondance des espèces
#graphique par barres des effectifs par espèce (barres côte à côte sur le groupe) selon la parcelle
VDTDJ.especes<-read.csv2("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats/stats_publi_DJ_parVDT_especes.csv")
library(ggplot2)
VDTDJ.especes$lieureg <- as.character(VDTDJ.especes$lieu)
VDTDJ.especes$groupe<-as.character(VDTDJ.especes$espece)
ggplot(VDTDJ.especes) +
  aes(x = lieureg, fill = groupe) +
  geom_bar(position="dodge") +
  xlab("Parcelles") +
  ylab("Effectifs") +
  labs(fill = "Espèce")

django.especes<-read.csv2("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats/stats_publi_DJ_especes.csv")

par(mfrow = c(1,2)) #combinaison de plusieurs graphiques
#ACP focalisée sur la quantité de VDT, selon leur espèce, prélevés
library(psy)
expliquer<-"lumbricus"
explicatives<-c("hauteur.sediment","teneur.eau","MO","pH")
fPCA(data=django.especes,y=expliquer,x=explicatives,partial="No")
expliquer<-"microscopex"
explicatives<-c("hauteur.sediment","teneur.eau","MO","pH")
fPCA(data=django.especes,y=expliquer,x=explicatives,partial="No")
```

### D.3.d. Caractérisation de l'abondance des âges

```
VDTDJ<-read.csv2("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats/stats_publi_DJ_parVDT.csv")

#Graphique par barres des effectifs par âge selon la parcelle
library(ggplot2)
VDTDJ$lieureg <- as.character(VDTDJ$lieu)
VDTDJ$agereg<-as.character(VDTDJ$age)
VDTDJ$agereg[VDTDJ$age %in% ""] <- "Non renseigné"
ggplot(VDTDJ) +
  aes(x = lieureg, fill = agereg) +
  geom_bar(position="dodge") +
  xlab("Parcelles") +
  ylab("Effectifs") +
  labs(fill = "Age")

django.age<-read.csv2("~/3A ENTPE/Stage TFE/Nouveau sujet/Stats/stats_publi_DJ.age.csv")

par(mfrow = c(1,2)) #combinaison de plusieurs graphiques
#ACP focalisée sur la quantité de VDT, selon leur âge, prélevés
library(psy)
expliquer<-"adultes"
explicatives<-c("hauteur.sediment","teneur.eau","MO","pH")
fPCA(data=django.age,y=expliquer,x=explicatives,partial="No")
expliquer<-"juvéniles"
explicatives<-c("hauteur.sediment","teneur.eau","MO","pH")
fPCA(data=django.age,y=expliquer,x=explicatives,partial="No")
```