



anses

Évaluation du devenir du lindane dans l'environnement et analyse des concentrations dans les médias d'exposition

Avis de l'Anses
Rapport d'expertise collective

Novembre 2025



anses

Avis de l'Anses
Saisine n° 2023-AUTO-0022

Le directeur général

Maisons-Alfort, le 06 novembre 2025

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

relatif à un état des lieux du devenir du lindane dans l'environnement et des concentrations dans les milieux d'exposition

L'Anses met en œuvre une expertise scientifique indépendante et pluraliste.

L'Anses contribue principalement à assurer la sécurité sanitaire dans les domaines de l'environnement, du travail et de l'alimentation et à évaluer les risques sanitaires qu'ils peuvent comporter.

Elle contribue également à assurer la protection de la santé et du bien-être des animaux et de la santé des végétaux, l'évaluation des propriétés nutritionnelles et fonctionnelles des aliments et, en évaluant l'impact des produits réglementés, la protection de l'environnement.

Elle fournit aux autorités compétentes toutes les informations sur ces risques ainsi que l'expertise et l'appui scientifique technique nécessaires à l'élaboration des dispositions législatives et réglementaires et à la mise en œuvre des mesures de gestion du risque (article L.1313-1 du Code de la santé publique).

Ses avis sont publiés sur son site internet.

L'Anses s'est autosaisie en 2023 pour la réalisation de l'expertise suivante : état des lieux du devenir du lindane dans l'environnement et des concentrations dans les milieux environnementaux et les médias d'exposition.

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA SAISINE

Le lindane (gamma-hexachlorocyclohexane ou gamma-HCH) est un insecticide organochloré utilisé à partir de la fin des années 1930 dans de nombreuses applications agricoles telles que le traitement des sols (maïs, betteraves, etc.), le traitement des semences (céréales, colza, lin etc.) et le traitement foliaire (arboriculture, cultures maraîchères, ornementales et fourragères). Il a également été employé pour la protection des bois d'œuvre (grumes, charpentes, meubles), en médecine vétérinaire pour le traitement antiparasitaire des animaux (gales, tiques, puces, poux) et en médecine humaine pour le traitement de la gale et des poux. Le lindane a été classé cancérogène pour l'Homme (groupe 1) par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) en 2018.

L'interdiction du lindane s'est échelonnée dans le temps en fonction des usages : il est interdit en France depuis le 1er juillet 1998 pour les usages phytopharmaceutiques agricoles et depuis le 1^{er} septembre 2006 pour les usages biocides (traitement du bois). La vente de produits pharmaceutiques contenant du lindane est quant à elle interdite depuis le 31 décembre 2007.

Malgré ces interdictions, le lindane est encore retrouvé dans l'environnement, notamment dans l'air extérieur. En effet, à l'occasion de la Campagne Nationale Exploratoire de mesure des Pesticides dans l'air ambiant (CNEP), le lindane a été quantifié dans près de 80 % des échantillons d'air prélevé entre juin 2018 et juin 2019 sur 45 sites de mesure répartis sur le territoire métropolitain.

La persistance importante dans l'environnement du lindane, inscrit sur la liste des Polluants Organiques Persistants (POP) en 2004, justifie, malgré son interdiction, de continuer à étudier l'exposition des populations *via* les différents médias environnementaux et à identifier les mesures de gestion pertinentes au regard des potentiels risques sanitaires encourus.

Dans ce contexte, l'Anses s'est auto-saisie pour réaliser un état des lieux du devenir du lindane dans l'environnement et analyser les données de concentrations dans les milieux environnementaux et les médias d'exposition.

Les axes de travail sont les suivants :

- identification des réservoirs de lindane, des motifs de persistance et des voies de transferts ;
- identification des médias et voies d'exposition humaine.

Pour permettre de caractériser la contamination environnementale en lindane, les objectifs spécifiques suivis sont :

- d'analyser les niveaux de concentration dans l'environnement et définir éventuellement des tendances temporelles ;
- d'analyser les données de biosurveillance ;
- d'identifier les limites et incertitudes liées à la mesure du lindane.

Cette étape est un prérequis indispensable à la réalisation d'éventuels travaux complémentaires à mener par l'Anses en vue d'émettre des recommandations en matière de prévention et de gestion.

À noter que le lindane (numéro CAS 58-89-9) est le nom commun de l'isomère gamma du 1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane (γ -HCH). Il est à distinguer du HCH de qualité technique ou « HCH technique » (CAS 608-73-1) qui correspond à un mélange contenant essentiellement cinq isomères¹ dont le lindane. Dans le présent document, le terme « lindane » correspond au γ -HCH présentant un degré de pureté minimum de 99 %.

2. ORGANISATION DE L'EXPERTISE

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise (janvier 2024) ».

¹ Isomères : composés chimiques qui ont la même formule moléculaire mais des structures chimiques différentes.

L'expertise relève du domaine de compétences du comité d'experts spécialisé (CES) « Évaluation des risques liés aux milieux aériens ». L'Anses a confié l'expertise au groupe de travail « Lindane ».

Les travaux du GT se sont appuyés sur :

- une synthèse et une analyse critique de rapports institutionnels et d'articles scientifiques ;
- les informations issues du dispositif national de phytopharmacovigilance (PPV) de l'Anses ;
- des travaux complémentaires menés par un expert rapporteur sur les interrelations spatiales de la contamination des sols, eaux de surface, et de l'air ;
- des auditions d'experts pour acquérir des connaissances supplémentaires.

La partie relative au devenir du lindane dans l'environnement a été relue par un expert rapporteur.

Les travaux ont été présentés au CES tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques les 22 janvier, 7 novembre et 16 décembre 2024. Ils ont été adoptés par le CES réuni le 4 mars 2025.

Le rapport produit par le GT tient compte des observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES et l'expert rapporteur.

L'Anses analyse les liens d'intérêts déclarés par les experts avant leur nomination et tout au long des travaux, afin d'éviter les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre de l'expertise.

Les déclarations d'intérêts des experts sont publiées sur le site internet : <https://dpi.sante.gouv.fr/>.

3. ANALYSE ET CONCLUSIONS DU GT ET DU CES

L'expertise a donné lieu à la production d'un rapport d'expertise collective. Les éléments repris ci-dessous en sont une synthèse.

3.1. Devenir du lindane dans l'environnement

Cette partie repose essentiellement sur les informations disponibles sur le portail des substances chimiques de l'Ineris² et dans la monographie de l'ATSDR (2024).

La production et l'utilisation du lindane en tant que substance phytopharmaceutique et biocide ont entraîné une contamination de l'ensemble des compartiments de l'environnement (Figure 1).

Lorsque le lindane était encore utilisé, la volatilisation depuis le couvert végétal pouvait être importante après son application. Du lindane pouvait également être émis directement dans l'air lors du traitement par pulvérisation, lors de sa production industrielle et de son utilisation en tant que produit biocide, ou encore par volatilisation depuis des charpentes traitées par exemple.

² [Lindane \(58-89-9\) | PSC](#)

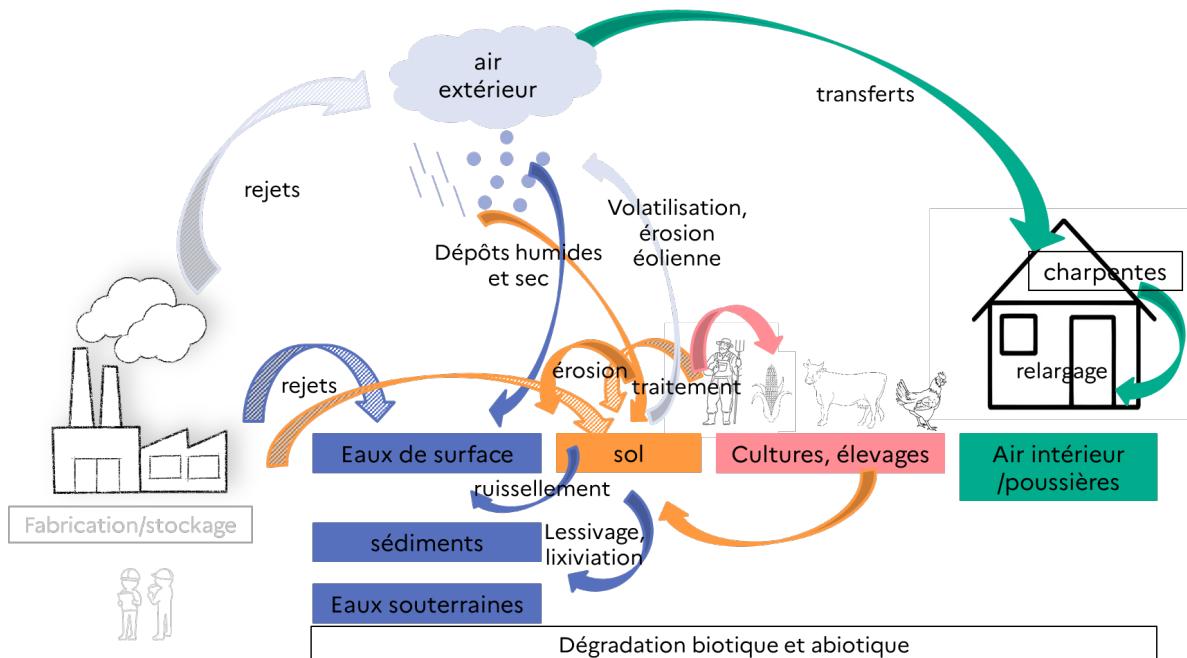


Figure 1 : Transferts environnementaux du lindane

Les transferts liés à des usages passés comme la fabrication, le stockage et le traitement des semences sont représentés par des flèches hachurées car ne se produisant plus actuellement. La contamination de l'environnement liée à l'utilisation passée de produits pharmaceutiques contenant du lindane n'est pas représentée sur la figure car non documentée.

Transferts environnementaux

Actuellement, la contamination de l'atmosphère est liée à la contamination historique des sols (Orton *et al.* 2013, Degrendele *et al.* 2016a). La contamination se fait par volatilisation et par l'érosion éolienne de particules de sol. L'humidité du sol et la température augmentent la volatilisation du lindane depuis le sol. La volatilisation du lindane depuis les eaux de surface ne semble en revanche pas être une source majeure de contamination de l'atmosphère d'après l'ATSDR (2024), bien que le lindane ait une pression de vapeur et une constante de Henry relativement élevées par rapport à d'autres insecticides organochlorés. La volatilisation du lindane depuis les eaux de surface pourrait devenir plus importante avec le réchauffement climatique (augmentation des températures, diminution de la couverture de glace dans la région arctique).

Le lindane peut être transféré de l'atmosphère vers le sol et les eaux de surface par dépôts humides et dépôts secs. Des études modélisant des flux d'échanges air-mer au-dessus du nord-ouest de l'océan Pacifique confirment que les océans peuvent constituer une réserve de lindane (Wu *et al.* 2020 d'après ATSDR 2024). Les variations saisonnières entraînent des niveaux de dépôt sec plus faibles pendant les mois d'hiver.

Les eaux souterraines peuvent également être contaminées par lessivage ou lixiviation³, même si ce phénomène semble de moindre ampleur. En effet, à l'exception des sols pauvres en matières organiques, l'adsorption du lindane aux particules du sol est généralement un processus plus important que la lixiviation vers les eaux souterraines.

³ Le lessivage est un phénomène d'entrainement par l'eau de substances fixées sur des particules fines à travers les sols ; la lixiviation est une percolation lente de l'eau à travers le sol permettant la dissolution des matières solides qui y sont contenues.

Dans l'eau, le lindane peut être présent à la fois sous forme dissoute et adsorbé sur les matières en suspension. Cependant, en raison de sa faible solubilité dans l'eau et de son affinité pour les matières organiques, il a tendance à être majoritairement adsorbé sur les matières en suspension et à s'accumuler dans les sédiments, surtout dans les eaux à forte charge particulaire.

Transport

Le lindane est une substance semi-volatile, avec une pression de vapeur de $4,4 \cdot 10^{-3}$ Pa à 25 °C. Selon les conditions, le lindane peut théoriquement exister dans l'atmosphère dans les phases gazeuse et particulaire, les températures élevées pouvant augmenter la part relative présente en phase gazeuse. Du fait de sa relative volatilité et de sa persistance dans l'air (demi-vie variant de quelques semaines à plusieurs années), le lindane a la capacité d'être transporté sur de longues distances (plusieurs milliers de km).

Le lindane est plus soluble dans l'eau que d'autres pesticides organochlorés, bien que cette solubilité reste relativement faible (7,3 mg/L à 25°C). Il peut donc se solubiliser dans les masses d'eau et être transporté à travers les cours d'eau, lacs, rivières et océans, ces transports étant influencés par les courants, la turbulence et les échanges entre l'eau et les sédiments.

Dans le sol, le lindane est fortement adsorbé à la matière organique, avec des valeurs de Koc⁴ variant de 1 080 à 7 000 L/kg. Par conséquent, le lindane a une mobilité très faible dans les sols riches en matière organique, et plus élevée dans les sols pauvres en matière organique.

Dégénération

Le lindane est dégradé dans l'atmosphère par réaction avec des radicaux hydroxyles produits photochimiquement. La vitesse de cette réaction n'est cependant pas très rapide. Les temps de demi-vie rapportés dans la littérature varient de 17 semaines à plusieurs années.

Dans les systèmes aquatiques, la biodégradation est considérée comme le processus de dégradation dominant du lindane. Sous des conditions anaérobies (absence d'oxygène), par exemple dans des sédiments profonds, la dégradation microbienne peut être plus rapide que dans des conditions aérobies. Différentes valeurs de demi-vie ont été estimées pour le lindane : 11 ans à un pH de 8 et 20°C dans l'eau de mer, 42 ans à un pH de 7,6 et 5°C dans un lac et 110 ans dans l'océan Arctique à un pH de 8 et 0°C. Il a été estimé par modélisation qu'environ 20 % des isomères de l'hexachlorocyclohexane présents dans l'environnement se trouvaient dans la couche de surface des océans (75 ou 200 premiers mètres) (OSPAR 2002).

Dans le sol et dans les sédiments, la principale voie de dégradation est la biodégradation. Comme pour l'eau, la photolyse et l'hydrolyse ne sont pas considérées comme des voies de dégradation importantes du lindane, à l'exception de l'hydrolyse dans des milieux alcalins. Le lindane se dégrade très lentement par action microbienne, avec une demi-vie calculée dans le sol de 980 jours dans des conditions aérobies en laboratoire. La dégradation est plus rapide en conditions anaérobies qu'en présence d'oxygène.

⁴ Le Koc est le coefficient de partage entre la fraction de carbone organique et l'eau.

Bioaccumulation

Les données disponibles rapportent une absorption limitée du lindane par les plantes et les organismes terrestres depuis les sols et une bioaccumulation plus importante pour les organismes aquatiques (ATSDR 2024).

Environnements intérieurs

La contamination des environnements intérieurs par le lindane peut résulter :

- de transferts depuis les environnements extérieurs, que ce soient l'air ou les particules de sols ;
- des usages historiques du lindane comme biocide pour le traitement du bois (charpentes, planchers, meubles) et des textiles. Le lindane absorbé sur des surfaces/matériaux intérieurs peut être relargué progressivement dans l'air et les poussières.

3.2. Contamination des milieux d'exposition en France

Le Tableau 1 résume les concentrations en lindane par milieu d'exposition disponibles en France à partir des informations collectées dans le cadre du dispositif national de phytopharmacovigilance et produites par les réseaux et organismes de surveillance et de vigilance partenaires :

- Eaux de surface et Sédiments : base de données NAIADES
- Eaux et sédiments du littoral : base Quadrigé accessible sur le site SURVAL du Réseau national d'Observation de la Contamination Chimique du milieu marin (ROCCH)
- Sol : analyse des données sur le lindane par l'INRAE du réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS)
- Eaux souterraines : base de données ADES piloté par le BRGM
- Eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) : base de données nationale du Système d'Information en Santé-Environnement « SISE-Eaux d'alimentation » du Ministère chargé de la santé
- Aliments : plans de surveillance (PS) et plans de contrôle (PC) réalisés par les ministères chargés de la consommation et de l'agriculture et études de l'alimentation totale et infantile conduites par l'Anses (EAT₂ et EAT_i)
- Air extérieur : base PhytAtmo pilotée par la fédération Atmo France
- Environnements intérieurs : campagnes nationales réalisées dans le cadre de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI), la première dans les écoles (CNE), conduite entre 2013 et 2017 et la deuxième campagne dans les logements (CNL2)

Il montre également les potentielles tendances spatio-temporelles.

Tableau 1 : Concentrations en lindane selon les milieux d'exposition et tendances spatio-temporelles en France

Milieu d'exposition	Référence / Source	Période 1	Période 2	Commentaires
Eaux de surface	NAIADES	2005-2007 ↘ N = 37 621 Médiane = 0,005 µg/L Min-Max = 0,00025-10 µg/L FQ : 2,5 % Médiane LQ : 0,01 µg/L	2008-2022 ➔ N = 338 234 Médiane = 0,003 µg/L Min-Max = 0,00025-6,4 µg/L FQ : 2,2 % Médiane LQ : 0,005 µg/L	Limites liées à la prise en compte des données censurées*. Difficulté d'interprétation pour la période 2 où les concentrations deviennent proches des LQ.
Eaux et sédiments du littoral (bivalves)	ROCCH	1982-2001 ↘ N = 6114 Médiane = 3,6 µg/kg Min-Max = 0 - 114 µg/kg FQ : non renseignée LQ : non renseignée	2002-2023 ➔ N = 2017 Médiane = 0,41 µg/kg Min-Max = 0,006 - 7,7 µg/kg FQ : non renseignée LQ : non renseignée	Concentrations plus élevées dans le bassin Seine Normandie pour les eaux de surface mais à interpréter avec prudence car le nombre de mesures et les LQ sont différents d'un bassin à l'autre
Sédiments	NAIADES	Pas de tendance temporelle visible entre 2005 et 2022 N = 20 816 Médiane = 2,5 Min-Max : 0,005 - 232 µg/kg FQ : 0,71 % Gamme LQ : 0,005-100 µg/kg		Pas de variabilité spatiale déterminée
Sols	RMQS	2002-2009 : Pas de tendance temporelle visible N = 700 Min-Max : 0,16-5 µg/kg		Campagne ponctuelle, concentrations plus élevées dans le Nord et l'Ouest de la France
Eaux souterraines	ADES	2005-2007 ↘ N = 32 052 Médiane = 0,004 µg/L Min-Max = 0,00001-660 µg/L FQ : 2,9 % Médiane LQ : 0,005 µg/L	2008-2022 ➔ N = 215 041 Médiane = 0,003 µg/L Min-Max = 0,0003-120 µg/L FQ : 0,5 % Médiane LQ : 0,005 µg/L	Limites liées à la prise en compte des données censurées (pour les EDCH : valeurs < LQ prises égales à 0 (hypothèse basse) ou à la LQ (hypothèse haute)). Difficulté d'interprétation pour la période 2 où les concentrations deviennent proches des LQ.
EDCH	SISE-EAUX	2007-2014 ↘ N = 66 092 Hypothèse basse : Médiane = 0 µg/L Hypothèse haute : Médiane = 0,01 µg/L FQ : 0,1 % Gamme LQ : 0,001-0,1	2015-2022 ➔ N = 52 662 Hypothèse basse : Médiane = 0 µg/L Hypothèse haute : Médiane = 0,005 µg/L FQ : 0,06 % Gamme LQ : 0,001-0,1	Études ponctuelles
Aliments	PSPC	<u>Production :</u> 2010-2022 N = 11 708 Médiane = 21 µg/kg FQ : 0,03 % Gamme LQ : 0,04-20 mg/kg	<u>Distribution :</u> 2010-2022 N = 68 904 Médiane = 0,6 µg/kg FQ : 0,06 % 90 ^e centile LQ : 10 µg/kg	<u>Aliments pour animaux :</u> 2013-2022 N = 292 FQ : 0 % LQ : 10 µg/kg
	EAT2	N = 1 235 Moyenne = 0,1-3,6 µg/kg œufs et dérivés Moyenne = 0,7-2 µg/kg volaille et gibier Moyenne = 0,03-2 µg/kg autres viandes FQ : 0,08 % Gamme LQ : 3-10 µg/kg	2007-2010	Impossibilité de dégager une tendance spatio-temporelle pour ces trois types de denrées alimentaires avec les données disponibles
	EATi	N = 311 FD : 0 % Gamme LD : 0,3-1 µg/kg	2011-2012	

Milieu d'exposition	Référence / Source	Période 1	Période 2	Commentaires
Air extérieur	PhytAtmo ⁵	2002-2015 ↘ N = 5 117 Médiane = 0,3 ng/m ³ Min-Max = 0,007-8,6 ng/m ³ FQ : 55 % Gamme LQ : 0,01-0,18 ng/m ³	2016-2022 → N = 6 556 Médiane = 0,06 ng/m ³ Min-Max = 0,01-4,11 ng/m ³ FQ : 59 % Gamme LQ : 0,01-0,2 ng/m ³	Limites liées à l'harmonisation tardive des techniques de mesures et des investigations non continues sur certains sites
Air intérieur	CNE et CNL2	CNE (2013-2017) N = 283, effectif redressé : 63 813 Médiane 1,4 ng/m ³ P25-P95 : 0,6 – 17,4 ng/m ³ FQ : 100 % LQ : 0,2 ng/m ³	CNL2 (2020-2023) N = 542, effectif redressé : 28 492 452 Médiane 0,93 ng/m ³ P25-P95 : <LD – 505 ng/m ³ FQ : 96,8 % LQ : 0,083 ng/m ³	Campagnes ponctuelles Les concentrations dans les poussières entre les deux campagnes nationales (CNE et CNL2) ne sont pas comparables : différences d'empoussièrement (celui-ci est notamment influencé par la fréquence de ménage, le nombre et les activités des occupants) et de modes de prélèvement (aspiration dédiée versus collecte du sac d'aspirateur familial)
Poussières intérieures	Ecos-Habitat et CNL2	Ecos-Habitat (2008-2009) 3 581 991 logements Médiane = 24,7 ng/g P25-P95 : < LQ – 253 ng/g FQ : 66 % LQ : 13,2 ng/g	CNL2 (2020-2023) N = 487, effectif redressé : 22 254 158 logements Médiane = 16,5 ng/g P25-P95 : < LQ – 210 ng/g FQ : 56,3 % LQ : 12,5 ng/g	

LD : limite de détection ; LQ : limite de quantification ; FQ : fréquence de quantification ; N : nombre de mesures

Signification des flèches : ↘ diminution ; → stagnation

*Les données censurées désignent les concentrations inférieures aux LD et/ou LQ.

3.3. Médias et voies d'exposition

Compte tenu des connaissances acquises sur la contamination des différents milieux par le lindane, les médias et voies d'exposition humaine pour la population générale ont été représentées sur la Figure 2.

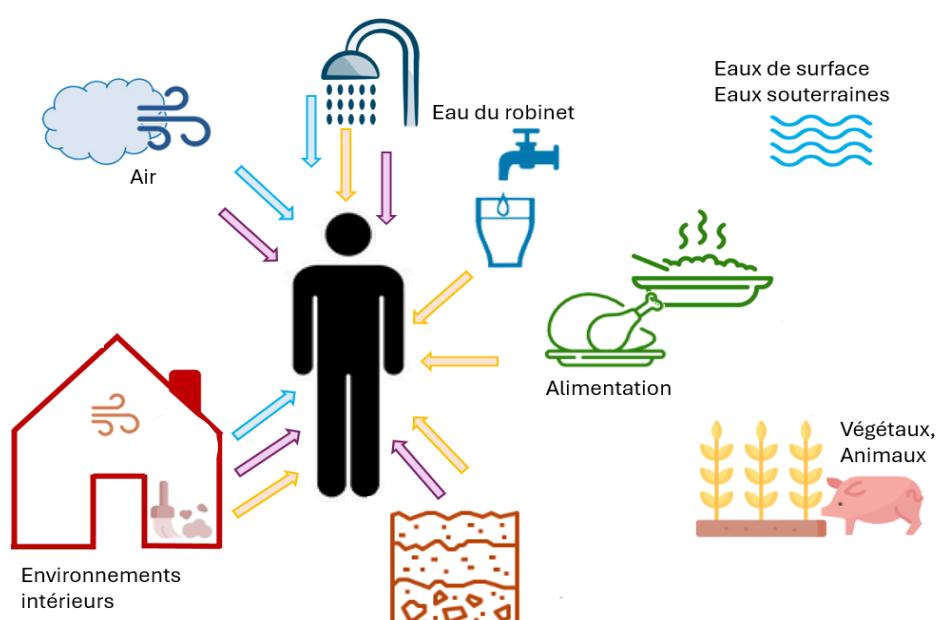


Figure 2 : Exposition humaine au lindane schématisée par les médias et voies d'exposition identifiées

Les voies d'exposition sont schématisées par les flèches colorées : rose pour le contact cutané, jaune pour l'ingestion (incluant le contact main-bouche) et bleu pour l'inhalation. Cette image a été conçue en utilisant les ressources de Flaticon.com

⁵ Incluant les résultats de la Campagne nationale exploratoire sur les pesticides (Anses, 2020) dont l'analyse des résultats a conduit à lancer cette auto-saisine

Une comparaison simplifiée des doses d'exposition exprimées en dose interne pour les enfants de plus de 3 ans et les adultes a été réalisée. Les milieux d'exposition suivants ont été considérés : aliments tels que consommés (incluant l'eau de boisson), l'air (intérieur, extérieur), les poussières et le sol. Pour cela, ont été utilisées les médianes des concentrations en lindane pour l'air intérieur et les poussières, les concentrations minimales et maximales pour l'air extérieur et le sol, des paramètres humains d'exposition moyens et un taux d'absorption par défaut de 100 %. Concernant les aliments, les doses d'exposition ont été estimées dans l'EAT 2 (2007-2010). Les contributions relatives de chaque média d'exposition à l'exposition totale ont ainsi pu être estimées et sont présentées en Annexe.

L'ingestion d'aliments apparaît comme l'exposition majoritaire, bien que peu d'échantillons présentent des niveaux de lindane détectés (0,24%) ou quantifiés (0,08 %) dans l'EAT2 (2007-2010). Néanmoins le lindane n'a pas été détecté dans la campagne plus récente sur l'alimentation des enfants de moins de 3 ans (EATi). Une estimation des contributions relatives des médias d'exposition montre que l'exposition par l'air intérieur est majoritaire lorsque l'alimentation n'est pas prise en compte.

À noter que les hypothèses retenues sur les taux d'absorption présentent des limites et le compartiment alimentaire n'est pas suffisamment caractérisé. Ainsi, ces estimations et les hypothèses proposées doivent être considérées avec précaution.

3.4. Imprégnation de la population en France

Concernant le devenir du lindane dans l'organisme, les données disponibles montrent que celui-ci est absorbé après exposition par voie orale, respiratoire ou cutanée. Après absorption, le lindane est retrouvé dans le sérum sanguin et s'accumule dans les tissus riches en lipides tels que les tissus adipeux ou le cerveau (CIRC 2018). Le lindane a également été mesuré dans le placenta et/ou le sang du cordon ombilical, témoignant d'une exposition transplacentaire. Il a également été détecté dans le lait maternel. Le métabolisme du lindane est essentiellement hépatique, conduisant à un grand nombre de métabolites dont les principaux sont des chlorophénols. L'excrétion des métabolites du lindane se fait principalement dans l'urine, mais également via le lait maternel, la sueur et le sperme (ATSDR 2024). Du lindane non métabolisé a aussi été détecté dans l'urine et les fèces. Des demi-vies de 18 à 26 heures dans le sang et les urines ont été rapportées dans plusieurs études chez l'adulte et l'enfant (CIRC 2018).

Les données d'imprégnation au sein de la population générale française sont basées sur des dosages réalisés sur trois types de matrices biologiques : sang, cheveux et urines.

Les détails de ces études, ainsi que les limites de détection des méthodes, les pourcentages de détection et les concentrations mesurées sont détaillés dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Études de biomonitoring de l'exposition au lindane réalisés sur la population française

Référence	Matrice biologique	Population	Année de collecte	Limite de détection	Fréquence de détection	Concentrations médianes
Chevrier et al. (2011)	sang cordon	396 naissances (cohorte Pélagie)	2002-2006	0,01 µg/L	11,4 %	< 0,01 µg/L
Fréry et al. (2013), étude ENNS	sérum	254 femmes et 132 hommes	2007-2008	0,01 µg/L	7,0 %	< 0,01 µg/L
Santé publique France (2021), étude Esteban		255 enfants (6-17 ans)	2014-2016	LD : 2 ng/L	50,2 % > LQ	10,02 ng/L
		759 adultes (18-74 ans)		LQ : 10 ng/L	49,3 % > LQ	9,75 ng/L
Hardy et al. (2021)	cheveux	93 femmes enceintes (cohorte pilote Elfe)	2007	0,35 pg/mg	100 %	2,00 pg/mg
Béranger et al. (2018)		311 femmes enceintes (cohorte Elfe)	2011	0,25 pg/mg	100 %	1,58 pg/mg
Iglesias-Gonzalez et al. (2020)		142 enfants (1-12 ans)	2013-2015	0,19 pg/mg	100 %	2,43 pg/mg
Iglesias-Gonzalez et al. (2021)		40 enfants	2017	0,08 pg/mg	100 %	0,79 pg/mg
		117 adultes				1,31 pg/mg
Macheka et al. (2024)		222 enfants	2014-2015	0,25 pg/mg	100 %	3,20 pg/mg
Hardy et al. (2021)	urines	93 femmes enceintes (cohorte pilote Elfe)	2007	0,7 pg/mL	8 %	< 0,7 ng/L

LD : Limite de détection ; LQ : limite de quantification

Les résultats montrent des différences importantes entre les fréquences de détection en fonction de la matrice analysée. Ces différences vont toujours dans le sens d'une fréquence de détection plus élevée dans les cheveux (100 %) par rapport au sérum sanguin (autour de 10 %). Il semble assez peu probable que ces différences soient liées à une différence d'incorporation entre les matrices puisque l'incorporation dans les cheveux se fait à partir du sang, au niveau des cellules vivantes du bulbe capillaire. Ces différences pourraient être liées à une moins bonne sensibilité des techniques de dosages sanguins mais le nombre d'études disponibles (notamment sur le sang) est insuffisant pour permettre de conclure de manière solide.

Le faible nombre de données sur la population française ne permet pas d'effectuer une comparaison pertinente avec les concentrations mesurées dans d'autres pays. Il semble cependant que, pour la matrice cheveux, les concentrations les plus élevées pour la population générale en France soient du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées dans des populations exposées professionnellement à l'étranger.

Chez les adultes, la présence dans l'organisme pourrait être liée à une exposition récente ou à des expositions passées, même éloignées dans le temps en raison de la persistance du lindane dans l'organisme. En revanche, la présence de lindane chez les enfants, même très jeunes, à des concentrations similaires aux adultes témoigne de l'existence de sources d'exposition encore actuelles.

3.5. Conclusions

- Identification des réservoirs de lindane, des motifs de persistance et des transferts environnementaux*

En l'état actuel des connaissances, le sol agit à la fois comme un réservoir de lindane et comme une source de contamination des autres milieux environnementaux.

La contamination des sols par le lindane résulte de sa production et de son utilisation historiques, mais aussi des retombées atmosphériques (dépôts humides ou secs). En conséquence, bien que les concentrations en lindane soient plus élevées à proximité des anciens sites de production et sur les terres agricoles autrefois traitées, les processus de transferts environnementaux ont conduit à une contamination ubiquitaire des sols.

Par ailleurs, le lindane est faiblement mobile dans les sols riches en matière organique et se dégrade lentement, principalement par action microbienne, et plus rapidement en conditions anaérobies. De plus, en fonction des conditions de température et d'humidité, le lindane du sol peut être transféré dans l'air par volatilisation, surtout quand les températures sont élevées. Les particules de sol peuvent également être remises en suspension dans l'atmosphère, notamment sous l'effet de l'érosion éolienne ou lors de travaux agricoles.

La couche superficielle des océans peut constituer un autre réservoir de lindane. Comme pour les sols, le lindane peut rester stocké dans les eaux du fait de son adsorption à la matière organique et de son accumulation dans les sédiments. Même si le lindane a un potentiel de bioaccumulation faible à modéré, le phénomène est plus important pour les organismes aquatiques. Par ailleurs, la volatilisation du lindane depuis les eaux de surface ne semble actuellement pas être une source majeure de contamination de l'atmosphère, mais pourrait le devenir avec le changement climatique (augmentation des températures, diminution de la couverture de glace dans la région Arctique).

Enfin, les matériaux de construction traités au lindane constituent un autre réservoir, plus spécifique des environnements intérieurs, en particulier de certains bâtiments anciens (ex. des charpentes traitées).

- Analyse des tendances spatio-temporelles dans l'environnement et dans l'alimentation*

Concernant les tendances temporelles et la variabilité spatiale, les concentrations en lindane doivent s'interpréter au regard du nombre de mesures disponibles, des fréquences de

quantification dans les prélèvements des différents milieux de l'environnement et de la représentativité des données.

Dans l'air extérieur, où le lindane est quantifié dans environ 45 % des échantillons (pour 11 673 mesures), les concentrations moyennes semblent baisser depuis 2002. Cette observation est cohérente avec la baisse des émissions mondiales et l'interdiction de son utilisation. Néanmoins, le lindane n'a pas été mesuré systématiquement sur tous les sites de mesure chaque année, et il existe une hétérogénéité des méthodes de prélèvement et d'analyse avant 2018, date de mise en place du programme national de surveillance des pesticides dans l'air. De façon globale, les concentrations moyennes dans l'air extérieur (phases particulaire et gazeuse) se rapprochent des limites de quantification depuis 2015, et atteignent actuellement un plateau de l'ordre de la dizaine de pg/m³ qui crée artificiellement une stagnation de ces concentrations. Les données disponibles ne montrent pas de variabilité spatiale, hormis quelques mesures ponctuelles au niveau de quelques stations et très limitées dans le temps.

Dans les eaux de surface et souterraines, une diminution des concentrations en lindane dans le temps est observée. Les concentrations sont en moyenne inférieures au ng/L depuis 2007. Si les données sont difficilement comparables entre elles, il semble que l'amélioration des performances analytiques accompagne la baisse de la contamination en lindane. D'un point de vue spatial, le bassin Seine Normandie semble plus contaminé que les autres.

Dans les sédiments, les concentrations moyennes en lindane restent de l'ordre du µg/kg. Aucune tendance spatio-temporelle ne peut être dégagée à partir des données disponibles.

Au niveau du littoral, dans le biote, une baisse des concentrations dans les bivalves est observée entre le début des années 1980 et le début des années 2000, puis les concentrations se stabilisent à des niveaux de l'ordre du µg/kg. Toutefois l'absence de données relatives aux limites de quantification, à la fréquence de quantification et au traitement des données censurées ne permet pas de connaître précisément le niveau de contamination actuel des littoraux. Depuis une vingtaine d'années, il n'y a plus de différence observée entre les bassins, du fait du plateau de concentration atteint. L'hypothèse avancée au vu des résultats observés dans les autres compartiments est que ce plateau est vraisemblablement proche des limites de quantification.

Dans les eaux destinées à la consommation humaine, les concentrations moyennes en lindane restent de l'ordre du ng/L, voire du pg/L selon la méthode de traitement des données censurées, et la fréquence de quantification est très faible (moins de 0,1 % pour 118 789 mesures). Les données disponibles ne permettent pas de dégager une tendance temporelle ni une variabilité spatiale.

Dans le sol, les données disponibles résultent d'une seule campagne, réalisée entre 2002 et 2009, soit peu de temps après la fin des utilisations du lindane en France : les concentrations interpolées sont de l'ordre du µg/kg. Elles ne permettent pas de dresser une tendance temporelle. En revanche, en termes de variabilité spatiale, le Nord et l'Ouest de la France

étaient plus contaminés. Cela pourrait être attribué à la présence de cultures anciennement traitées de façon plus intensives et à des sols plus riches en matière organique.

Dans les aliments, les fréquences de quantification sont faibles (moins de 0,3 % pour 11 708 échantillons de denrées alimentaires produits et 68 954 échantillons de denrées alimentaires distribuées). De plus, les limites de quantification sont la plupart du temps égales aux limites maximales de résidus plutôt qu'aux limites analytiques techniquement atteignables. En conséquence, il n'est pas possible de déterminer le niveau réel de contamination par le lindane. De plus, les prélèvements se font sur un cycle triennal ou dans le cadre d'études ponctuelles comme les études d'alimentation totale, ce qui ne permet pas de disposer d'un nombre suffisant de données sur ces dix dernières années. Néanmoins, les concentrations mesurées restent de l'ordre du µg/kg.

Concernant les environnements intérieurs (air et poussières), les fréquences de quantification sont plus élevées (autour de 80 % pour 280 mesures dans les écoles et 548 dans les logements), en lien avec des limites de quantification basses. Les mesures dans l'air ne peuvent pas toujours être comparées d'une étude à l'autre, selon que les prélèvements ont concerné uniquement la phase particulaire ou les phases particulaire et gazeuse simultanément. Néanmoins, entre la campagne nationale écoles (CNE, 2013-2017) et la seconde campagne nationale logements (CNL2, 2020-2023), les concentrations médianes dans l'air semblent avoir légèrement diminué. Les concentrations dans la poussière semblent également avoir diminué dans les logements, entre le volet poussières du projet ECOS-Habitat (2008-2009) et la CNL2.

Analyse des données de biosurveillance

Les données de biosurveillance disponibles en France sont caractérisées par une hétérogénéité importante des matrices biologiques (sang de cordon, sérum, cheveux ou urines) et des populations étudiées (femmes enceintes, enfants, adultes). Par conséquent, les comparaisons entre les études ne sont pas possibles. Cependant, les données montrent que le lindane est systématiquement détecté dans les cheveux, quelle que soit la population (enfants, femmes enceintes, adultes), avec des moyennes géométriques de l'ordre du pg/mg. Les fréquences de détection sont de l'ordre de 10 % dans les autres matrices, sauf dans l'étude Esteban (2014-2016) (sérum, fréquence de quantification d'environ 50 % pour les adultes et les enfants). Dans cette étude, la médiane est de l'ordre du ng/L dans le sérum. Le lindane n'est quasiment pas détecté dans les urines.

La comparaison avec les concentrations mesurées dans d'autres pays est difficile pour les mêmes raisons. Il semble cependant que, pour la matrice cheveux, les concentrations les plus élevées pour la population générale en France soient du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées dans des populations exposées professionnellement à l'étranger.

Identification des médias et voies d'exposition

L'exposition de la population française au lindane résulte d'usages historiques (exposition passée) et de la contamination des milieux environnementaux (expositions passée et actuelle). Le lindane étant présent dans tous les milieux, la population générale peut donc être exposée par toutes les voies (orale, respiratoire et cutanée). Les fœtus peuvent également être exposés *in utero* par voie transplacentaire.

Bien qu'une partie de l'exposition cutanée puisse exister par le contact air-peau, la voie cutanée n'est probablement pas majoritaire en l'absence d'usage actuel cutané spécifique.

En comparant les doses d'expositions alimentaires estimées dans l'EAT2 (2007-2010) avec les doses d'exposition estimées pour l'air (intérieur, extérieur), les poussières et le sol, les aliments apparaissent comme le média d'exposition majoritaire, bien que peu d'échantillons présentent des concentrations de lindane supérieures à la limite de détection (0,24 %) ou de quantification (0,08 %). En ne tenant pas compte de l'alimentation, le lindane n'ayant pas été détecté dans la campagne plus récente EAT_i (2011-2012), l'air intérieur apparaît comme le média d'exposition majoritaire. Il n'est cependant pas possible de conclure de manière plus précise sur les médias d'exposition majoritaires. Cette incertitude découle principalement de deux éléments : d'une part, les hypothèses retenues sur les taux d'absorption présentent des limites, et d'autre part, le compartiment alimentaire n'est pas suffisamment caractérisé. Ainsi, ces estimations et les hypothèses proposées doivent être considérées avec précaution.

3.6. Recommandations

Les constats précédents conduisent le GT et le CES Air à recommander des travaux supplémentaires dans l'objectif :

- D'identifier les lieux les plus contaminés et les populations les plus exposées. Pour cela, il est recommandé de :
 - Déterminer les niveaux de contaminations actuels des sols ;
 - Étudier les anciens sites de production et stockage de lindane et les installations de collecte, traitement et élimination des déchets contaminés pour caractériser leur contribution à une surexposition locale de la population (mesures dans différents compartiments, modélisation, imprégnation...) ;
 - Mieux documenter les déterminants des niveaux de contamination en lindane dans les logements en exploitant notamment les données de la campagne nationale logements 2 (CNL2) ;
 - Mieux déterminer l'imprégnation de la population générale ainsi que les déterminants de ces expositions dans le cadre du programme national de biosurveillance.
- de caractériser les risques pour la population générale liés à la présence du lindane dans tous les compartiments et d'identifier les voies et sources d'exposition les plus contributives. À cette fin, la démarche d'ERS pourrait être utilisée et nécessiterait de :
 - mieux caractériser les expositions en utilisant des données plus récentes et des modèles plus adaptés (ex : modèles de transferts depuis le sol et l'air vers les aliments). Ces derniers permettraient d'avoir des distributions de concentrations plus précises, notamment pour l'alimentation ;
 - construire une VTR par voie respiratoire.

Plus largement, le lindane étant ubiquitaire et persistant, il pourrait être pertinent de l'intégrer plus systématiquement dans les évaluations de risques prenant en compte les mélanges de substances chimiques (autres POP, métaux, pesticides par exemple).

Ces travaux permettraient, si besoin, de poursuivre la surveillance biologique et environnementale du lindane dans les compartiments les plus pertinents et de mettre en œuvre des mesures de gestion adaptées.

À noter que la campagne en cours Phytosol II du RMQS (2024-2026) devrait apporter des informations sur les teneurs en lindane dans les sols et, leur éventuelle évolution temporelle, et d'alimenter les modèles de transferts et de transport. En outre, les données d'imprégnation de la population générale et de contamination des aliments par le lindane seront prochainement actualisées avec les enquêtes Albane et EAT3, respectivement.

4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail endosse les conclusions de l'expertise collective relative à l'état des lieux du devenir du lindane dans l'environnement et des concentrations dans les milieux et les médias d'exposition.

Pour rappel, l'interdiction de ce polluant organochloré persistant a été prononcée pour toutes les catégories d'usage, ce qui constitue une mesure de gestion forte dont il est attendu qu'elle s'accompagne, dans la durée, d'une diminution des contaminations dans les différents milieux, et se traduise de même pour les imprégnations humaines. Cela constitue un premier enjeu des surveillances : s'assurer de ces diminutions dans le temps.

Les résultats de ces travaux d'expertise indiquent que le lindane persiste de manière ubiquitaire dans différents compartiments de l'environnement, persistance favorisée notamment par des processus de transferts environnementaux, où le sol contaminé joue un rôle prépondérant. Une autre source d'exposition persistante identifiée est le relargage dans les environnements intérieurs de matériaux traités par le passé, ce qui appelle l'attention sur le milieu « air intérieur ». Néanmoins, les données disponibles ne permettent pas de conclure précisément sur le niveau de contamination en lindane dans les différents compartiments du fait de l'hétérogénéité des bases de données.

S'agissant de l'air extérieur, l'analyse de la Campagne nationale exploratoire de mesure des pesticides avait conduit, en première interprétation, à ne pas identifier de niveau de préoccupation élevé, au vu des ratios de risques estimés, mais attirait l'attention par la fréquence de quantification. Concernant les environnements intérieurs, l'étude des déterminants de l'exposition au lindane par l'air et les poussières dans les logements français gagnera à être intégrée au programme de travail de l'Observatoire de la qualité des environnements intérieurs (OQEI). Pour l'alimentation, les résultats de la troisième enquête de l'alimentation totale (EAT3) permettront, dès lors qu'ils seront disponibles, de s'assurer d'une évolution en phase avec la diminution attendue. S'agissant enfin de l'imprégnation humaine, qui intègre par nature l'ensemble des voies et contextes d'exposition, le lindane a été recherché dans les précédentes études de biosurveillance pilotées par Santé publique France, ENNS et Esteban, et comptera parmi les substances recherchées dans le cadre de l'étude Albane. Ainsi, l'Anses endosse les recommandations des experts relatives à l'observation et l'exploitation de l'évolution des résultats issus des surveillances existantes.

Pour mener une évaluation des risques sanitaires, l'Agence note que les conditions et travaux préalables seraient encore conséquents. Aussi, l'Anses privilégie la poursuite des travaux d'expertise relatifs à des co-expositions à plusieurs pesticides, pour lesquels elle a engagé une auto-saisine. À court terme, ces travaux devraient permettre d'appréhender certaines

difficultés liées à la mise en commun de plusieurs jeux de données environnementales ainsi que l'intérêt et la faisabilité de construire une valeur sanitaire de référence pour le lindane.

Plus largement, l'Agence souligne le défi de l'interopérabilité des bases de données et – au-delà – les enjeux de croisement des données environnementales avec des données de santé. Ceux-ci sont portés dans le cadre du *Green Data for Health* (GD4H) accueilli en 2025 à l'Anses, dispositif devant permettre de porter un nouveau regard sur la caractérisation de l'impact sanitaire de contaminations anthropiques qui se sont accumulées au fil du temps.

Pr Benoît Vallet

MOTS-CLÉS

Insecticide, substance interdite, transferts environnementaux, contamination, imprégnation

Insecticide, banned substance, environmental transfers, contamination, impregnation

CITATION SUGGÉRÉE

Anses. (2025). Avis de l'Anses sur l'état des lieux du devenir du lindane dans l'environnement et des concentrations dans les milieux d'exposition. (saisine 2023-AUTO-0022). Maisons-Alfort : Anses, 19 p.

ANNEXE : CONTRIBUTIONS RELATIVES DES MEDIAS D'EXPOSITION AU LINDANE

L'exposition moyenne de la population ayant déjà été estimée dans le cadre de l'EAT2 (2007-2010), aucun nouveau calcul d'exposition n'a été repris ici. L'exposition moyenne de la population adulte au lindane a été estimée entre 0,001 µg/kg pc/j (hypothèse basse) et 0,18 µg/kg pc/j (hypothèse haute). L'exposition moyenne des enfants a été estimée entre 0,002 µg/kg pc/j (hypothèse basse) et 0,24 µg/kg pc/j (hypothèse haute) (Anses EAT2 2011).

Les données de contamination retenues pour l'air extérieur sont issues de la base PhytAtmo, avec une valeur minimale de 0,03 ng.m⁻³ (hypothèse basse) et une valeur maximale de 0,13 ng.m⁻³ (hypothèse haute) mesurées entre 2018 et 2022.

Les données de contamination retenues pour l'air intérieur sont les concentrations médianes de la CNE (2013-2017) et de la CNL2 (2020-2023). Les médianes retenues sont 0,93 ng.m⁻³ (hypothèse basse) et 1,4 ng.m⁻³ (hypothèse haute). Les données de contamination retenues pour les poussières déposées au sol sont issues du volet poussières du projet ECOS-Habitat (2008-2009) et de la CNL2 (2020-2023). Les médianes retenues pour les poussières sont 16,5 ng.g⁻¹ (hypothèse basse) et 36,4 ng.g⁻¹ (hypothèse haute).

Les données de contamination retenues pour le sol sont issues de la campagne du RMQS (2002-2009), avec des valeurs comprises entre 0,16 µg.kg⁻¹ (hypothèse basse) et 5 µg.kg⁻¹ (hypothèse haute).

Les contributions relatives de chaque média d'exposition à l'exposition totale ont été estimées et sont présentées dans la Figure 3.

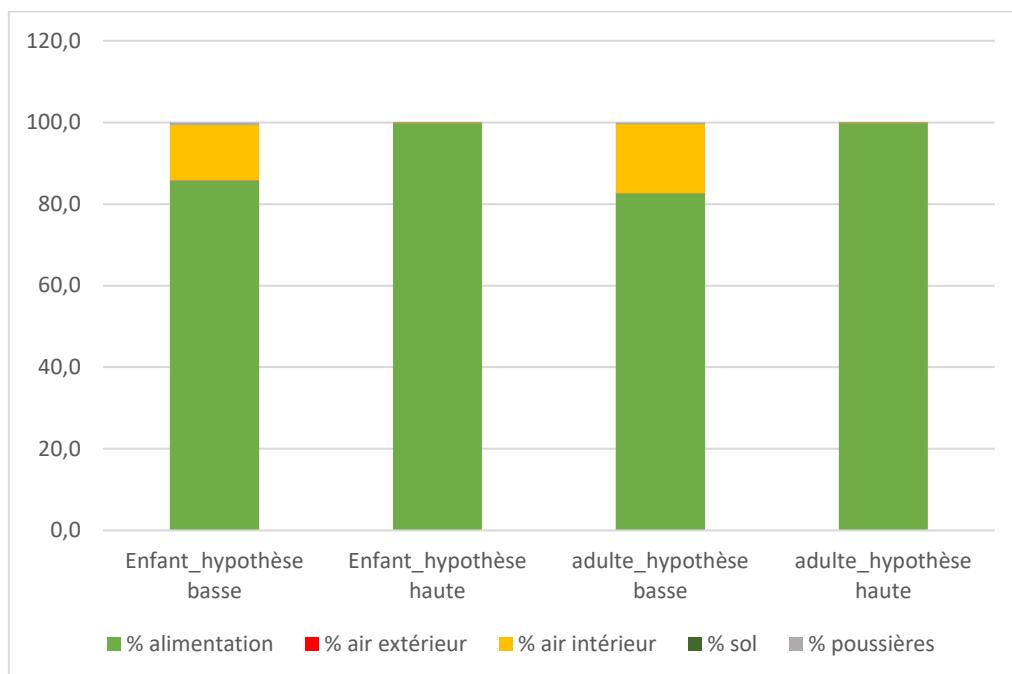


Figure 3 : Contributions relatives des médias d'exposition pour le lindane, chez les enfants et les adultes selon les hypothèses retenues

L'ingestion d'aliments apparaît comme le média d'exposition majoritaire, bien que peu d'échantillons présentent des niveaux de lindane détectés (0,24%) ou quantifiés (0,08 %) dans l'EAT2 (2007-2010). Néanmoins le lindane n'a pas été détecté dans la campagne plus récente EATi (2011-2012). Une estimation des contributions des médias d'exposition ne tenant pas compte de l'alimentation montre que l'exposition par l'air intérieur, selon le scénario considéré, apparaît comme majoritaire (Figure 4).

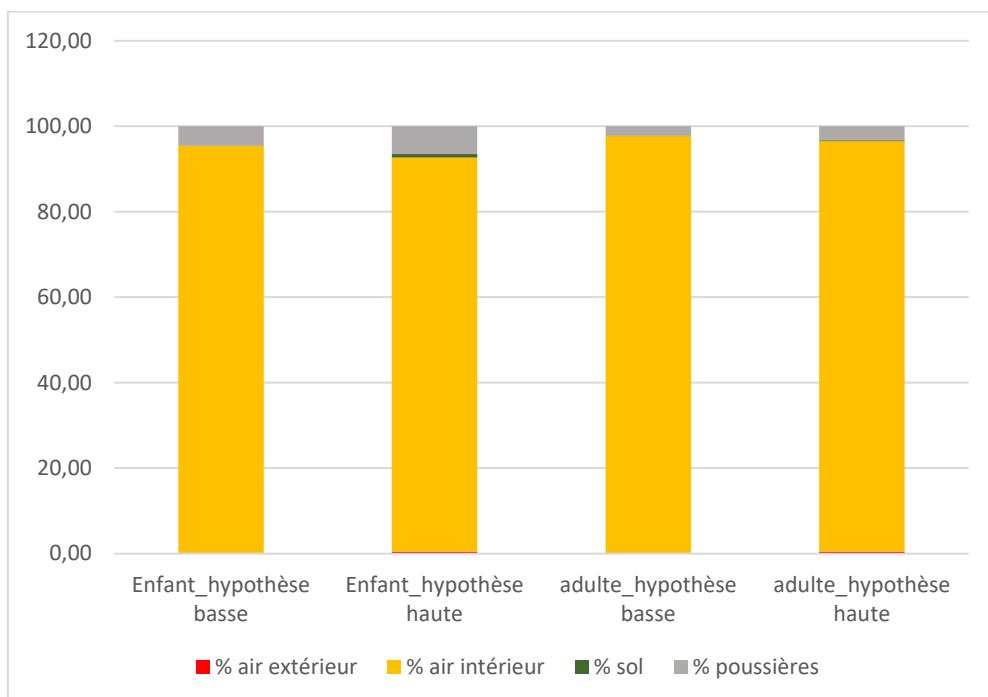


Figure 4 : Contributions relatives des médias d'exposition pour le lindane, chez les enfants et les adultes selon les hypothèses retenues sans tenir compte de l'alimentation

État des lieux du devenir du lindane dans l'environnement et des concentrations dans les milieux d'exposition

Saisine n°2023-AUTO-0022 « Lindane »

RAPPORT d'expertise collective

Comité d'experts spécialisé « Évaluation des risques liés aux milieux aériens »

Groupe de travail « Lindane »

Mars 2025

Citation suggérée

Anses. (2025). Avis relatif à un état des lieux du devenir du lindane dans l'environnement et des concentrations dans les milieux d'exposition. Saisine 2023-AUTO-0022. Maisons-Alfort : Anses, 18 p.

Anses. (2025). État des lieux du devenir du lindane dans l'environnement et des concentrations dans les milieux d'exposition. Saisine 2023-AUTO-0022. Maisons-Alfort : Anses, 115 p.

Mots clés

Insecticide, substance interdite, transferts environnementaux, contamination, imprégnation

Insecticide, banned substance, environmental transfers, contamination, impregnation

Présentation des intervenants

PRÉAMBULE : Les experts membres de comités d'experts spécialisés, de groupes de travail ou désignés rapporteurs sont tous nommés à titre personnel, intuitu personae, et ne représentent pas leur organisme d'appartenance.

GROUPE DE TRAVAIL

Présidente

Mme Nathalie BONVALLOT – Enseignante chercheuse en toxicologie appliquée à la santé publique, évaluation des risques sanitaires, pesticides

Membres

M. Fabrice ALLIOT – Ingénieur d'études en analyse chimique, qualité de l'air, analyse chimique, perturbateurs endocriniens, échantillonnage de l'air

M. Brice APPENZELLER – Responsable d'unité de recherche spécialisé en évaluation de l'exposition humaine aux polluants chimiques

M. Julien CAUDEVILLE – Chargé de projets et d'expertises scientifiques, évaluation des risques sanitaires, épidémiologie et statistique

M. François LAURENT – Chargé de recherche en métabolisme des xénobiotiques, transfert des contaminants dans les plantes

RAPPORTEURS

Mme Carole BEDOS – Chargée de recherche en volatilisation de pesticides, mesures et modélisation

COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISÉ

Les travaux, objets du présent rapport ont été suivis et adoptés par le CES suivant :

- CES « Évaluation des risques liés aux milieux aériens » (CES Air) – 2024-2028

Présidente

Mme Corinne MANDIN – Responsable du laboratoire d'épidémiologie (Autorité de Sûreté Nucléaire et de Radioprotection) – Compétences : expologie, épidémiologie, évaluation des risques sanitaires

Vice-président

M. Fabrice LERAY – Ingénieur-conseil (Caisse d'assurance retraite et de la santé au travail Pays de la Loire) – Compétences : hygiène industrielle, expositions professionnelles, toxicologie et métrologie des polluants, amiante

Membres

Mme Sophie ACHARD – Maître de conférences (Faculté de Pharmacie, Université Paris Cité) – Compétences : toxicologie, environnement, modèles expérimentaux *in vitro*

M. Michel ANDRÉ – Directeur de recherche émérite (Université Gustave Eiffel) – Compétences : transports et impacts sur la pollution de l'air, émissions de polluants des véhicules et du trafic, métrologie et méthodologie d'évaluation des impacts environnementaux

Mme Sylvie CASSADOU – Médecin épidémiologiste retraitée (Observatoire régional de santé Occitanie) – Compétences : épidémiologie, évaluation quantitative des impacts sur la santé

Mme Laureline COATES – Conseiller médical en santé au travail (Institut national de recherche et de sécurité) – Compétences : médecine du travail, toxicologie professionnelle

M. Marc DURIF – Directeur exécutif (Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air) – Compétences : surveillance de la qualité de l'air, caractérisation des émissions atmosphériques, réglementations et plans d'actions

Mme Elodie GUIGON – Maître de conférences (Ecole Pratique des Hautes Etudes) – Compétences : contamination de l'environnement, transferts environnementaux, micropolluants organiques dans l'atmosphère

M. Sébastien HULO – Professeur des Universités - Praticien hospitalier (PU-PH, Centre hospitalier universitaire de Lille, Université de Lille) – Compétences : pathologies pulmonaires d'origine professionnelle, explorations fonctionnelles respiratoires

Mme Bénédicte JACQUEMIN – Directrice de recherche (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail) – Compétences : épidémiologie, pollution atmosphérique

M. Hervé LABORDE-CASTEROT – Praticien hospitalier (Assistance publique-Hôpitaux de Paris Hôpital Fernand Widal, Centre antipoison et de toxicovigilance de Paris) – Compétences : pathologies professionnelles, toxicologie clinique, épidémiologie

M. Claude LAMBRE – Retraité (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale) – Compétences : immunologie, évaluation des risques sanitaires, toxicologie des produits chimiques

Juliette LARBRE – Cheffe de service (Service des Laboratoires de Santé Environnementale, Mairie de Paris) – Compétences : prélèvements et analyses dans l'air, exposition

Barbara LE BOT – Professeur des Universités (École des hautes études en santé publique, Université de Rennes, Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail, Unité mixte de recherche 1085) – Compétences : contamination de l'environnement intérieur, qualité de l'air et des poussières sédimentées, évaluation des expositions

M. Christophe LEROYER – Professeur des Universités et Praticien hospitalier (Centre hospitalier universitaire de Brest, Université de Bretagne Occidentale) – Compétences : asthme, bronchopneumopathie chronique obstructive, environnement

Mme Rachel NADIF – Responsable d'équipe, chargée de Recherche (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, Centre de recherche en Épidémiologie et Santé des populations U1018) – Compétences : épidémiologie, santé respiratoire

Mme Anne OPPLIGER – Retraitee (Département Santé au Travail et Environnement, Unisanté, Lausanne) – Compétences : Santé au Travail, bioaérosols, risques biologiques, zoonoses, One Health

M. Jérémie POURCHEZ – Directeur de recherche (École Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, Département « Activité Biologique des Particules Inhalées », Inserm Sainbiose U1059) – Compétences : toxicologie, métrologie des aérosols, nanomatériaux

Mme Delphine PRAUD – Chercheuse en épidémiologie environnementale (Centre Léon Bérard à Lyon) – Compétences : épidémiologie, caractérisation des expositions, pollution atmosphérique, cancers

Mme Anastasia SAADE – Médecin chercheur (Centre hospitalier universitaire de Rennes, Université de Rennes, Institut de Recherche en Santé, Environnement et Travail) – Compétences : évaluation et prévention du risque infectieux, pathologies professionnelles infectieuses à transmission aérienne

Mme Audrey SMARGIASSI – Professeur titulaire et chercheuse (Université de Montréal et Institut National de Santé Publique du Québec) – Compétences : expologie, effets respiratoires des polluants atmosphériques, évaluation quantitative des risques sanitaires

■ CES « Évaluation des risques liés aux milieux aériens » – 2021-2024

Présidente

Mme Rachel NADIF – Responsable d'équipe, chargée de recherche (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, CESP U1018) – Spécialités : épidémiologie, santé respiratoire

Vice-président

M. Hervé LABORDE-CASTEROT - Praticien hospitalier (Centre antipoison de Paris, AP-HP Nord Université de Paris) – Spécialités : pathologies professionnelles, toxicologie clinique, épidémiologie, allergologie

Membres

Mme Sophie ACHARD – Maître de conférences (Faculté de Santé - Université de Paris) – Spécialité : toxicologie environnementale

M. Fabrice ALLIOT – Ingénieur d'études (Ecole Pratique des Hautes Etudes) – Spécialités : métrologie et méthode d'analyse des polluants de l'air, perturbateurs endocriniens

M. Michel ANDRÉ – Directeur de recherche (Université Gustave Eiffel) – Spécialités : transports et pollution de l'air, métrologie et modélisation des émissions des véhicules et du trafic, méthodologies d'évaluation

Mme Nathalie BONVALLOT – Enseignant chercheur (Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique – Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail, UMR Inserm 1085) – Spécialités : toxicologie, évaluation des risques sanitaires, identification des mélanges et modèles de risques associés, perturbateurs endocriniens

M. Patrick BROCHARD – Professeur émérite (Université de Bordeaux) – Spécialités : pneumologie, pathologies professionnelles et environnementales, impact sanitaire des particules inhalées (amiante, silice...)

Mme Fleur DELVA – Praticien hospitalier, médecin de santé publique (Centre Hospitalier Universitaire de Bordeaux) – Spécialités : médecine, prévention, reproduction, épidémiologie

M. Jean-Dominique DEWITTE - Professeur des universités, praticien hospitalier (Centre Hospitalier Régional Universitaire de Brest) – Spécialités : pathologies professionnelles, pneumologie, allergologie

M. Marc DURIF – Directeur exécutif (Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air LCSQA) – Spécialités : métrologie et méthode d'analyse des polluants de l'air, émissions industrielles et anthropiques, caractérisation des expositions, construction de stratégies de surveillances dans l'air dans différents contextes

Mme Emilie FREALLE – Praticien hospitalier (Centre Hospitalier Régional Universitaire de Lille, Institut Pasteur de Lille) – Spécialités : écologie microbienne de l'air, microbiologie analytique, évaluation et prévention du risque microbiologique, surveillance de l'environnement intérieur

François GAIE-LEVREL – Ingénieur chercheur (Laboratoire national de métrologie et d'essais) – Spécialités : métrologie, pollution atmosphérique, aérosols, nanoparticules

M. Philippe GLORENNEC – Enseignant chercheur (Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique – Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail, UMR Inserm 1085) – Spécialités : évaluation des expositions et des risques sanitaires d'origine chimique

Mme Marianne GUILLEMOT – Responsable d'études (Institut National de Recherche et de Sécurité) – Spécialités : métrologie, surveillance atmosphérique et des environnements professionnels

Mme Marion HULIN - Chargée de projet et d'expertise scientifique (Santé Publique France) – Spécialités : épidémiologie, qualité de l'air intérieur, santé environnement, évaluation des expositions

Mme Bénédicte JACQUEMIN – Chargée de recherche (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale) – Spécialités : épidémiologie environnementale, pollution atmosphérique

M. Olivier JOUBERT – Maître de conférences (Université de Lorraine) – Spécialités : toxicologie, sécurité sanitaire, particules

Juliette LARBRE – Cheffe du Service des Laboratoires de Santé Environnementale – Spécialités : qualité de l'air intérieur et extérieur, métrologie, santé environnement

Barbara LE BOT – Professeur des Universités, Directrice adjointe du Laboratoire d'étude et recherche en environnement et santé (Ecole des hautes études en santé publique) – Spécialités : évaluation des expositions, santé publique, métrologie et méthode d'analyse des polluants de l'air et poussières

Johanna LEPEULE – Chargée de recherche (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale) – Spécialités : pollution de l'air, épidémiologie environnementale, santé périnatale, grossesse, épigénétique, modélisation des expositions

Mme Danièle LUCE – Directrice de recherche (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale) – Spécialités : épidémiologie, santé travail, expositions professionnelle et environnementale

Mme Corinne MANDIN – Responsable du laboratoire d'épidémiologie (Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire) – Spécialités : évaluation des expositions aux substances chimiques et agents physiques et des risques sanitaires associés.

Mme Anne OPPLIGER – Responsable de recherche (Unisanté : Centre universitaire de médecine générale et santé publique de Lausanne) – Spécialités : santé travail, risques biologiques, bioaérosols, agents zoonotiques

M. Pierre PERNOT – Directeur Opérationnel (Airparif) – Spécialités : métrologie, surveillance et réglementation de la qualité de l'air

M. Nhan PHAM-THI – Enseignant chercheur, médecin (Institut de Recherche Biomédicale des Armées, Ecole Polytechnique) – Spécialités : allergologie, pneumologie

M. Jean-Marc THIBAUDIER – Médecin du travail (Retraité - Mutualité Sociale Agricole des Alpes du Nord) – Spécialités ; santé travail, médecine, agriculture, produits phytosanitaires, poussières agricoles. Démission le 23 février 2023)

PARTICIPATION ANSES

Coordination scientifique

Mme Charlotte LEGER – Coordinatrice d'expertise scientifique

Contribution scientifique

Mme Emmanuelle DURAND – Coordinatrice d'expertise scientifique

Mme Charlotte LEGER – Coordinatrice d'expertise scientifique

Mme Amandine PAILLAT – Adjointe à la cheffe d'unité « Évaluation des risques liés à l'air »

Secrétariat administratif

Mme Sophia SADDOKI

CONTRIBUTIONS EXTÉRIEURES AUX COLLECTIFS

Ces contributions concernent la mise à disposition des données issues des dispositifs de surveillance de la phytopharmacovigilance. L'Anses remercie les Agences régionales de santé, Atmo France et le réseau des Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA), le Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM), le Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB), l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE), le Laboratoire d'étude et de recherche en environnement et santé (LERES), le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS), Santé publique France et les ministères chargés de l'alimentation, de l'environnement et de la santé.

SOMMAIRE

Présentation des intervenants	3
SOMMAIRE	8
Sigles et abréviations.....	11
Liste des tableaux	13
Liste des figures.....	14
1 Contexte, objet et modalités de réalisation de l'expertise.....	15
1.1 Contexte	15
1.2 Objet de la saisine	15
1.3 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation.....	16
1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts	16
2 Caractérisation du lindane	17
2.1 Identification de la substance.....	17
2.2 Propriétés physico-chimiques	18
2.3 Usages	18
2.3.1 Production	18
2.3.2 Utilisations	19
2.3.3 Élimination des déchets	20
2.4 Toxicité	21
2.5 Réglementations.....	22
2.5.1 Règlement (CE) n°1272/2008 dit « CLP »	22
2.5.2 Conventions internationales.....	22
2.5.3 Interdictions en fonction des utilisations.....	23
2.5.4 Dispositifs de surveillance dans les milieux environnementaux.....	25
3 Généralités sur le devenir du lindane dans l'environnement	29
3.1 Sources de contamination historiques / anthropiques	29
3.2 Transferts	29
3.3 Transports	31
3.4 Dégradation	32
3.5 Bioaccumulation	34
3.6 Devenir dans les environnements intérieurs	34
3.7 Synthèse des transferts environnementaux	35
4 Contamination des milieux en France.....	36
4.1 Analyse des données de concentrations dans les différents milieux	36
4.1.1 Air extérieur	36

4.1.2	Eaux de surface.....	41
4.1.3	Eaux et sédiments du littoral.....	42
4.1.4	Sédiments.....	46
4.1.5	Eaux souterraines.....	47
4.1.6	Eaux destinées à la consommation humaine (EDCH).....	49
4.1.7	Sols	50
4.1.8	Aliments.....	53
4.1.9	Environnements intérieurs	56
4.1.10	Évaluation des limites et incertitudes liées à la mesure des niveaux de concentration en lindane dans les différents médias d'exposition	60
4.2	Comparaison avec les concentrations mesurées à l'étranger	60
4.3	Identification des réservoirs et motifs de persistance	63
4.3.1	Sources de données.....	63
4.3.2	Méthodes.....	63
4.3.3	Résultats.....	63
4.3.4	Conclusion.....	65
5	Médias et voies d'exposition	67
6	Imprégnation de la population en France	68
6.1	Devenir du lindane dans l'organisme	68
6.1.1	Absorption	68
6.1.2	Distribution.....	68
6.1.3	Métabolisme	68
6.1.4	Excrétion.....	69
6.2	Analyse des données d'imprégnation en France.....	69
6.3	Mise en perspective avec les concentrations mesurées à l'étranger	72
7	Conclusions du groupe de travail	74
7.1	Conclusions	74
7.2	Recommandations.....	77
8	Bibliographie.....	78
8.1	Publications	78
8.2	Normes	83
8.3	Législation et réglementation	84
Annexe 1 : Recherche bibliographique sur les concentrations en lindane rapportées dans les différents milieux.....		87
Annexe 2 : Évolution temporelle depuis 10 ans des concentrations en lindane mesurées dans l'air ambiant extérieur sur 9 sites de mesures		89

Annexe 3 : Transferts et persistance du lindane dans les compartiments environnementaux en France – Analyse croisée des données de surveillance	91
Annexe 4 : Estimation des doses d'exposition et des contributions relatives des voies d'exposition au lindane.....	108
Annexe 5 : Comparaison des données d'imprégnation française avec des études de biosurveillance hors France	113

Sigles et abréviations

AASQA	Association agréée pour la surveillance de la qualité de l'air
ADES	Portail national d'accès aux données sur les eaux souterraines
AMM	Autorisation de mise sur le marché
Anses	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
ATSDR	<i>Agency for toxic substances and disease registry</i> (Agence du registre des substances toxiques et des maladies)
BRGM	Bureau de recherche géologiques et minières
CES	Comité d'experts spécialisé
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer
CLP	<i>Classification, labelling and packaging</i> (Classification, étiquetage en emballage)
CNE	Campagne nationale écoles
CNEP	Campagne nationale exploratoire de mesures des pesticides dans l'air ambiant
CNL	Campagne nationale logements
DCE	Directive cadre sur l'eau
EAT(i)	Étude de l'alimentation totale (infantile)
ECHA	<i>European chemicals agency</i> (Agence européenne des produits chimiques)
EDCH	Eaux destinées à la consommation humaine
EFSA	Autorité européenne de sécurité des aliments
ENNS	Étude Nationale Nutrition Santé
FQ	Fréquence de quantification
GC-MS/MS	Chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en tandem
GT	Groupe de travail
HCH	Hexachlorocyclohexane
Ifremer	Institut français de recherche dédié à la connaissance de l'océan
IHPA	<i>International HCH & Pesticide Association</i>
Ineris	Institut national de l'environnement industriel et des risques
INRAE	Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement
INRS	Institut national de recherche et de sécurité
LCSQA	Laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air
LD	Limite de détection
LMR	Limite maximale de résidus
LNH	Lymphome non hodgkinien
LQ	Limite de quantification
NAIADES	Nappage et information des données sur les eaux de surface

NQE	Norme de qualité environnementale
OMS	Organisation mondiale de la santé
OQAI	Observatoire de la qualité de l'air intérieur
POP	Polluants organiques persistants
PPV	Phytopharmacovigilance
OMS	Organisation mondiale de la santé
PREPA	Plan national de réduction des émissions de polluants atmosphérique
PPP	Produits phytopharmaceutiques
PS/PC	Plans de surveillance et plans de contrôle
REACH	<i>Registration, evaluation, authorization and restriction of chemicals</i> (enregistrement, évaluation, autorisation et restriction des substances chimiques)
RMQS	Réseau de mesure de la qualité des sols
ROCCH	Réseau d'observation de la contamination chimique du milieu marin
SISE-EAUX	Système d'information des services Santé-Environnement Eau
UE	Union européenne
US EPA	<i>U.S. Environmental protection agency</i> (agence de protection de l'environnement des Etats-Unis)

Liste des tableaux

Tableau 1 : Identification du lindane (γ -HCH) (ATSDR 2024)	17
Tableau 2 : Propriétés physico-chimiques du lindane (ATSDR 2024; INRS 2014).....	18
Tableau 3 : Quantité de lindane utilisé dans le secteur agricole au niveau mondial entre 1950 et 2000 (Vijgen 2006)	19
Tableau 4 : NQE pour le HCH technique (numéro CAS 608-73-1) indiquées dans l'arrêté du 25 janvier 2010 modifié	26
Tableau 5 : Moyenne et maximum des concentrations (ng/m ³) mesurées dans les 10 communes où les niveaux moyens 2002-2022 ont été les plus élevés	38
Tableau 6 : Teneurs en lindane, en $\mu\text{g}/\text{kg}$, mesurées entre 2010 et 2022 dans les denrées alimentaires produites en France	54
Tableau 7 : Concentrations en lindane, en $\mu\text{g}/\text{kg}$, mesurées entre 2010 et 2022 dans les denrées alimentaires distribuées en France	54
Tableau 8 : Distribution des concentrations en lindane en ng/m ³ dans le cadre du projet ECOS-Habitat.....	56
Tableau 9 : Distribution des concentrations en lindane (en ng/m ³) dans l'air (phase gazeuse et particulaire PM _{2,5}) des écoles en France métropolitaine (d'après Dassonville <i>et al.</i> 2019)....	57
Tableau 10 : Concentrations en lindane en ng/m ³ dans l'air intérieur en phase gazeuse et particulaire, en 2011 dans 30 logements bretons (Blanchard <i>et al.</i> 2014).....	57
Tableau 11 : Distributions des concentrations en lindane (ng/m ³) quantifiés dans l'air des espaces de bureaux enquêtés (n = 30) (d'après Malingre <i>et al.</i> 2020).....	58
Tableau 12 : Limites de détection et de quantification, fréquences de détection et de quantification, et distributions des concentrations en lindane en ng/g recherchés dans les poussières de sacs d'aspirateur domestique (N= 3 581 991)	58
Tableau 13 : Distribution des concentrations en lindane (ng/g) dans les poussières déposées au sol des écoles en France (d'après Dassonville <i>et al.</i> 2019)	59
Tableau 14 : Distribution des concentrations en lindane (ng/g) dans les poussières déposées au sol des logements en France (d'après Ramalho <i>et al.</i> 2024b)	59
Tableau 15 : Concentrations en lindane en ng/g dans les poussières, en 2011 dans 30 logements bretons (Blanchard <i>et al.</i> 2014)	59
Tableau 16 : Concentrations en lindane rapportées dans la monographie du CIRC (2018)..	61
Tableau 17 : Concentrations en lindane rapportées dans le rapport de l'ATSDR (2024)	62
Tableau 18 : Corrélations observées entre les différents compartiments étudiés : sol, air, eaux	64
Tableau 19 : Études de biomonitoring de l'exposition au lindane réalisés sur la population française.....	70

Liste des figures

Figure 1 : Historique du lindane en France et en Europe	25
Figure 2 : Transferts environnementaux du lindane	35
Figure 3 : Évolution des concentrations moyennes annuelles, des limites de quantification et fréquence de quantification du lindane dans l'air extérieur en France, entre 2002 et 2022 (PhytAtmo)	37
Figure 4 : Médianes des concentrations annuelles, en ng/m ³ , par communes en France pour les sites disposant de données entre 2018 et 2022 (PhytAtmo)	40
Figure 5 : Évolution des concentrations moyennes et médianes annuelles, des limites de quantification et fréquence de quantification en lindane dans les eaux de surface en France, entre 2005 et 2022 (base NAIADES)	42
Figure 6 : Évolution temporelle des médianes et moyennes des concentrations en lindane mesurées dans les bivalves et les sédiments marins	44
Figure 7 : Médianes annuelles des concentrations en lindane mesurées dans les bivalves, par bassin	45
Figure 8 : Écarts des médianes des concentrations par bassin à la médiane nationale	46
Figure 9 : Évolution des concentrations moyennes et médianes annuelles, des limites de quantification et fréquence de quantification du lindane dans les sédiments, calculées sur les échantillons quantifiés, en µg/kg, en France, entre 2005 et 2022 (base NAIADES)	47
Figure 10 : Évolution des concentrations moyennes et médianes annuelles, des limites de quantification et fréquences de quantification du lindane dans les eaux souterraines en France, entre 2005 et 2022 (base ADES)	48
Figure 11 : Évolution des concentrations moyennes annuelles, des limites de quantification et fréquences de quantification du lindane dans les eaux destinées à la consommation humaine en France, entre 2007 et 2022 (base SISE-EAUX)	49
Figure 12 : Évolution des concentrations moyennes et médianes annuelles, des limites de quantification et fréquences de quantification du lindane dans les eaux destinées à la consommation humaine, calculées avec les échantillons quantifiés ($n = 101$) en France, entre 2007 et 2022 (base SISE-EAUX)	50
Figure 13 : Données de concentration de lindane à travers la France (Orton <i>et al.</i> 2013)	51
Figure 14 : Teneurs en lindane dans la partie superficielle des sols (GIS Sol, RMQS, 2013)	52
Figure 15 : Exposition humaine au lindane schématisée par les médias et voies d'exposition identifiées	67
Figure 16 : Concentrations en lindane mesurées dans des prélèvements de cheveux	73

1 Contexte, objet et modalités de réalisation de l'expertise

1.1 Contexte

Le lindane (gamma-hexachlorocyclohexane ou γ -HCH) est un insecticide organochloré utilisé à partir de la fin des années 1930 dans de nombreuses applications agricoles telles que le traitement des sols (maïs, betteraves, etc.), le traitement des semences (céréales, colza, lin etc.) et le traitement foliaire (arboriculture, cultures maraîchères, ornementales et fourragères). Il a également été employé pour la protection des bois d'œuvre (grumes, charpentes, meubles), en médecine vétérinaire pour le traitement antiparasitaire des animaux (gales, tiques, puces, poux) et en médecine humaine pour le traitement de la gale et des poux. Le lindane a été classé cancérogène pour l'Homme (groupe 1) par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) en 2018.

L'interdiction du lindane s'est échelonnée dans le temps en fonction des usages : il est interdit en France depuis le 1er juillet 1998 pour les usages en tant que phytopharmaceutique agricole et depuis le 1^{er} septembre 2006 pour les usages biocides (traitement du bois). La vente de produits pharmaceutiques contenant du lindane est quant à elle interdite depuis le 31 décembre 2007.

Malgré ces interdictions depuis de nombreuses années, le lindane est encore retrouvé dans l'environnement, notamment dans l'air extérieur. En effet, à l'occasion de la Campagne Nationale Exploratoire de mesure des Pesticides dans l'air ambiant (CNEP), le lindane a été quantifié dans près de 80 % des échantillons d'air prélevé sur 45 sites de mesure répartis sur le territoire métropolitain entre juin 2018 et juin 2019.

La persistance importante du lindane dans l'environnement, inscrit sur la liste des Polluants Organiques Persistants (POP) en 2004, justifie, malgré son interdiction, de continuer à étudier l'exposition des populations *via* les différents médias environnementaux et à identifier les mesures de gestion disponibles concernant les potentiels risques sanitaires encourus.

1.2 Objet de la saisine

Dans ce contexte, l'Anses s'est autosaisie pour réaliser un état des lieux du devenir du lindane dans l'environnement et analyser les données de concentrations dans les milieux environnementaux et les médias d'exposition.

Les axes de travail sont les suivants :

- identification des réservoirs de lindane, des motifs de persistance et des voies de transferts ;
- identification des médias et voies d'exposition.

Pour permettre de caractériser la contamination environnementale en lindane, les objectifs spécifiques sont :

- analyser les niveaux de concentration dans l'environnement et définir éventuellement des tendances temporelles ;
- analyser les données de biosurveillance ;
- identifier les limites et incertitudes liées à la mesure de lindane.

Cette étape est un prérequis indispensable à la réalisation d'éventuels travaux complémentaires à mener par l'Anses en vue d'émettre des recommandations en matière de prévention et de gestion.

1.3 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation

L'Anses a confié l'instruction de cette auto-saisine au groupe de travail *ad-hoc* (GT) « Lindane », rattaché au comité d'experts spécialisé « Évaluation des risques liés aux milieux aériens » (CES Air). Ce GT a été constitué après un appel à candidatures d'experts public.

Les travaux du GT se sont appuyés sur :

- une synthèse et une analyse critique de la littérature scientifique disponible (articles scientifiques, rapports institutionnels) ;
- les informations issues des dispositifs de surveillance de la phytopharmacovigilance (PPV) rassemblant notamment les bases de données environnementales ;
- des travaux complémentaires menés par un expert rapporteur ;
- des auditions d'experts.

Les travaux d'expertise du GT ont été soumis régulièrement au CES (tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques). Certaines parties du rapport ont été relues par deux experts rapporteurs. Le rapport produit par le GT tient compte des observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES et les deux relecteurs.

Ces travaux sont ainsi issus d'un collectif d'experts aux compétences complémentaires.

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – prescriptions générales de compétence pour une expertise ».

1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts

L'Anses analyse les liens d'intérêts déclarés par les experts avant leur nomination et tout au long des travaux, afin d'éviter les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre de l'expertise.

Les déclarations d'intérêts des experts sont publiées sur le site internet <https://dpi.sante.gouv.fr/>.

2 Caractérisation du lindane

Ce chapitre renseigne des informations sur le lindane, notamment ses propriétés physico-chimiques et ses usages passés, pour comprendre comment la population y est encore exposée. Une brève synthèse de sa toxicité est également rapportée. Enfin, un sous-chapitre dédié à la réglementation permet de dresser un état des lieux du statut réglementaire du lindane au regard des différentes conventions et de retracer l'historique de ses interdictions.

La collecte de données utiles à ce chapitre repose sur des éléments fournis dans la mise à jour de la monographie de l'ATSDR (2024) et de rapports institutionnels.

2.1 Identification de la substance

Le lindane (numéro CAS 58-89-9) est le nom commun de l'isomère gamma du 1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane (HCH). Il est à distinguer du HCH de qualité technique ou « HCH technique » (n°CAS 608-73-1) qui correspond à un mélange contenant essentiellement cinq isomères qui diffèrent au niveau de la structure chimique (Tableau 1) par la position spatiale (axiale ou équatoriale) des atomes de chlore autour du cyclohexane et qui apparaissent dans les proportions suivantes : 53 à 70 % d'alpha-hexachlorocyclohexane (ou α -HCH), 3 à 14 % de bêta-hexachlorocyclohexane (ou β -HCH), 11 à 18 % de gamma-hexachlorocyclohexane (ou γ -HCH), 6 à 10 % de delta-hexachlorocyclohexane (δ -HCH) et 3 à 5 % de epsilon-hexachlorocyclohexane (ou ϵ -HCH) (ATSDR 2024, Parlement Européen 2016).

Dans le présent document, le terme « lindane » correspond au γ -HCH présentant un degré de pureté minimum de 99 %.

Le lindane appartient à la famille chimique des hydrocarbures chlorés et au groupe des pesticides organochlorés (OC). Les autres pesticides de ce groupe sont notamment le dichloro-diphényl-trichloréthane (DDT), l'aldrine, la dieldrine, l'endrine, l'heptachlore, le chlordane et l'endosulfan.

Tableau 1 : Identification du lindane (γ -HCH) (ATSDR 2024)

synonymes	Lindane, gamma-benzène hexachloride, gamma-1,2,3,4,5,6-hexachloro-cyclohexane...
n° CAS	58-89-9
Formule chimique	$C_6H_6Cl_6$
Structure chimique	

Des études en laboratoire ont démontré la bio-isomérisation du lindane en α-, β- et δ-HCH, mais ce phénomène a été considéré comme non significatif dans l'environnement (Waluszewski 1993, d'après ATSDR 2024).

2.2 Propriétés physico-chimiques

Les propriétés physico-chimiques sont présentées dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Propriétés physico-chimiques du lindane (ATSDR 2024; INRS 2014)

Poids moléculaire	290,83 g/mol
État physique	Solide cristallisé
Point de fusion	112,5 °C
Point d'ébullition	323,4 °C à 1 013 hPa
Densité	1,89 à 19 °C
Solubilité dans l'eau	17 ppm 7,3 mg/L à 25 °C
Solubilité dans des solvants organiques	6,4 g/100 g dans l'éthanol 20,8 g/100 g dans l'éther 28,9 g/100 g dans le benzène
Coefficient de partage octanol-eau (Log K _{ow})	3,3 - 3,6
Coefficient de partage carbone organique-eau (Log K _{oc})	3 - 3,57
Constante de Henry	3,5 × 10 ⁻⁶ atm·m ³ /mol à 25°C
Pression de vapeur	4,4×10 ⁻³ Pa à 25 °C

Le lindane se présente sous la forme de cristaux blancs. Il est faiblement soluble dans l'eau et lipophile. Compte tenu de sa pression de vapeur et température d'ébullition, cette substance est considérée comme étant semi-volatile.

2.3 Usages

2.3.1 Production

La matière première utilisée pour la fabrication du lindane est le HCH technique. Le HCH technique est fabriqué par photochloration du benzène, qui produit un mélange de cinq isomères principaux (alpha, bêta, gamma, delta et epsilon). Le lindane est extrait et purifié de ce mélange d'isomères par cristallisation fractionnée pour produire un lindane pur à 99 %. Pour chaque tonne de lindane obtenue, environ 6 à 10 tonnes d'autres déchets d'isomères sont également obtenues (Vijgen 2006).

Le lindane a été produit dans de nombreux pays européens, tels que la République tchèque, l'Espagne, la France, l'Allemagne, le Royaume-Uni, l'Italie, la Roumanie et la Pologne, principalement des années 1950 aux années 1970 ou 1990. En Roumanie, la production s'est poursuivie jusqu'en 2006. Elle a également eu lieu dans d'autres pays, notamment en Argentine, en Azerbaïdjan, au Brésil, en Chine, au Ghana, en Inde, au Japon, en Russie et aux États-Unis. En 2011, il n'y avait plus qu'une seule usine encore en activité dans le monde, située en Inde, qui produisait du lindane à des fins pharmaceutiques (Vijgen *et al.* 2011).

2.3.2 Utilisations

Le lindane et le HCH technique ont été utilisés comme insecticides à large spectre, agissant par contact. Ils ont notamment été utilisés pour le traitement des semences (céréales, colza, lin...) et des sols (maïs, betteraves...), les applications foliaires (arboriculture, cultures maraîchères, ornementales et fourragères), le traitement des arbres et des bois d'œuvre (grumes, charpentes, meubles) et le traitement contre les ectoparasites dans des applications vétérinaires et humaines (Ineris 2005; OMS 1991).

L'International HCH & Pesticide Association (IHPA) a estimé que l'utilisation mondiale de lindane était d'environ 600 000 tonnes au cours de la période 1950-2000. La majeure partie de cette quantité, environ 450 000 tonnes au niveau mondial et 290 000 tonnes en Europe (Tableau 3), a été utilisée à des fins agricoles (Vijgen 2006). Dans une autre étude, Breivik *et al.* (1999) ont estimé qu'environ 400 000 tonnes de HCH technique et 81 000 tonnes de lindane ont été utilisées en Europe entre 1970 et 1996. En Europe, les 10 pays ayant utilisé le plus de lindane entre 1950 et 2000, représentant 96 % de l'utilisation totale, sont : la Tchécoslovaquie, l'Allemagne, l'Italie, la France, la Hongrie, l'Espagne, la Russie, l'Ukraine, la Yougoslavie et la Grèce. Il est cependant difficile d'obtenir des informations exactes parce que de nombreux pays ne possèdent pas de statistiques de production, de ventes et de consommation pour le lindane ou parce que certains fabricants considèrent ces informations comme leur propriété exclusive (Vijgen 2006).

Tableau 3 : Quantité de lindane utilisé dans le secteur agricole au niveau mondial entre 1950 et 2000 (Vijgen 2006)

Continent	Consommation (tonnes)
Europe	287 160
Asie	73 200
Amérique	63 570
Afrique	28 540
Océanie	1 032
Total	435 500

Autorisations de mise sur le marché en France

En France, 494 autorisations de mise sur le marché (AMM) ont été délivrées entre 1952 et 1996 pour des produits phytopharmaceutiques contenant du lindane seul ou avec d'autres

substances actives. Ils étaient indiqués pour le traitement des sols et des semences, en tant que répulsif ou insecticide, ainsi que pour une utilisation privée (jardins amateurs).

Concernant les médicaments humains, 7 AMM ont été octroyées entre 1981 et 1986 pour des spécialités contenant du lindane seul ou avec d'autres substances actives, à visée insecticide ou acaricide. Ces spécialités étaient sous forme de lotion/poudre pour application locale ou sous forme de crème. Les volumes de ventes sont connus pour seulement trois laboratoires pharmaceutiques. À titre informatif, pour la spécialité sous forme de poudre, un peu plus de 3 millions de flacons ont été vendus, majoritairement en officine, entre 1983 et 1993. Pour la crème, qui contenait 1 % de lindane, 95 175 tubes ont été vendus, uniquement en officine, entre 2002 et 2008, équivalent à environ 86 kg de lindane.

Concernant les médicaments vétérinaires, 8 AMM ont été délivrées entre 1985 et 1992. Les spécialités contenant du lindane seul ou avec d'autres substances actives étaient destinées aux animaux domestiques pour traiter des parasitoses externes chez le chien (sous forme de poudre) ou des affections auriculaires d'origine bactérienne, parasitaires ou fongique chez le chien ou le chat (solution pour instillation/lavage oculaire). Les volumes de vente ne sont pas connus car la transmission de ces données n'était pas obligatoire.

Le lindane avait été identifié comme une substance active biocide mais n'a jamais été soutenu par un pétitionnaire, comme indiqué dans l'Annexe III du règlement (CE) n°1048/2005 de la commission du 13 juin 2005. Par conséquent, les produits en contenant ont dû être retirés du marché au plus tard le 1^{er} septembre 2006, tel que fixé par ledit règlement. Les quantités annuelles déclarées par les metteurs sur le marché en France ne sont pas connues car il n'existe pas, avant 2006, de base déclarative des produits biocides.

2.3.3 Élimination des déchets

Lors de la production de lindane, un volume élevé de déchets contenant plusieurs isomères était généré. Initialement, ces déchets étaient stockés sur les sites de production, déversés dans des décharges, des carrières et même utilisés pour le remblayage des routes et comme matériaux de construction, contribuant à la pollution de l'environnement sur des distances plus ou moins longues. D'autres facteurs ont contribué à la pollution directe des sites de production : les rejets d'eaux usées, les déversements provenant des opérations de routine quotidiennes, y compris les déversements liés aux processus de production, les fuites des tuyaux de transport, le stockage, le chargement et le déchargement des produits chimiques et le stockage provisoire des déchets d'isomères HCH (Parlement Européen 2016).

La quantité globale de déchets d'isomères HCH encore présents dans le monde pourrait être comprise entre 1,7 et 4,8 millions de tonnes. Dans certains pays européens qui fabriquaient auparavant du lindane et du HCH technique (par exemple la France, l'Allemagne et l'Espagne), la quantité de déchets de HCH est estimée à des centaines de milliers de tonnes. Les lieux où sont stockés tous ces déchets ne sont pas connus précisément. L'inventaire des pesticides périmés, indésirables et proscrits établi en 1998 par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) recense un total de 2 785 tonnes de HCH de qualité technique, 304 tonnes de lindane et 45 tonnes de HCH non spécifiés éparpillées dans diverses décharges publiques d'Afrique et du Moyen-Orient (Vijgen 2006).

En France, neuf fabricants ont produit du lindane entre 1940 et 1980, avec une capacité de production totale de 1 800 tonnes/an. Concernant les quantités de déchets, seules des

informations relatives à l'un des fabricants sont disponibles (Parlement Européen 2016). Celui-ci a fabriqué du lindane à Huningue (Haut-Rhin) entre 1947 et 1974, produisant environ 100 000 tonnes de déchets de HCH sur cette période. L'usine a été fermée en 1976 et les bâtiments ont été démolis. Plusieurs milliers de tonnes de déchets de HCH et du béton chargé de déchets de HCH ont été enterrés dans le sol du site industriel. Cependant, la plus grande partie des déchets produits a été stockée dans 11 anciennes gravières.

En 1972-1973, environ 4 000 m³ de gravier ont été excavés du site industriel et utilisés sur des routes traversant les champs de Hagenthal-le-Bas et Hagenthal-le-Haut jusqu'à une communauté suisse. Le béton contaminé utilisé à Hagenthal-le-Bas contenait jusqu'à 750 g/kg de HCH. Par ailleurs, une station d'épuration a fonctionné sur le site de Huningue de 1981 à 2012. En 2013, des travaux de dépollution du site ont commencé, en enlevant les déchets de HCH mais le transfert des matériaux HCH excavés pour le transport maritime a généré des émissions de poussières de HCH sur l'autre rive du Rhin, dans la ville de Bâle (Suisse). En outre, des isomères de HCH ont été détectés dans le lait maternel et le lait de vache dans la région de Bâle. Les travaux de dépollution ont alors été interrompus, pour reprendre en 2015. Afin d'éviter de nouvelles émissions de poussières de HCH provenant des travaux d'assainissement, différentes mesures de précaution ont été mises en œuvre. Par exemple, des mesures régulières de l'air et de la poussière sont désormais effectuées sur le site et dans les zones environnantes. En outre, l'excavation des zones fortement contaminées ne se fait que sous grandes tentes étanches équipées d'un aspirateur, et l'air extrait est traité avec du charbon actif. Dans les zones moins contaminées, le sol est excavé sous de grandes hottes d'aspiration équipées de systèmes de filtration de l'air et, afin d'éviter la formation de poussière, la surface est recouverte d'un film de polymère dégradable lié à l'eau pour lier le sol et la poussière (Parlement Européen 2016).

2.4 Toxicité

Les données suivantes proviennent du portail des substances chimiques de l'Ineris¹ :

Chez l'animal, l'exposition chronique au lindane induit des effets neurotoxiques (perturbations du comportement, diminution de la vitesse de conduction nerveuse, hypersensibilité au toucher, comportement agressif, piloérection, posture voussée et hyperactivité motrice) associés à une accélération du catabolisme de la dopamine. Il entraîne des effets immunotoxiques avec une relation dose-effet dès 0,012 mg/kg/j et des effets hépatiques (augmentation significative des concentrations de cytochromes P450 et de la production de l'anion superoxyde dans les microsomes hépatiques, de l'activité superoxyde dismutase cytoplasmique et de la peroxidation lipidique).

Chez l'Homme, l'exposition chronique au lindane entraîne des effets neurotoxiques, avec une perturbation de l'électroencéphalogramme et des anomalies hématologiques (leucopénie, leucocytose, granulopénie, hyperéosinophilie lymphopénie, thrombopénie), cependant l'établissement d'une relation dose-réponse est difficile, en raison du manque de données. L'Inserm a conclu en 2013 et 2021 à des présomptions de preuves fortes entre la survenue de lymphomes non hodgkinien (LNH) et les expositions professionnelles des applicateurs et agriculteurs (Inserm 2021). Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a classé le lindane comme cancérogène pour l'Homme (groupe 1), sur la base de preuves suffisantes

¹ [Lindane \(58-89-9\) | PSC](#), consulté le 4 février 2025

concernant ce même cancer (LNH) (CIRC 2018). Le lindane pourrait agir comme un perturbateur endocrinien (ATSDR 2024) mais n'est pas classé comme tel au niveau européen.

2.5 Réglementations

2.5.1 Règlement (CE) n°1272/2008 dit « CLP »

Le lindane possède une classification harmonisée selon le règlement (CE) n°1272/2008 relatif à la classification, l'étiquetage et l'emballage des substances et des mélanges (CLP). Il est concerné pour les catégories de dangers pour la santé et pour l'environnement suivantes :

- Toxique en cas d'ingestion – toxicité aiguë (par voie orale), catégorie 3 – H301 ;
- Nocif par contact cutané – toxicité aiguë (par voie cutanée), catégorie 4 – H312 ;
- Nocif par inhalation – toxicité aiguë (par inhalation), catégorie 4 – H332 ;
- Peut être nocif pour les bébés nourris au lait maternel - Toxicité pour la reproduction, catégorie supplémentaire : effets sur ou via l'allaitement – H362 ;
- Risque présumé d'effets graves pour les organes à la suite d'expositions répétées ou d'une exposition prolongée – Toxicité spécifique pour certains organes cibles – exposition répétée, catégorie 2 – H373 ;
- Très toxique pour les organismes aquatiques – danger pour le milieu aquatique – toxicité aiguë, catégorie 1 – H400 ;
- Très toxique pour les organismes aquatiques, entraîne des effets néfastes à long terme ;
- Dangers pour le milieu aquatique – toxicité chronique, catégorie 1 – H410.

2.5.2 Conventions internationales

En raison de ses propriétés cancérogènes, persistantes, bioaccumulables et potentiellement perturbatrices du système endocrinien, le HCH technique et le lindane sont devenus des substances très surveillées à partir des années 1970. Divers accords et traités internationaux ont porté sur ces substances et de nombreux pays ont progressivement interdit ou restreint leur utilisation (dès 1970 pour l'HCH technique, puis entre 1980 et 1990 pour le lindane) (Parlement Européen 2016).

2.5.2.1 Convention de Rotterdam

Le lindane ainsi que les mélanges d'isomères du HCH ont été inscrits à l'Annexe III de la Convention de Rotterdam comme des « produits chimiques soumis à la procédure de consentement préalable en connaissance de cause ». Cette Convention est entrée en vigueur le 24 février 2004².

² Convention de Rotterdam <http://www.pic.int>, consulté le 1^{er} août 2024

2.5.2.2 Convention OSPAR³

Les isomères de l'HCH, incluant le lindane, ont été inclus dans la liste des produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires (mise à jour en 2005) de la Commission OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du nord-est. L'objectif de cette initiative est de réduire les niveaux de substances dangereuses dans l'environnement marin. La Convention OSPAR est entrée en vigueur le 25 mars 1998.

2.5.2.3 Convention de Stockholm

En 2009, le lindane, l' α -HCH et le β -HCH ont été inscrits à l'annexe A de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants (POP) afin de parvenir à l'élimination mondiale de ces substances. Cela signifie que la production et l'utilisation de ces substances ont été interdites à partir d'août 2010 dans tous les pays membres de la Convention de Stockholm, avec la possibilité d'une dérogation spécifique pour l'utilisation du lindane en tant que produit pharmaceutique destiné à la santé humaine contre les poux de tête et la gale en tant que traitement de deuxième intention. Cette dérogation a été appliquée dans certains pays (Canada, Chine, Nigeria, Sri Lanka) pour une durée de 5 ans maximum⁴ (Parlement Européen 2016). Aux États-Unis, par exemple, le lindane est toujours disponible et réglementé par la FDA (*Food and Drug Administration*) pour le traitement pharmaceutique de la gale (lotion à 1 % de lindane) et des poux (shampooing à 1 % de lindane), délivré uniquement sur ordonnance (US EPA 2002, d'après UNEP 2006). Ces deux utilisations sont commercialisées depuis 1947, mais elles ont été classées comme traitement de deuxième intention en 1995 après un examen par la FDA (ATSDR 2024). De même, au Canada, ce produit a principalement servi à traiter les cultures de colza et de maïs mais actuellement, seule l'utilisation à des fins de santé publique, pour le traitement des poux et de la gale, est autorisée (UNEP 2006). Toutes les exemptions spécifiques ont pris fin en 2019. Le site de la convention de Stockholm⁵ précise qu'aucune nouvelle inscription ne pouvait être effectuée à l'égard du lindane.

2.5.3 Interdictions en fonction des utilisations

En 1998, la Communauté Européenne a adopté le protocole à la convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance de 1979, relatif aux polluants organiques persistants, dans lequel le lindane était inclus dans la liste des « substances dont l'utilisation doit être limitée » figurant dans l'Annexe II. Cela signifie que les produits dans lesquels le lindane représentait au moins 99 % ne pouvaient être utilisés qu'aux fins suivantes⁶ :

1. Traitement des semences.
2. Applications sur le sol, suivies immédiatement d'une incorporation dans la couche arable.

³ Convention OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du nord-est, ainsi nommée en raison des conventions d'Oslo et de Paris d'origine (« OS » pour Oslo et « PAR » pour Paris) : <http://www.ospar.org/> consulté le 25 octobre 2024

⁴ <https://chm.pops.int/Implementation/Exemptions/SpecificExemptions/LindaneRoSE/tabid/5036/Default.aspx>, consulté le 17 décembre 2024

⁵ <https://chm.pops.int/Implementation/Exemptions/SpecificExemptions/LindaneRoSE/tabid/5036/Default.aspx>, consulté le 17 décembre 2024

⁶ Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance <http://www.unece.org/env/lrtap/> consulté le 1^{er} août 2024

3. Traitement curatif par des professionnels et traitement industriel du bois d'œuvre et des grumes.
4. Insecticide topique utilisé à des fins de santé publique et vétérinaires.
5. Application sur les jeunes plants par des moyens autres que l'épandage aérien, utilisation à petite échelle pour les pelouses ainsi que pour le matériel de reproduction en pépinière et les plantes ornementales tant à l'intérieur qu'à l'extérieur.
6. Applications intérieures dans l'industrie et les habitations.

2.5.3.1 Produits phytopharmaceutiques

Dans l'UE, l'utilisation de produits phytopharmaceutiques contenant du HCH avec moins de 99,0 % de lindane a été interdite dès 1979 par la Directive 79/117/CEE du 21 décembre 1978, concernant l'interdiction de mise sur le marché et d'utilisation des produits phytopharmaceutiques contenant certaines substances actives.

Concernant le lindane, celui-ci a fait l'objet d'une décision de la Commission du 20 décembre 2000 concernant sa non-inclusion dans l'annexe I de la Directive 91/414/CEE relative à la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques (PPP). Cela a entraîné le retrait des autorisations accordées aux PPP contenant cette substance active au plus tard 6 mois après l'acte de la Commission. Cette décision autorisait un « délai de grâce accordé par un État membre pour l'élimination, l'entreposage, la mise sur le marché et l'utilisation des stocks existants de produits phytopharmaceutiques contenant du lindane » de 18 mois maximum.

2.5.3.2 Produits biocides

Le lindane a été identifié en tant que substance active biocide, mais n'a jamais été soutenu par un pétitionnaire, selon l'annexe III du règlement (CE) n°1048/2005 de la Commission du 13 juin 2005. En conséquence, tous les produits contenant du lindane ont dû être retirés du marché au plus tard le 01/09/2006, tel que fixé par le règlement (CE) n°1048/2005 de la Commission du 13 juin 2005.

2.5.3.3 Produits pharmaceutiques

- Médicaments à usage humain et vétérinaire

Les États membres ont eu le droit d'autoriser l'emploi de HCH technique comme produit intermédiaire dans la fabrication de substances chimiques ainsi que celui de produits contenant au moins 99 % d'isomère gamma comme insecticides topiques, à des fins de santé publique et vétérinaire seulement, jusqu'au 31 décembre 2007 (CEEONU 2004).

En France, depuis 2008, plus aucune spécialité contenant du lindane n'est commercialisée.

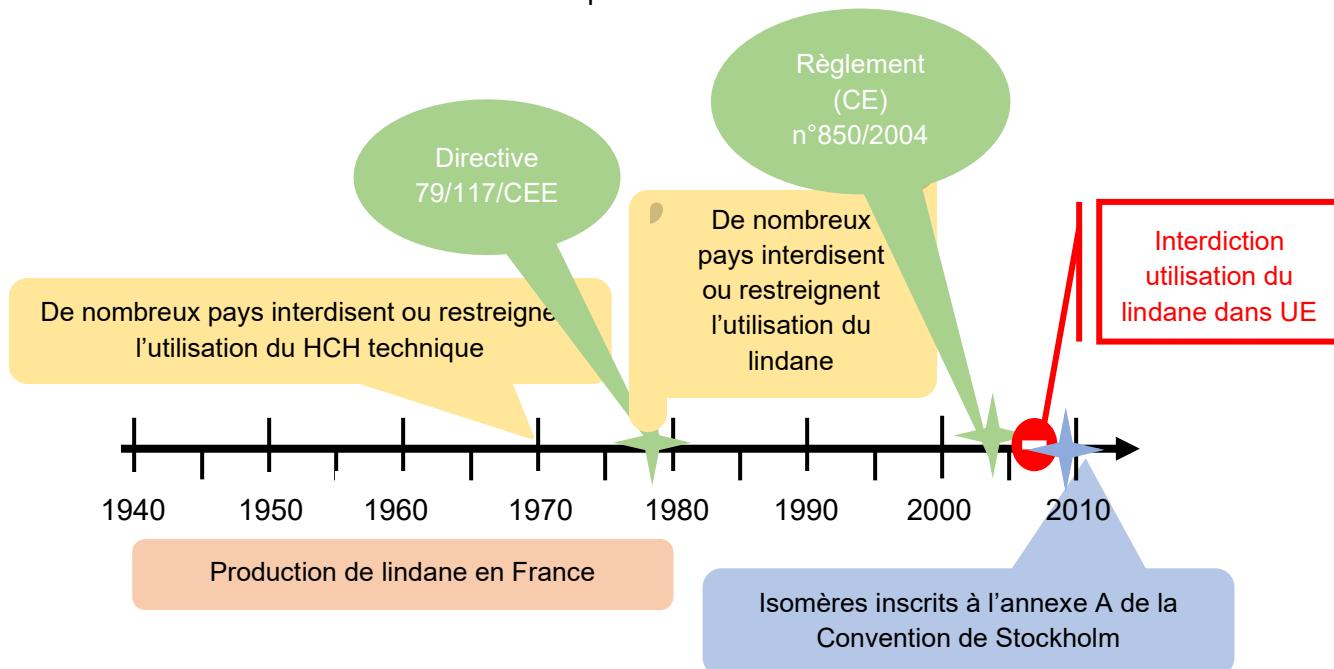
Toutes les autorisations de mise sur le marché ont été abandonnées par les titulaires d'AMM ou abrogées par l'Agence nationale des médicaments vétérinaires (ANMV) entre 2006 et 2009.

2.5.3.4 Fin des utilisations dans l'UE

En 2004, le règlement (CE) n° 850/2004 avait pour vocation notamment d'assurer la coordination et la cohérence entre l'application au niveau communautaire des dispositions des

conventions de Rotterdam, de Stockholm et de Bâle⁷ et la participation au développement de l'approche stratégique de la gestion internationale des produits chimiques (SAICM) dans le cadre des Nations Unies. Ce règlement concernant les polluants organiques persistants et modifiant la Directive 79/117/CEE a interdit toutes les utilisations du lindane, avec certaines dérogations qui ont expiré à la fin de 2007. Ainsi, depuis 2008, l'utilisation de ces substances n'est plus autorisée dans l'UE.

La Figure 1 retrace les dates-clés de la production puis de la gestion du lindane et des autres isomères du HCH en France et en Europe.



2.5.4 Dispositifs de surveillance dans les milieux environnementaux

2.5.4.1 Dans l'air

A l'heure actuelle, la surveillance des pesticides dans l'air n'est pas réglementairement imposée, ni en Europe, ni en France. Néanmoins, dans le cadre du plan national de réduction des émissions de polluants atmosphérique (PREPA) publié en 2022 (arrêté du 8 décembre 2022), un suivi pérenne national a été instauré en juillet 2021, après la campagne nationale exploratoire de mesures des résidus de pesticides (CNEP) dans l'air ambiant réalisée en 2018/2019. L'objectif est de suivre l'évolution temporelle du niveau de fond (hors situation de proximité ou influence directe d'une seule culture) des résidus de pesticides dans l'air ambiant. Soixantequinze substances, incluant le lindane, sont recherchées sur 18 sites de mesures, représentatifs des cultures locales et d'un bassin de vie.

⁷ Convention sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination (JO L 39 du 16.2.1993, p. 1)

2.5.4.2 Dans les eaux

- Eaux environnementales

La mise en œuvre, sur le territoire français, de la Directive européenne 2000/60/CE, appelée Directive-cadre sur l'eau (DCE), est définie dans le code de l'environnement et des arrêtés d'application. En particulier, l'arrêté du 25 janvier 2010 modifié établit le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R.212-22 du code de l'environnement. À ce titre, le lindane fait l'objet d'une surveillance dans les eaux de surface et souterraines, dont les résultats sont rapportés dans les bases de données NAIADES et ADES, respectivement.

Afin de prévenir et réduire la pollution des eaux environnementales, les concentrations dans le milieu sont comparées à une Norme de Qualité Environnementale (NQE), définie comme la « concentration d'un polluant ou d'un groupe de polluants dans l'eau, les sédiments ou le biote qui ne doit pas être dépassée, afin de protéger la santé humaine et l'environnement ».

Pour l'évaluation de l'état chimique des eaux, les NQE sont déterminées au niveau européen, par la Commission et en consensus avec les États Membres de l'Union Européenne. La liste des substances prioritaires et les NQE qui y sont associées sont revues tous les 4 ans. Une seconde Directive fille de la DCE (2013/39/EC), révisant la DCE (2000/60/EC) et la première Directive fille déterminant les NQE pour les eaux de surface (2008/105/EC), a été publiée le 12 août 2013. Ces NQE sont transposées dans l'arrêté du 27 juillet 2018 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement. Elles sont établies non pas pour le lindane, mais le HCH technique correspondant à un mélange des isomères du HCH, identifiée comme substance dangereuse prioritaire (Tableau 4).

Tableau 4 : NQE pour le HCH technique (numéro CAS 608-73-1) indiquées dans l'arrêté du 25 janvier 2010 modifié

NQE-MA ⁽¹⁾ Eaux de surface intérieures ⁽²⁾	NQE-MA ⁽¹⁾ Eaux côtières et de transition	NQE-CMA ⁽³⁾ Eaux de surface intérieures ⁽²⁾	NQE-CMA ⁽³⁾ Eaux côtières et de transition	NQE Mollusques ⁽⁴⁾
0,02 µg/L	0,002 µg/L	0,04 µg/L	0,02 µg/L	0,28 µg/kg

⁽¹⁾Ce paramètre est la norme de qualité environnementale exprimée en valeur moyenne annuelle (NQE-MA). Il s'applique à la concentration totale de tous les isomères.

⁽²⁾Les eaux de surface intérieures comprennent les rivières, les lacs et les masses d'eau artificielles ou fortement modifiées qui y sont reliées.

⁽³⁾Ce paramètre est la norme de qualité environnementale exprimée en concentration maximale admissible (NQE-CMA).

⁽⁴⁾Valeurs Guides Environnementales proposées par l'Ifremer pour l'évaluation de l'état chimique des eaux littorales.

- Eaux littorales

Il existe une surveillance des contaminants dans les eaux littorales depuis 1979, dans le cadre du réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO), devenu en 2007 le réseau d'observation de la contamination chimique du milieu marin (ROCCH), et coordonné par l'Ifremer. Le lindane fait partie des pesticides mesurés, car inscrit sur une liste prioritaire

établie dans le cadre de la Convention d'OSPAR, à partir de critères tels que la toxicité et la rémanence.

- Eaux destinées à la consommation humaine (EDCH)

Le suivi des pesticides est encadré au niveau européen par la Directive 2020/2184 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, transposée en droit français depuis janvier 2023 (code de la santé publique et arrêtés d'application). En particulier, l'arrêté du 11 janvier 2007 modifié relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique, fixe des limites de qualité pour les EDCH pour les substances actives de pesticides et leurs métabolites pertinents : 0,1 µg/L par substance individuelle et 0,5 µg/L pour la somme des pesticides et métabolites pertinents.

Leur suivi est assuré par les Agences régionales de santé dans le cadre du contrôle sanitaire. Les résultats sont intégrés dans la base de données SISE-EAUX.

L'arrêté du 11 janvier susmentionné fixe aussi des limites de qualité pour les eaux brutes utilisées pour la production d'eau, indiquées dans son annexe II. La valeur limite pour les pesticides et leurs métabolites pertinents est de 2 µg/L par substances individuelles et de 5 µg/L pour la somme.

Par ailleurs, l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) a publié quatre éditions des Directives sur la qualité de l'eau de boisson (en 1983–1984, 1993–1997, 2004 et 2011–2022), qui ont fait suite aux Normes internationales relatives à l'eau de boisson de l'OMS, publiées en 1958, 1963 et 1971. Dans ces Directives, l'OMS propose des valeurs guides pour divers contaminants chimiques, entre autres. Une valeur guide correspond à la concentration d'un constituant pour laquelle le risque encouru par le consommateur, en supposant qu'il consomme l'eau concernée pendant la totalité de sa vie, ne dépasse pas le risque tolérable pour la santé. Les valeurs guides protègent ainsi la population générale sur la durée d'une vie humaine.

Pour le lindane, la valeur guide proposée depuis 1993 par l'OMS pour l'eau de boisson est de 2 µg/L.

2.5.4.3 Dans les sols

La surveillance des pesticides dans les sols n'est pas règlementairement requise. Néanmoins, depuis 2000, le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) répond à des objectifs d'évaluation et de suivi à long terme de la qualité des sols de France. Ce réseau repose sur le suivi de 2 240 sites répartis uniformément sur le territoire français (métropole et Outre-Mer), selon une maille carrée de 16 km de côté. Des prélèvements d'échantillon de sols, des mesures et des observations sont effectués tous les 15 ans au centre de chaque maille. Il n'y a pas de valeurs guides ou de valeurs limites associées.

2.5.4.4 Dans les aliments

Le dispositif européen de surveillance des produits phytosanitaires dans les denrées alimentaires d'origine animale et végétale répond à l'une des missions de l'Autorité européenne de sécurité des aliments (Efsa) établie par le règlement (CE) N° 178/2002, à

savoir la collecte de données en vue de mesurer l'exposition du consommateur à ces résidus et d'identifier les risques émergents. Ce dispositif est cadre par les réglementations suivantes :

- la Directive 96/23/CE qui impose aux États membres de l'Union européenne de réaliser des plans de contrôle et de surveillance des résidus chimiques (plus particulièrement des produits phytosanitaires) dans les denrées alimentaires d'origine animale. Depuis 1997, la France organise des plans de contrôle selon cette exigence réglementaire et transmet annuellement les résultats à la Commission ;
- les différents règlements d'exécution (CE) (N° 788/2012 - N° 400/2014 - N° 2015/595) qui concernent le programme de contrôle, pluriannuel et coordonné pour les années 2013 à 2018. Ces règlements listent les couples substances actives/denrées alimentaires à rechercher durant cette période. Ces dispositions sont destinées à vérifier le respect des teneurs maximales en résidus de pesticides dans ou sur les denrées alimentaires d'origine végétale et animale, et à évaluer l'exposition du consommateur à ces résidus.

De plus, des limites maximales applicables aux résidus (LMR) de pesticides, présents dans ou sur les denrées alimentaires et les aliments pour animaux d'origine végétale et animale, sont fixées par le règlement (CE) N° 396/2005. Ces LMR établies pour chaque substance dans les denrées alimentaires correspondent aux niveaux supérieurs de résidus de pesticides légalement admis dans ou sur les aliments destinés à l'alimentation humaine ou animale (Bulletin épidémiologique, santé animale et alimentation no77/Numéro spécial – Surveillance sanitaire des aliments et Efsa⁸).

Pour le lindane, les LMR ont été définies dans le règlement (CE) N° 149/2008 puis revues dans le règlement (CE) 2017/978, applicable depuis le 4 janvier 2018. Elles sont consultables sur le site de la Commission Européenne⁹. À titre d'exemple, la LMR du lindane dans les fruits et légumes est de 0,01 mg/kg.

⁸ [Pesticides | EFSA](#), consulté le 27 janvier 2025

⁹ [EU Pesticides Database - MRLs - Pesticide residue\(s\) and maximum residue levels \(mg/kg\)](#), consulté le 27 janvier 2025

3 Généralités sur le devenir du lindane dans l'environnement

Ce chapitre, qui présente des généralités sur le comportement et le devenir du lindane dans les différents milieux de l'environnement, repose essentiellement sur les informations disponibles sur le portail des substances chimiques de l'Ineris¹⁰ et dans la monographie de l'ATSDR (2024), mise à jour pendant l'instruction de ces travaux d'expertise. L'audition d'une experte sur les transferts environnementaux des pesticides a également permis d'étayer cette partie du rapport.

3.1 Sources de contamination historiques / anthropiques

La production et l'utilisation de lindane en tant que substance phytopharmaceutique et biocide a entraîné une contamination de l'ensemble des compartiments de l'environnement.

Lorsque le lindane était encore utilisé, la volatilisation dans l'atmosphère après son application pouvait être importante. Une étude canadienne a estimé que 12 à 30 % du lindane appliqué par un traitement de semence se volatilisait dans les six semaines post-traitement (Waite *et al.* 2001, d'après ATSDR 2024). D'autres ont montré un taux de volatilisation jusqu'à 54 % en 24 h depuis le couvert végétal de tournesol et betteraves traités (Neururer et Womastek 1991, d'après ATSDR 2024). Du lindane pouvait également directement être émis dans l'air lors du traitement par pulvérisation (dérive de pulvérisation), lors de sa production industrielle et son utilisation en tant que produit biocide, ou encore par volatilisation depuis des charpentes traitées par exemple.

3.2 Transferts

Entre l'atmosphère et le sol et les eaux : la contamination actuelle de l'atmosphère est liée à la contamination historique des sols (Degrendele *et al.* 2016; Orton *et al.* 2013) et des sites industriels et de gestion des déchets. La contamination se fait par volatilisation et par l'érosion éolienne de particules de sol. L'humidité du sol et la température influencent fortement la volatilisation du lindane depuis le sol.

Dans des tests effectués en laboratoire, les demi-vies de volatilisation du lindane à partir des surfaces de sol et de plantes d'avoine ont été estimées à 2,3 à 24,8 et 0,29 à 0,73 jours, respectivement (Dörfler *et al.* 1991b, d'après ATSDR 2024). Les demi-vies étaient plus longues sur les sols sableux secs que sur les sols tourbeux secs ; cependant, lorsque de l'humidité était ajoutée aux sols, la demi-vie s'allongeait dans le cas du sol tourbeux alors qu'elle se raccourcissait dans le cas du sol sableux tandis que des températures plus chaudes réduisaient la demi-vie dans toutes les conditions de sol et d'humidité (Dörfler *et al.* 1991a, d'après ATSDR 2024). Cet effet de la teneur en eau du sol en fonction du type de sol a été observé en conditions réelles par Glotfelty *et al.* (1984) en comparant la volatilisation du lindane depuis un sol limon argileux (plutôt humide) avec celle depuis un sol sableux, ce dernier pouvant plus s'assécher, notamment par manque de remontées capillaires. À noter

¹⁰ [Lindane \(58-89-9\) | PSC](#)

qu'un effet de la rosée a été observé pour d'autres composés, qui en réhumidifiant la couche de surface du sol, relance la volatilisation de certains pesticides. Les auteurs précisent que l'adsorption qui se met en place en sol sec pour certains composés dont le lindane est réversible en cas de réhumectation. L'interprétation de cet effet de l'humidité du sol sur la volatilisation repose sur une modification de l'adsorption du composé dans le sol, qui influence la disponibilité du composé pour sa volatilisation.

Ainsi, la saturation du sol en eau conduit à une augmentation de la volatilisation du lindane (Samuel et Pillai 1990, d'après ATSDR 2024), ainsi qu'une humidité du sol menée à la capacité au champ (Cherif et Wortham 1997). Concernant l'effet de la température, une augmentation de six fois de la volatilisation du lindane à partir du sol a été observée dans des expériences de laboratoire lorsque la température est passée de 15 à 45°C. Il faut noter que les effets de la température et de l'humidité du sol peuvent se croiser, une augmentation de la température pouvant assécher le sol en surface et jouer alors sur l'adsorption du composé. Il serait intéressant d'explorer la propension du lindane à s'adsorber en conditions de sol sèches. La vitesse du vent influence également la volatilisation dans des expérimentations menées en tunnels de ventilation après une application de lindane commercial (Waymann et Rudel 1995).

La volatilisation du lindane depuis les eaux de surface ne semble en revanche pas être une source majeure de contamination de l'atmosphère d'après l'ATSDR (2024), bien que le lindane ait une pression de vapeur et une constante de Henry relativement élevées par rapport à de nombreux autres insecticides organochlorés. Mackay et Leinonen (1975) (d'après ATSDR 2024) ont calculé des pertes théoriques de plusieurs pesticides à partir de solutions aqueuses saturées et ont prédit une cinétique de transfert de 191 jours pour le lindane. Cependant, certaines études rapportent une possible revolatilisation du lindane depuis les eaux de surface dans certaines conditions (Bidleman *et al.* 2015; Lin *et al.* 2015). La volatilisation du lindane depuis les eaux de surface pourrait devenir plus importante avec le réchauffement climatique (augmentation des températures, diminution de la couverture de glace dans la région arctique) (Wong *et al.* 2021, d'après ATSDR 2024).

Le lindane peut être transféré de l'atmosphère vers le sol et les eaux de surface par dépôts humides et dépôts secs. Au Canada dans la région centrale du Saskatchewan, où le lindane avait été utilisé pour le traitement des semences dans un champ de colza, le flux de dépôt sec de lindane variait de < 29 à 2 203 ng/m²/jour à l'échelle locale, et la quantité de lindane dans les précipitations au cours de la même période variait de <10 à 200 ng/L (Waite *et al.* 2001, d'après ATSDR 2024). Les auteurs précisent que cette contamination de l'atmosphère peut concerner une contamination d'écosystèmes par dépôts secs et humides à des échelles régionales. En effet, à une échelle plus globale, des flux d'échange air-mer de 17 ng/m²/jour ont été estimés au-dessus du nord-ouest de l'océan Pacifique, confirmant que les océans peuvent constituer une réserve importante de lindane (Wu *et al.* 2020, d'après ATSDR 2024). À proximité de la mer Baltique méridionale, Wiberg *et al.* (2001) a estimé que le flux de dépôt sec de lindane variait de 0,9 à 32,6 ng/m²/jour sur une période s'étendant de juin à août 1997. Les variations saisonnières ont entraîné des taux de dépôt sec plus faibles pendant les mois d'hiver. Dans les échantillons collectés entre février et mars 1998, le flux de dépôt sec variait de 3,4 à 14,1 ng/m²/jour (Wiberg *et al.* 2001, d'après ATSDR 2024). Dans le sud de la Suède, des données plus récentes et postérieures à l'interdiction du lindane montrent que le lindane est détecté dans plus de 75 % des échantillons collectés sur la période 2012-2015 (Kreuger et Lindström 2019), avec des dépôts moyens compris entre 0,1 et 1 µg/m²/an (soit de 0,27 à 2,7 ng/m²/j).

Entre le sol et les eaux et les sédiments : les eaux souterraines peuvent être contaminées par lixiviation, même si ce phénomène semble de moindre ampleur. En effet, à l'exception des sols pauvres en matières organiques, l'adsorption du lindane aux particules du sol est généralement un processus de partitionnement plus important que la lixiviation vers les eaux souterraines. Cependant, les sédiments des eaux souterraines, qui ont une faible teneur en carbone organique (< 0,1 %), ne sont pas suffisants pour adsorber le lindane au point de prévenir la contamination des eaux souterraines (Nordmeyer *et al.* 1992, d'après ATSDR 2024).

Dans l'eau, le lindane peut être présent à la fois sous forme dissoute dans la colonne d'eau et adsorbé sur les matières en suspension. Cependant, en raison de sa faible solubilité dans l'eau et de son affinité pour les matières organiques, il a tendance à être majoritairement adsorbé sur les matières en suspension et à s'accumuler dans les sédiments, surtout dans les environnements à forte charge particulaire.

Son comportement dépend de plusieurs facteurs, notamment :

- la concentration de matières en suspension : plus elles sont abondantes, plus l'adsorption est favorisée ;
- la salinité et le pH : qui influencent la répartition entre phase dissoute et particulaire ;
- la température : qui peut moduler son adsorption et sa volatilisation.

Ainsi, dans une eau claire avec peu de particules, une proportion plus importante de lindane restera dissoute, tandis que dans une eau turbide, il sera principalement associé aux matières en suspension et finira par sédimenter.

Entre l'atmosphère, le sol et les plantes : il a été observé en conditions expérimentales que l'absorption par les plantes pouvait être une autre voie de transfert du lindane de l'atmosphère, comme observé dans des conditions expérimentales avec de la laitue, de la romaine et des feuilles d'ail (Yang *et al.* 2007, d'après ATSDR 2024). Pour les plantes, l'Ineris indique que l'absorption concerne principalement les sols riches en matières organiques. Le lindane est essentiellement retrouvé dans les racines, comparativement aux feuilles et aux fruits (OMS 1991). Par exemple, les concentrations en lindane mesurées dans les carottes sont supérieures à celles mesurées dans les choux-fleurs, les épinards et les salades (Wauchope *et al.* 1992).

3.3 Transports

Dans l'atmosphère : le lindane est une substance semi-volatile, avec une pression de vapeur de $4,4 \times 10^{-3}$ Pa à 25 °C. Selon les conditions, le lindane peut théoriquement exister dans l'atmosphère dans les deux phases gazeuse et particulaire, les températures élevées pouvant favoriser sa répartition en phase gazeuse. Dans la publication de Scheyer *et al.* (2008), le lindane a été détecté dans les deux phases, avec toutefois une plus grande affinité de la substance pour la phase gazeuse. Les auteurs ont montré une influence de la température, l'humidité relative et la concentration totale de particules en suspension (*Total Suspended Particulates - TSP*) sur la répartition du lindane entre les deux phases lorsque les trois paramètres sont considérés de façon combinée. Dans d'autres études, le lindane a été observé principalement, voire exclusivement, en phase gazeuse (Degrendele *et al.* 2016;

Granier et Chevreuil (1997); LCSQA 2009). À noter toutefois que les méthodes de prélèvement employées dans ces études peuvent conduire à des incertitudes quant à la partition du lindane dans les phases gazeuses et particulaires (prélèvement actif sur plusieurs jours).

Du fait de sa relative volatilité et de sa persistance dans l'air (demi-vie variant de quelques semaines à plusieurs années), le lindane a la capacité d'être transporté sur de longues distances.

Le transport atmosphérique du lindane depuis des pays dans lesquels il a été plus récemment interdit pourrait également être une source de contamination de l'atmosphère en France. Semeena et Lammel (2005) ont montré, à partir d'une étude de modélisation, l'existence du phénomène atmosphérique « d'effet sauterelle » (cycle de volatilisation-transport-dépôt) pour le lindane qui génère un transport longue distance pour des composés semi-volatils et lentement dégradable comme le lindane.

Aux États-Unis, les données de surveillance ont rapporté des distances de transport de presque 10 000 km pour le lindane (Shen *et al.* 2004, d'après ATSDR 2024). Plusieurs études signalent la capacité de ces substances à se distribuer à l'échelle mondiale (ATSDR 2024). Le lindane a été mesuré dans l'air en Arctique jusqu'à récemment (2018), mais les concentrations diminuent en raison de la baisse des émissions mondiales et de l'interdiction de son utilisation (Wong *et al.* 2021, d'après ATSDR 2024).

La température de l'air et la saison influencent le transport du lindane. Il a par exemple été observé que le lindane se déplaçait avec l'air chaud pendant les mois d'été depuis le sud des États-Unis (ou des zones encore plus au sud) vers la région des Grands Lacs (Hoff *et al.* 1992, d'après ATSDR 2024).

Dans les eaux : le lindane est plus soluble dans l'eau que certains autres pesticides organochlorés, bien que sa solubilité reste relativement faible (7,3 mg/L à 25°C). Il peut donc se solubiliser dans les masses d'eau et être transporté à travers les cours d'eau, lacs, rivières et océans, influencé par les courants, la turbulence et les échanges entre l'eau et les sédiments. Les usages même sur des longues distances sont aussi à prendre en compte (au niveau de l'Arctique Canadien, les niveaux de HCH sont plus élevés à l'ouest contrairement aux autres POP, et l'hypothèse émise est relative aux usages asiatiques) (ATSDR 2024).

Les concentrations de contaminants dans la colonne d'eau sont fortement influencées par leur dépôt et leur transport *via* l'air et l'eau, et par la charge historique des réservoirs océaniques en amont dans l'océan Arctique occidental (ATSDR 2024).

Dans le sol : le lindane est fortement adsorbé à la matière organique, avec des valeurs de Koc variant de 1080 à 7000 L/kg (portail des substances chimiques de l'Ineris 2024). Par conséquent, le lindane a une mobilité très faible dans les sols riches en matière organique, et plus élevée dans les sols pauvres en matière organique.

3.4 Dégradation

Dans l'atmosphère : le lindane est dégradé dans l'atmosphère par réaction avec des radicaux hydroxyles produits photochimiquement. La vitesse de cette réaction n'est cependant pas très rapide, et tous les isomères du HCH ont des durées de vie atmosphériques relativement

longues. La demi-vie de dégradation est influencée par la concentration dans l'air en radicaux hydroxyles. Les résultats d'une étude en chambre dans des conditions atmosphériques suggèrent que la durée de vie troposphérique du lindane vis-à-vis des radicaux OH est d'environ 20 jours (Vera *et al.* 2015). Les temps de demi-vie rapportés dans la littérature varient de 17 semaines (Portail des substances chimiques de l'Ineris, 2024) à plusieurs années dans des endroits où la concentration de radicaux hydroxyles dans l'atmosphère est très faible.

Cortes et Hites (2000) (d'après ATSDR 2024) ont estimé que la demi-vie moyenne du lindane dans la région des Grands Lacs variait de 3 à 4 ans. Les demi-vies calculées sur la base de mesures de l'air en Arctique variaient de 4,4 à 10 ans (Wong *et al.* 2021, d'après ATSDR 2024).

Étant donné que le lindane n'absorbe pas la lumière, la photolyse directe dans l'atmosphère ne devrait pas être un processus important de dégradation environnementale (ATSDR 2024).

Dans les eaux : la biodégradation est considérée comme le processus de dégradation dominant du lindane dans les systèmes aquatiques. Sous des conditions anaérobies (absence d'oxygène), par exemple dans des sédiments profonds, la dégradation microbienne peut être plus rapide que dans des conditions aérobies (ATSDR 2024).

L'hydrolyse n'est pas considérée comme un processus de dégradation important pour le lindane dans les environnements aquatiques sous des conditions de pH neutre. Cependant, sous des conditions alcalines, le lindane est hydrolysé assez rapidement. La photolyse directe dans l'eau n'est pas non plus un processus important de dégradation environnementale. Cependant, la photolyse indirecte, où un agent photosensibilisant peut absorber la lumière et ensuite transférer son énergie d'excitation au HCH, peut se produire. Les acides humiques et fulviques sont des agents photosensibilisants bien connus et sont pratiquement omniprésents dans les eaux naturelles (ATSDR 2024). Mill (1999) a estimé que la demi-vie de photolyse indirecte du HCH dans les eaux naturelles est d'environ 270 jours (d'après ATSDR 2024).

Différentes valeurs de demi-vie ont été estimées pour le lindane : 11 ans à un pH de 8 et une température de 20°C dans l'eau de mer ; 42 ans à un pH de 7,6 et une température de 5°C dans le lac Huron, et 110 ans à un pH de 8 et une température de 0°C dans l'océan Arctique (Parlement européen 2016). Zoeteman *et al.* (1980) ont estimé les demi-vies du lindane dans les rivières, les lacs et les eaux souterraines à partir des données de dégradation dans ces environnements à 3-30, 30-300 et >300 jours, respectivement (d'après ATSDR 2024). D'après l'OSPAR (2002), les océans constituent des réservoirs importants d'isomères du HCH. Il a été estimé par modélisation qu'environ 20 % des isomères du HCH présents dans l'environnement se trouvaient dans la couche de surface des océans (75 ou 200 premiers mètres).

Dans le sol : le lindane dans le sol ou les sédiments est principalement dégradé par la biodégradation. Comme pour l'eau, la photolyse et l'hydrolyse ne sont pas considérées comme des voies de dégradation importantes du lindane et des autres isomères ; à l'exception de l'hydrolyse dans des conditions alcalines (ATSDR 2024). Le lindane se dégrade très lentement par action microbienne, avec une demi-vie calculée dans le sol de 980 jours dans des conditions aérobies en laboratoire. La dégradation est plus rapide en conditions anaérobies qu'en présence d'oxygène. Les produits de dégradation possibles sont le pentachlorocyclohexène, le 1,2,4-trichlorobenzène et le 1,2,3-trichlorobenzène (US EPA 2006).

3.5 Bioaccumulation

Le lindane a un potentiel faible à modéré de bioaccumulation : les données disponibles rapportent une absorption limitée du lindane par les plantes et les organismes terrestres depuis les sols et une bioaccumulation plus importante pour les organismes aquatiques (ATSDR 2024). Pour ces derniers, les valeurs de facteurs de bioconcentration (BCF) rapportés par l'Ineris varient de 180 à 2100 dans les différentes espèces de poissons, et de 13 à 170 dans les différents mollusques. Aucune valeur de BCF pour les organismes terrestres n'a été identifiée par l'Ineris.

Les concentrations chez les mammifères marins sont trouvées à des niveaux équivalents ou même supérieurs à certains des contaminants plus hydrophobes comme les polychlorobiphényles (PCB) et le DDT (ATSDR 2005).

D'après l'ATSDR (2024), le lindane et les autres isomères ne semblent pas subir de bioamplification importante dans les chaînes alimentaires terrestres, bien qu'il existe un potentiel modéré de transfert du lindane vers les tissus animaux à la suite de l'ingestion de sol ou de feuillage contaminé (Wild et Jones 1992, d'après ATSDR 2024). Clark *et al.* (1974) ont trouvé que les niveaux de lindane dans le tissu adipeux des bovins étaient dix fois plus élevés que dans leur alimentation (0,002 mg/kg) (d'après ATSDR 2024). Szokolay *et al.* (1977) ont examiné l'accumulation relative du lindane dans la chaîne alimentaire en République Tchèque. Des résidus de lindane plus faibles ont été trouvés dans les tissus des animaux (poulets, moutons, pigeons) se nourrissant exclusivement de matière végétale, tandis que les carnivores avaient des concentrations plus élevées (d'après ATSDR 2024).

3.6 Devenir dans les environnements intérieurs

La contamination des environnements intérieurs par le lindane peut résulter :

- de transferts depuis les environnements extérieurs, que ce soient l'air ou les particules de sols ;
- des usages historiques du lindane comme biocide pour le traitement du bois (charpentes, planchers, meubles), des textiles, et dans une moindre mesure comme insecticide ou comme produit antiparasitaire (produits anti-poux). Le lindane absorbé sur des surfaces/matiériaux intérieurs peut être relargué progressivement dans l'air et les poussières.

Jalaber *et al.* (2021) ont réalisé une analyse des déterminants de la présence de lindane dans l'air intérieur et les poussières déposées d'écoles en France. Cette étude, réalisée à partir des données de la campagne nationale école (CNE) de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI¹¹), montre que la présence de lindane dans les écoles est liée d'une part à l'environnement extérieur, et plus précisément à la présence de terres agricoles à moins de 2 km, et d'autre part à l'ancienneté du bâtiment (possibles traitements anciens du bois). La présence de tapis, moquettes et l'absence de faux plafond ont également été associés à des concentrations intérieures plus élevées de lindane. Un renouvellement d'air plus élevé et une fréquence de nettoyage du sol et du mobilier font en revanche diminuer les concentrations en lindane.

¹¹ OQAI devenue l'Observatoire de la qualité des environnements intérieurs (OQEI) depuis le 1^{er} janvier 2024

Par ailleurs, une investigation réalisée dans une école sur la commune de Chenove avait mis en cause la charpente comme source de contamination de l'air intérieur (Afsset 2009).

3.7 Synthèse des transferts environnementaux

Les différents transferts environnementaux du lindane sont synthétisés dans la Figure 2, qui met en évidence un cycle de contaminations qui implique l'ensemble des compartiments.

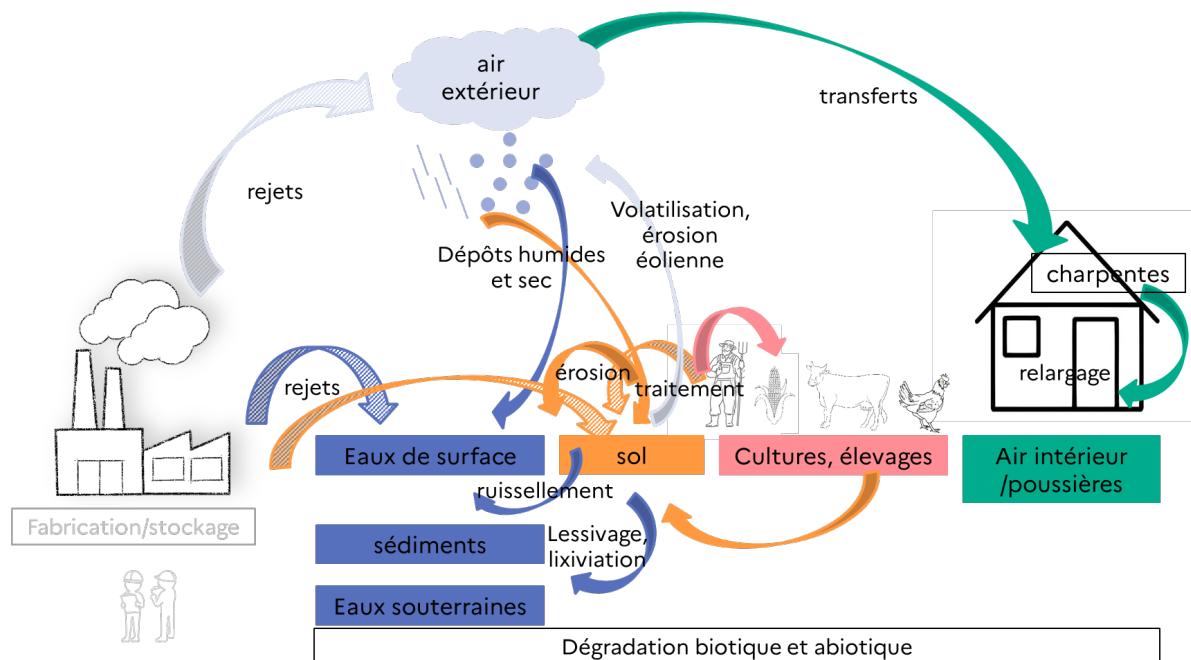


Figure 2 : Transferts environnementaux du lindane

Les transferts liés à des usages passés comme la fabrication, le stockage et le traitement des semences sont représentés par des flèches hachurées car ne se produisent plus actuellement.

4 Contamination des milieux en France

Ce chapitre dresse un bilan des données de contamination par le lindane dans les milieux environnementaux en France (air, eau, sol, poussières, alimentation). Afin de situer la contamination en France par rapport à d'autres pays, des comparaisons des niveaux de concentration français et européens ou internationaux ont été effectuées. Par ailleurs, une analyse des interrelations spatiales de la contamination des sols, eaux de surface, et de l'air a été menée par un expert rapporteur et vient compléter ce chapitre. L'objectif de cette analyse est d'identifier des potentiels réservoirs environnementaux de lindane et la contribution des voies de transfert principales qui contrôlent la dispersion du contaminant en France.

La majeure partie de ce chapitre provient des informations fournies à la phytopharmacovigilance. Ces dernières ont été complétées par une requête bibliographique (détail en annexe 1), des rapports institutionnels et des bases de données internationales.

4.1 Analyse des données de concentrations dans les différents milieux

Lorsqu'elles étaient disponibles, les données agrégées ont été privilégiées. En l'absence de données agrégées, le GT a traité les données brutes transmises par la phytopharmacovigilance. Pour ces dernières, les extractions des bases de données ont été réalisées en 2023, permettant de disposer de données jusqu'en 2022. Concernant les eaux, les extractions se sont limitées aux données après 2005 pour les bases de données NAIADES et ADES et après 2007 pour la base SISE-EAUX pour une question de qualité et d'exhaustivité des bases, même s'il existe des mesures du lindane plus anciennes dans ces milieux.

4.1.1 Air extérieur

Les analyses du lindane dans l'air extérieur proviennent de l'exploitation de la base PhytAtmo, pilotée par la fédération Atmo France. Cette base compile les mesures des pesticides dans l'air réalisées en France par les Associations agréées pour la surveillance de la qualité de l'air (AASQA) depuis 2002. Le nombre de sites de mesures et les analyses effectuées sont différentes d'une région à l'autre, car mises en œuvre en fonction des ressources et des soutiens financiers locaux mis à disposition.

Les données concernent 321 substances actives recherchées et plus de 10 000 prélèvements effectués sur 176 sites. Pour le lindane, les données portent sur 175 sites, de 2002 à 2022 : 11 673 mesures ont été réalisées et sont présentées par région, commune et date. Parmi celles-ci, 1262 (10,8 %) ne sont pas exploitables (pas d'information sur les limites de détection (LD) et de quantification (LQ)), 3476 (29,8 %) présentent des résultats inférieurs à la LD, et 1628 sont inférieurs à la LQ conduisant à un taux de quantification de 45,5 %. Les mesures sont réalisées dans l'air total (phase gazeuse et particulaire).

4.1.1.1 Analyses temporelles

Les concentrations ont été analysées sans traitement des données censurées. Les niveaux moyens tous sites confondus ont diminué de 300 à 60 pg/m³ entre 2002 et 2022, sachant

que le nombre de mesures a été variable d'une année à l'autre et s'échelonne de 220 en 2002 à 1 285 en 2019. Ce renforcement des mesures marqué dès 2018 est le résultat de la mise en place du programme national de surveillance des pesticides dans l'air (chapitre 2)¹². Il ne semble pas y avoir de tendance pour ce qui concerne les limites de détection et de quantification.

Cette analyse temporelle montre que, globalement, les niveaux de lindane dans l'air ont diminué en 20 ans (Figure 3). Néanmoins, il est difficile de donner une interprétation plus précise de ces données car :

- les données sont des moyennes annuelles, incluant les concentrations renseignées à zéro dans la base de données ;
- les niveaux moyens de concentrations vont de la dizaine à la centaine de picogrammes par mètre cube. Les variations de concentration apparaissent faibles compte tenu de la variation des LQ ;
- les données sont issues de différents sites de mesure qui n'ont pas été investigués chaque année et sur des périodes identiques. Une tendance peut donc aussi être liée à la disparition ou à l'intégration de sites de mesure plus ou moins contaminés.

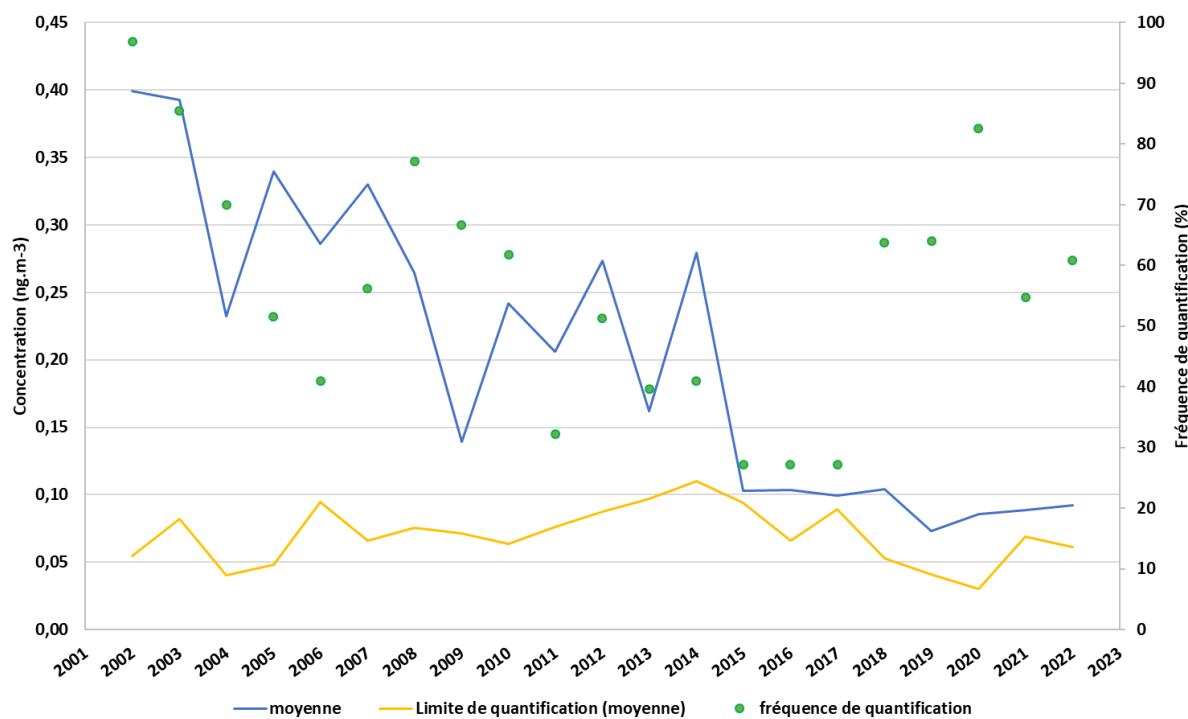


Figure 3 : Évolution des concentrations moyennes annuelles, des limites de quantification et fréquence de quantification du lindane dans l'air extérieur en France, entre 2002 et 2022 (PhytAtmo)

À noter que dans cette analyse, il n'y a aucune tendance au regard des maximums des concentrations qui sont quant à eux sites dépendants. Par exemple, le maximum mesuré en 2010 était de 8,5 ng/m³ à Sainte-Blandine (Nouvelle Aquitaine), ou encore, deux valeurs à 8 ng/m³ ont été mesurées à Chenove à une semaine d'intervalle en août 2007 (Tableau 5). Dans le cas de cette commune, les mesures faisaient suite à une analyse antérieure ayant

¹² Le lindane fait partie des 32 substances nécessitant une analyse approfondie en raison de sa présence ubiquitaire et de sa toxicité.

révélé des niveaux élevés de pesticides de la famille des HCH, dont le lindane, dans une école. Une expertise avait permis d'identifier les éléments en bois de la charpente comme source d'émission principale (Afsset 2009).

Tableau 5 : Moyenne et maximum des concentrations (ng/m³) mesurées dans les 10 communes où les niveaux moyens 2002-2022 ont été les plus élevés

	Nb total de mesures	FQ (%)	Conc. Moy. *	Conc. Moy.**	Conc. Max.	Année du max
Village-Neuf (Grand Est)	6	33	2,8	0,97	5,5	2014
Charleville-Mézières (Grand Est)	7	100	0,67	0,67	1,1	2003-2004
Chenove (Bourgogne Franche Comté)	76	76	0,86	0,80	8,0	2007
Chaumont (Grand Est)	7	100	0,58	0,58	0,9	2003
Châlons-en-Champagne (Grand Est)	7	100	0,52	,052	0,9	2004
Damery (Grand Est)	4	100	0,52	0,52	0,7	2004
Sainte Blandine (Nouvelle Aquitaine)	47	100	0,50	0,50	8,5	2010
Strasbourg (Grand Est)	12	25	1,78	0,80	4,7	2014
Patrimonio (Corse)	41	100	0,44	0,44	0,9	2021
Brive la Gaillarde (Nouvelle Aquitaine)	3	100	0,40	0,40	0,4	2009
Angoulême (Nouvelle Aquitaine)	31	97	0,39	0,39	1,0	2011

* sur valeurs quantifiées
 ** avec traitement des données censurées : si > LQ => LQ/2 quand LQ disponible, sinon non comptabilisée

Une analyse plus précise peut être réalisée en retenant uniquement les sites de mesures pour lesquelles suffisamment d'années sont représentées. Le seuil a été fixé à 10 ans. Dans ce cadre, 9 sites de mesures sont concernés : Mordelles, Lille, Reims, Tours, Orléans, Oysonville, Saint Martin d'Auxigny, Saint Aignan et Poitiers. Les évolutions temporelles sont présentées en annexe 2 et montrent globalement une tendance plus ou moins linéaire à la baisse, excepté pour les données issues de la région Centre Val de Loire et Lille, dont les évolutions, faibles, sont plus en dents de scie.

4.1.1.2 Analyse par station de mesure

Avant 2018 et la mise en place de la campagne nationale exploratoire des pesticides (CNEP), les techniques de prélèvement et d'analyse étaient dépendants du site et ne disposaient donc pas de protocole standardisé : nombre de jours de prélèvement de 1 à 8 (une valeur extrême à 25), débit de prélèvement à la pompe de 1 à 30 m³/h, tête de prélèvement TSP ou PM10. Par ailleurs, les mesures pouvaient être réalisées à certains endroits de manière plus

fréquente en raison de contexte local particulier (exemple de la commune de Chenôve, qui a fait l'objet d'une investigation et de nombreuses mesures, qui conduit à une sur-représentation de la contamination en lindane dans la région Bourgogne-Franche-Comté au regard des moyennes et maximums).

Aussi, pour une analyse plus fine des données, il vaut mieux se référer au suivi du lindane depuis 2018, qui sous-entend une approche analytique harmonisée (même si les LQ ne sont pas les mêmes d'un laboratoire à l'autre) :

- échantillonnage hebdomadaire sur préleur Partisol avec une coupure granulométrique à PM10 ;
- piégeage sur filtre et mousse PUF ;
- fréquence d'échantillonnage de 1 par semaine à 1 par mois en fonction des calendriers des traitements (Ineris 2020).

De plus, l'analyse n'intègre que les sites de mesures pour lesquels un historique complet est disponible (c'est-à-dire des mesures réalisées chaque année de 2018 à 2022).

Les données sont donc limitées à 2 433 mesures de 2018 à 2022. L'analyse est présentée dans la Figure 4, par commune et par année. L'analyse temporelle ne révèle ici aucune tendance, ce qui peut s'expliquer par un recul moindre et l'absence de l'usage du lindane à ces périodes.

L'analyse par station de mesure ne permet pas non plus de tirer de conclusions claires.

Globalement, les niveaux de lindane dans l'air extérieur ont diminué en 20 ans. Néanmoins, en raison des limites identifiées, il n'est pas possible de donner une interprétation précise quant à une variabilité spatio-temporelle.

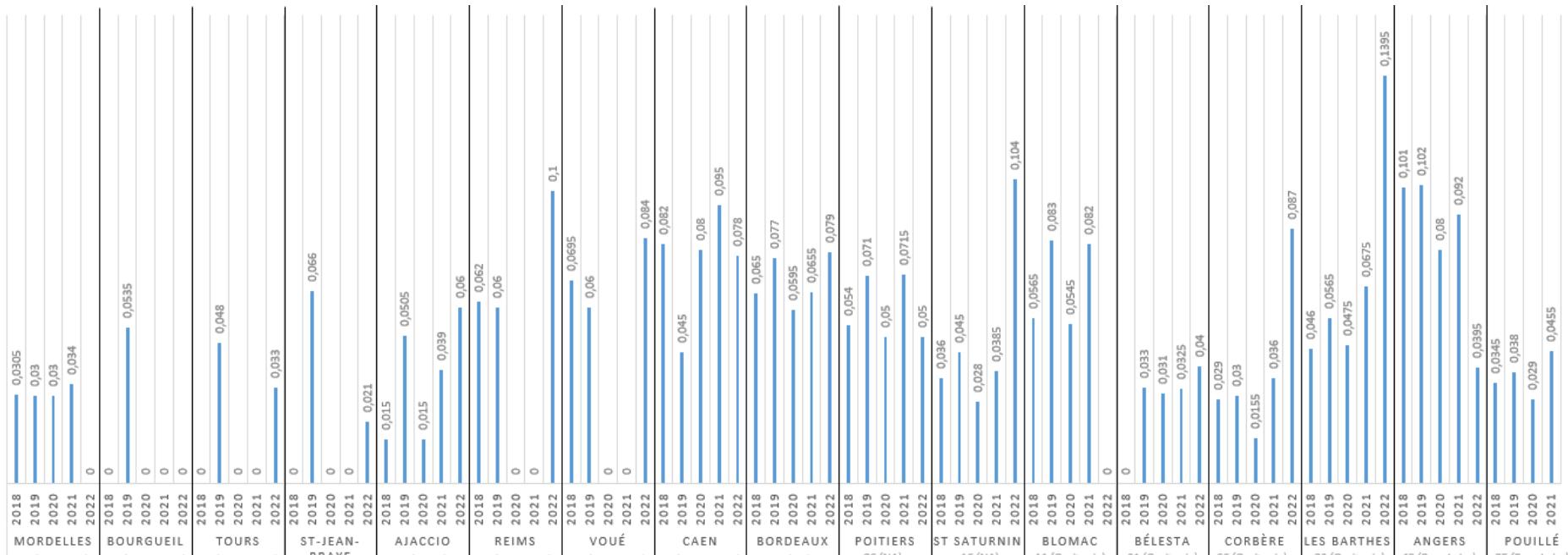


Figure 4 : Médianes des concentrations annuelles, en ng/m³, par communes en France pour les sites disposant de données entre 2018 et 2022 (PhytAtmo)

4.1.2 Eaux de surface

Le lindane est mesuré dans les eaux de surface dans les points de prélèvements gérés par les agences de l'eau dans les différents grands bassins versants français. Les concentrations sont rapportées dans la base de données NAIADES. Les analyses sont effectuées sur l'eau brute (en grande majorité) ou la phase dissoute (après filtration puis centrifugation). Le lindane est ensuite extrait/purifié, suivant différentes techniques selon les prestataires, avant d'être analysé par un système de chromatographie gazeuse couplé à de la spectrométrie de masse simple ou en tandem (GC/MS ou GC/MS/MS) ou à un détecteur spécifique aux composés halogénés, capture d'électrons (ECD). Les limites de quantification (LQ) associées varient selon les années et les sites de prélèvements et s'étalent entre 1 et 20 000 ng/L (avec une baisse des médianes annuelles des LQ entre 2005 et 2022 d'un facteur 10, voir figure 2).

Entre 2005 et 2022, pour tous les sites de prélèvements, 375 495 données relatives au lindane sont disponibles. Sur l'ensemble de ces données, seules 8 362 sont supérieures aux limites de quantification, représentant environ 2 % d'échantillons quantifiés. Les valeurs inférieures à la LQ sont notées en indiquant la moitié de la LQ (LQ/2) pour donner une valeur pour le calcul d'une moyenne, ce qui peut engendrer des valeurs aberrantes notamment si la LQ est élevée.

4.1.2.1 Analyses temporelles

La tendance globale semble à la baisse dans les cours d'eau et lacs français puisque la moyenne des concentrations des échantillons passe de 40 ng/L en 2005 à 0,7 ng/L en 2022 et le maximum des concentrations de 1 200 ng/L en 2006 à 60 ng/L en 2022 (Figure 5). Les données en fonction du temps sur la mesure du lindane sont difficilement comparables entre elles, au vu des avancées technologiques dans le domaine des sciences analytiques, que ce soit en termes d'extraction ou de système analytique proprement dit, avec des limites de quantification de plus en plus basses. Toutefois, il semblerait que l'amélioration des limites de quantification accompagne la baisse globale de la contamination des rivières et des lacs français. Il convient cependant de noter que les concentrations médianes et moyennes annuelles sont quasiment systématiquement inférieures aux limites de quantification depuis 2007.

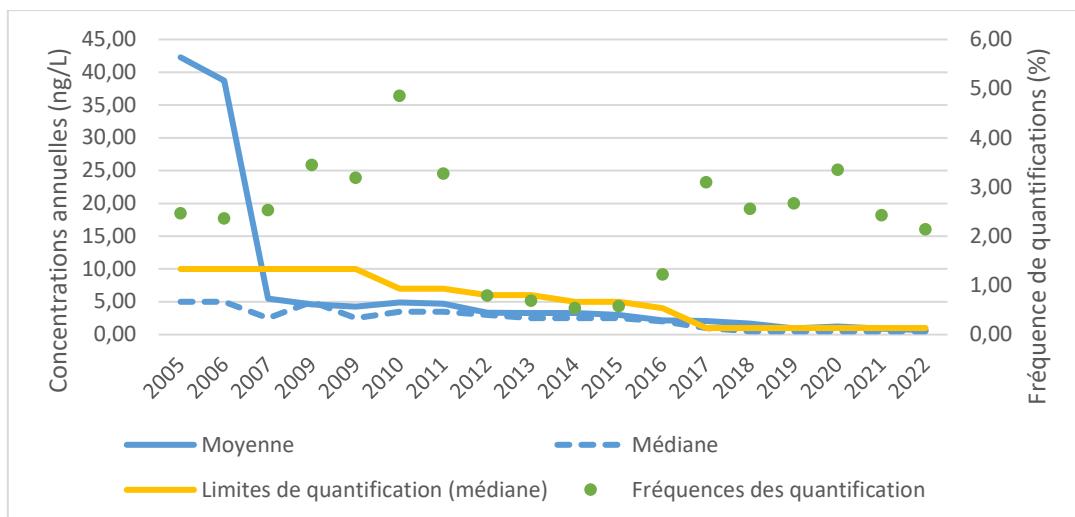


Figure 5 : Évolution des concentrations moyennes et médianes annuelles, des limites de quantification et fréquence de quantification en lindane dans les eaux de surface en France, entre 2005 et 2022 (base NAIADES)

4.1.2.2 Analyses spatiales

Selon les grands bassins français (métropolitain ou outremer), les données n'ont pas le même poids statistique entre 2005 et 2022 inclus : 100 mesures ont été rapportées pour Mayotte, contre 96 648 pour le bassin Seine-Normandie. Les fréquences de quantification sont très différentes également, avec 0,24 % d'échantillons quantifiés pour le bassin Adour-Garonne (sur 79 821 mesures) et 4,6 % pour le bassin Seine-Normandie (sur 96 648 mesures). Sur les trois bassins les plus mesurés sur la période 2005-2022, à savoir Adour-Garonne (79 821 mesures), Loire-Bretagne (76 851 mesures), Rhône-Méditerranée (66 355 mesures) et Seine-Normandie (96 648 mesures), les moyennes des concentrations sont respectivement pour ces bassins de 5,6 ng/L, 5,9 ng/L, 5,9 ng/L et 16,9 ng/L.

Les données ne permettent pas d'évaluer une tendance directe concernant une localisation géographique précise de la contamination par le lindane dans ces milieux aquatiques.

En conclusion, la tendance temporelle dans les eaux de surface semble à la baisse mais est difficile à évaluer au niveau territorial.

4.1.3 Eaux et sédiments du littoral

Le Réseau national d'Observation de la Contamination Chimique du milieu marin (ROCCH) a été mis en place en 1974 par le Ministère chargé de l'Environnement afin d'évaluer la contamination chimique du milieu marin littoral. L'ensemble des activités du ROCCH est coordonné par l'Ifremer. Les résultats des analyses de contaminants chimiques du ROCCH alimentent les évaluations internationales de la qualité du milieu marin dans le cadre des conventions internationales (OSPAR, Convention de Barcelone) et des directives européennes (DCE, DCSMM), ainsi que la surveillance de la qualité des zones conchyliologiques.

Le ROCCH couvre le littoral métropolitain ainsi que des points d'observation dans les DROM-COM (Martinique, Guadeloupe, Réunion, Mayotte et Guyane). Environ 150 points de prélèvements (dont six dans les DROM-COM) sont échantillonnés par les agents des laboratoires environnement et ressources de l'Ifremer une fois par an.

Le suivi des contaminants chimiques est effectué dans des mollusques bivalves des sites naturels ou des zones d'élevage, essentiellement moules et huîtres, qui sont utilisés comme indicateurs quantitatifs de contamination. Pour une évaluation à plus large échelle spatiale et temporelle, les mêmes familles de contaminants chimiques sont aussi analysées dans les sédiments marins dont le premier centimètre superficiel peut intégrer plusieurs années de contamination.

En fonction des objectifs poursuivis (observatoire scientifique, demandes réglementaires environnementales, suivi réglementaire de la qualité des zones conchyliologiques, complémentaire au REMI), des métaux traces (Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Hg, Cr, Ag), des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des polychlorobiphényles (PCB), des dioxines, des pesticides dont le lindane, etc. sont mesurés.

Les résultats d'analyse du lindane sont enregistrés dans la base Quadrige et accessibles sur le site [SURVAL](#).

La base quadrige recense 8131 mesures de concentration en lindane dans les bivalves entre 1982 et 2023, contre 3527 mesures dans les sédiments marins. Le nombre de mesure disponibles par année est très variable selon la taille du bassin considéré. Par exemple en 1985, 104 mesures sont rapportées pour le Bassin Loire Bretagne contre 11 mesures dans le bassin Artois Picardie. Le nombre de mesure a nettement baissé quel que soit le bassin depuis 2002. La fréquence des mesures pour le bassin Rhône Méditerranée Corse est passée d'une campagne par an à une campagne tous les 3 ans environ, avec un nombre de mesures de ce fait plus important que les autres bassins lors de ces campagnes.

Les limites analytiques (LD/LQ) ne sont pas mentionnées. Il n'est également pas précisé dans la base quadrige si les valeurs sont inférieures ou non à ces limites analytiques, ni la manière dont sont traitées les données lorsque les résultats sont inférieurs à ces limites analytiques. La fréquence de quantification en lindane ne peut donc pas être déterminée à partir de ces données. Les résultats présentés par la suite sont issus d'une extraction brute des données de la base quadrige sans traitement complémentaire.

La Figure 6 présente les médianes et moyennes annuelles des concentrations en lindane mesurées dans les bivalves et dans les sédiments. Les médianes et moyennes annuelles dans les bivalves baissent fortement du début des années 1980 au début des années 2000 puis elles se stabilisent.

- Sédiments

La base quadrige ne rapporte pas de mesure dans les sédiments entre 1983 et 1993. Il n'est donc pas possible de dégager une tendance temporelle sur cette période. Le plateau atteint depuis le début des années 2000 à environ 1 µg/kg correspond de la limite de quantification, de ce fait les résultats ne peuvent être interprétés.

- Bivalves

La manière de rapporter les résultats a également changé au fil du temps : depuis environ 2017 les résultats sont rapportés en µg/kg p.h (poids humide), alors que les années précédentes ils étaient rapportés en µg/kg m.s. (matière sèche) ou µg/kg sans autre précision.

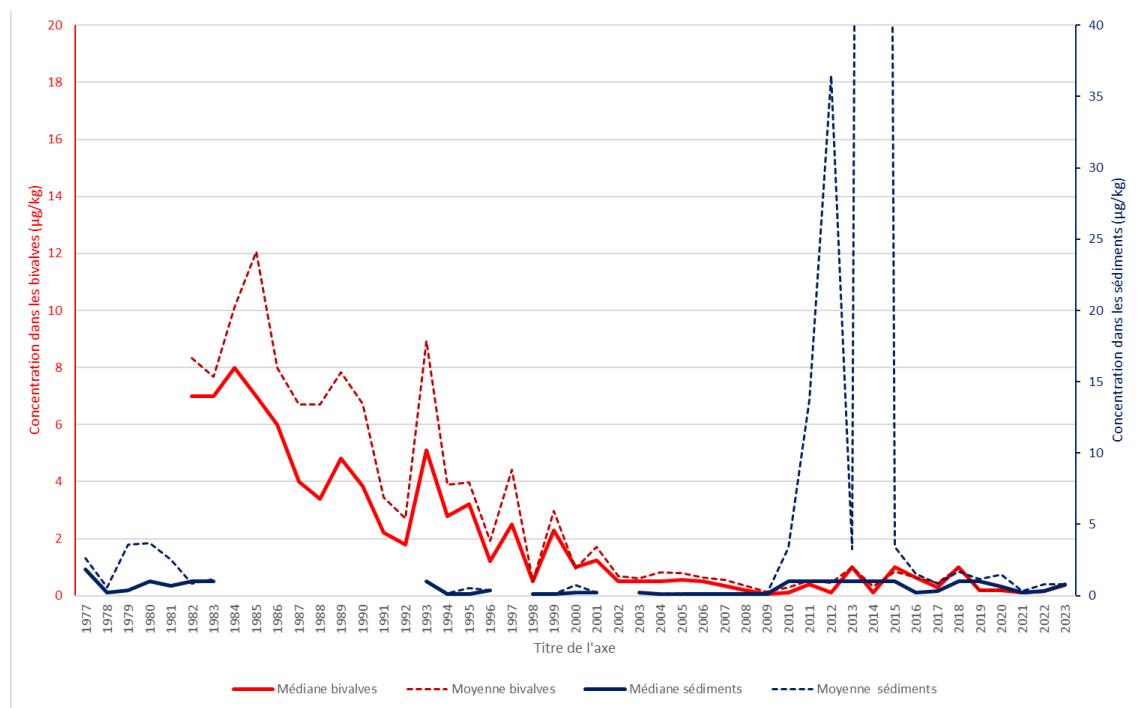


Figure 6 : Évolution temporelle des médianes et moyennes des concentrations en lindane mesurées dans les bivalves et les sédiments marins

Quel que soit le bassin, les teneurs en lindane dans les bivalves ont fortement baissé depuis le début des années 1980 (début de la période de surveillance) jusqu'au début des années 2000 en lien avec des changements de pratiques et interdiction du lindane en agriculture (Figure 7). Les seuils atteints au début des années 2000 sont proches de la limite de quantification, de ce fait les résultats ne peuvent être interprétés (Chevé *et al.* 2023). Il n'est pas possible d'analyser une tendance temporelle sur ces dernières années.

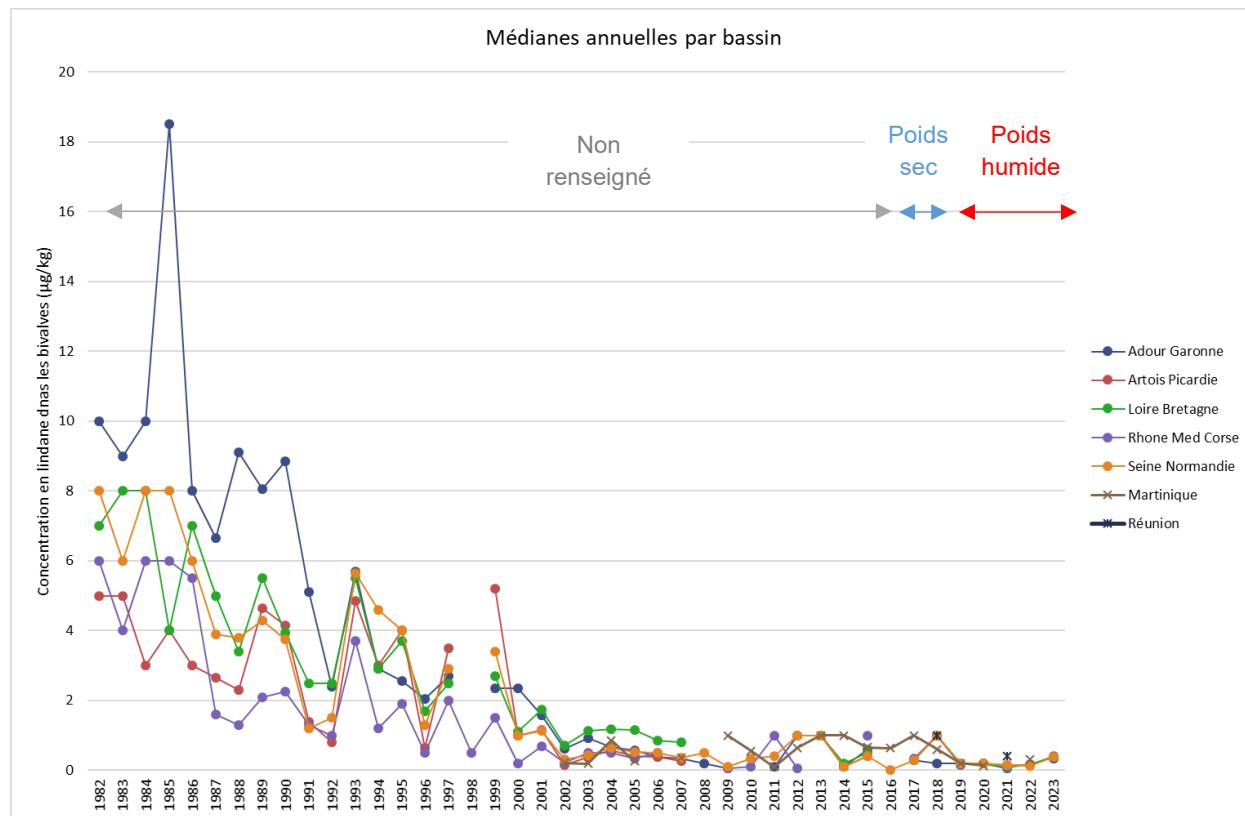


Figure 7 : Médianes annuelles des concentrations en lindane mesurées dans les bivalves, par bassin

Si au début des années 1980, le bassin Adour Garonne apparaissait comme étant le plus contaminé (écart de la médiane régionale avec la médiane nationale les plus important (Figure 8), et le bassin Rhône Méditerranée Corse comme le moins contaminé, il n'est plus observé de différence entre les bassins depuis une vingtaine d'années. Les niveaux de concentrations étant proches ou en dessous des limites de quantification, les très faibles écarts observés pourraient s'expliquer par la manière dont sont entrés les résultats inférieurs aux limites de quantification dans la base quadrigé.

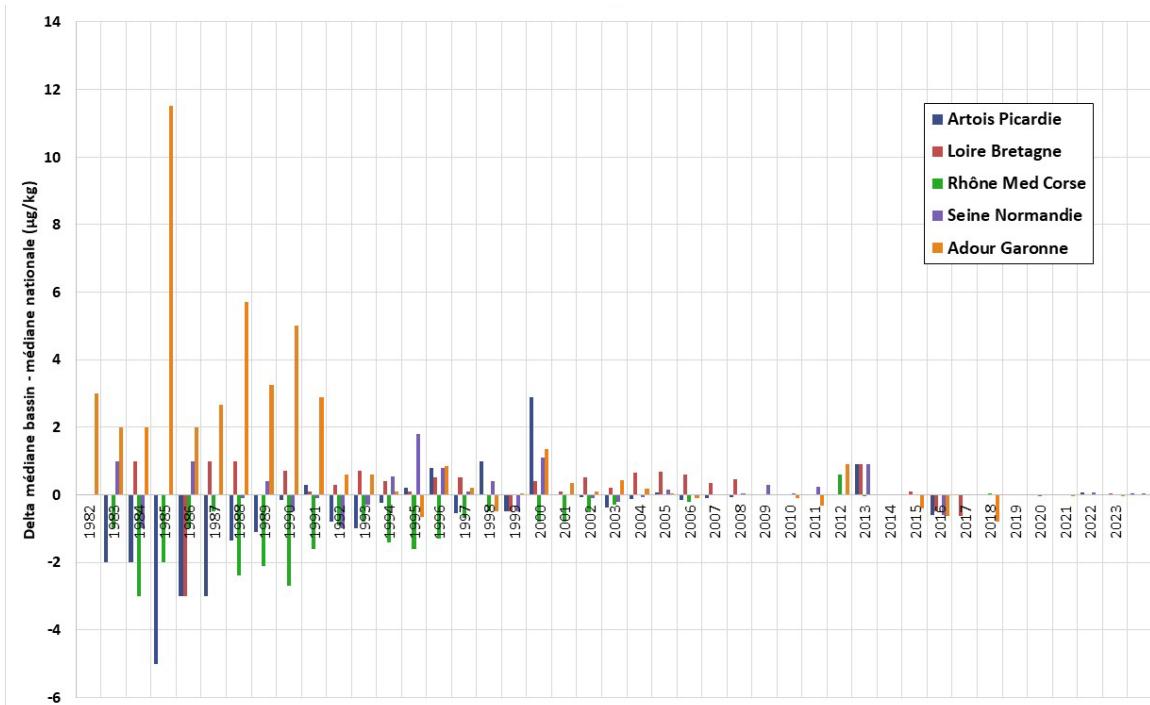


Figure 8 : Écarts des médianes des concentrations par bassin à la médiane nationale

L'Ifremer souligne que dans les départements du Nord, du Pas-de-Calais et de la Somme le lindane dépasse en 2023 le seuil OSPAR pour la première fois depuis une vingtaine d'année (0,15 mg/kg, p.h. en 2022, 0,43 mg/kg, p.h. en 2023, seuil = 0,29 mg/kg, p.h.). L'organisme attribue cette augmentation et ce dépassement de seuil à l'augmentation de la limite de quantification (LQ) du lindane qui est passée de 0,15 mg/kg, p.h. en 2022 à 0,4 mg/kg, p.h. en 2023 (donc au-dessus du seuil OSPAR (Lefebvre *et al.* 2024).

L'Ifremer souligne également que jusqu'en 2006, les concentrations en Lindane en Bretagne pouvaient représenter 6 à 8 fois la médiane nationale avant de suivre une lente décroissance (Chevé *et al.* 2023).

En conclusion, depuis les années 2000, les niveaux de lindane dans les bivalves et les sédiments étant proches ou inférieurs aux limites de quantification, quel que soit le bassin, les résultats ne peuvent pas être interprétés.

4.1.4 Sédiments

Les données de mesure du lindane dans les sédiments sont, comme les eaux de surface, issues de la base de données nationale NAIADES. Au total, 20 816 mesures ont été enregistrées entre 2005 et 2022.

Les limites de quantification (LQ) varient selon les années et les sites de prélèvements et s'étalent entre 0,005 et 100 µg/kg de matière sèche. La médiane annuelle des LQ est cependant assez stable et varie en 5 et 10 µg/kg de matière sèche (Figure 9).

Les fréquences de quantification sont très basses, avec un taux de quantification global de 0,71 % (soit 148 échantillons quantifiables sur 20 816 échantillons).

4.1.4.1 Analyses temporelles

Les concentrations moyennes et médianes de lindane dans les sédiments (tous sites confondus) sont variables d'une année à l'autre. Elles sont peu ou non quantifiées, en dessous des limites de quantification et parfois au-dessus, sans pouvoir dégager de tendance temporelle entre 2005 et 2022 (Figure 9).

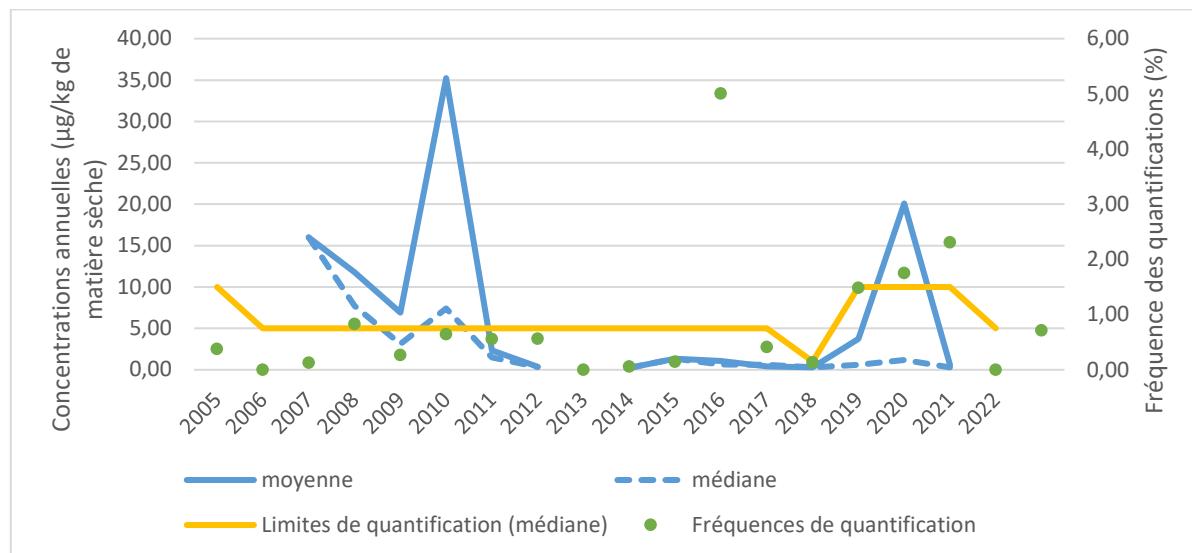


Figure 9 : Évolution des concentrations moyennes et médianes annuelles, des limites de quantification et fréquence de quantification du lindane dans les sédiments, calculées sur les échantillons quantifiés, en µg/kg, en France, entre 2005 et 2022 (base NAIADES)

4.1.4.2 Analyses spatiales

Les données disponibles sont très parcellaires et incomplètes. Elles ne sont pas présentées par site de prélèvements, ce qui ne permet pas de calculer les moyennes de concentrations par grand bassin versant ou par année. Il n'est pas précisé non plus comment sont préparés les échantillons (par exemple, sur quelle fraction granulométrique sont extraits les échantillons).

En conclusion, les données disponibles ne permettent pas de dégager une tendance temporelle ni une variabilité spatiale.

4.1.5 Eaux souterraines

Le lindane est mesuré dans les eaux souterraines dans les points de prélèvements gérés par le bureau de recherche géologiques et minières (BRGM) et les organismes associés (Agences de l'eau). Ces mesures sont rapportées dans la base de données ADES depuis 2005. Les analyses sont effectuées sur l'eau brute (pas de nécessité de filtrer ce type d'eau très peu chargée en particules). Le lindane est analysé de la même manière que dans les eaux de surface (cf. 3.1.1.1). Les limites de quantification (LQ) associées varient selon les années et les sites de prélèvements et s'étaisent entre 1 et 5 000 ng/L (les médianes annuelles des LQ ne varient quasiment pas entre 2005 et 2022, voir figure 3).

Au total, 247 093 données sont disponibles pour le lindane entre 2005 et 2022 et pour tous les sites de prélèvements. Sur l'ensemble de ces données, seules 1 940 sont supérieures aux

limites de quantification, représentant 0,79 % d'échantillons quantifiés. La plus forte fréquence de quantification était en 2006, mais n'était que de 4,44 %. Les valeurs inférieures à la LQ sont notées en indiquant la moitié de la LQ ($LQ/2$, pour donner une valeur pour le calcul d'une moyenne) ce qui peut également engendrer des valeurs aberrantes, notamment si la LQ est élevée.

4.1.5.1 Analyses temporelles

À l'instar des mesures dans les eaux de surface, les concentrations moyennes de lindane dans les eaux souterraines (tous sites confondus) diminuent avec le temps en passant de 340 ng/L en 2005 à 0,8 ng/L en 2022 (Figure 10). De même pour les valeurs maximales de concentration mesurées : de 394 000 ng/L en 2005 à 35 ng/L en 2022.

Il convient cependant de noter que les concentrations médianes et moyennes annuelles sont quasiment systématiquement inférieures aux limites de quantification depuis 2008.

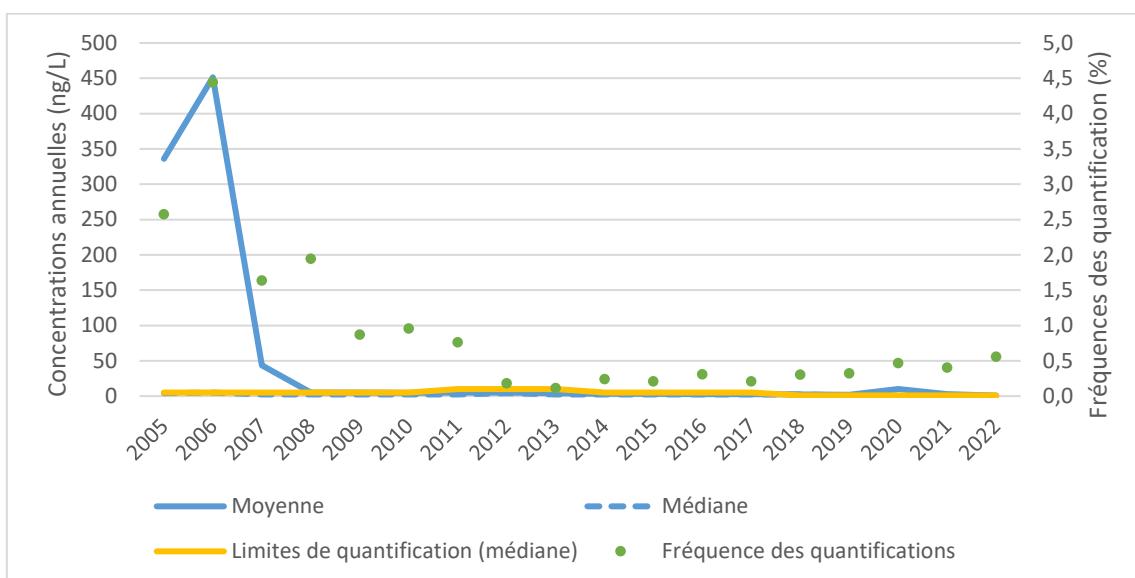


Figure 10 : Évolution des concentrations moyennes et médianes annuelles, des limites de quantification et fréquences de quantification du lindane dans les eaux souterraines en France, entre 2005 et 2022 (base ADES)

4.1.5.2 Analyses spatiales

De même que pour les eaux de surface, selon les grands bassins français pris en compte (métropolitain ou outremer), les données n'ont pas le même poids statistique entre 2005 et 2022 inclus : 19 mesures ont été rapportées pour la Guyane, contre 66 909 pour le bassin Rhône-Méditerranée. Les fréquences de quantification sont très différentes également, avec aucun échantillon quantifié en Guyane et à Mayotte, 0,01 % d'échantillons quantifiés pour le bassin Artois-Picardie (sur 13 894 mesures) et 10,2 % d'échantillons quantifiés pour la Réunion (sur 2 221 mesures). Sur les trois bassins les plus mesurés sur la période 2005-2022, à savoir Rhône-Méditerranée (66 909 mesures), Seine-Normandie (50 966 mesures) et Loire-Bretagne (33 745 mesures), les moyennes des concentrations sont respectivement pour ces bassins de 333 ng/L ; 6 ng/L et 13 ng/L.

En comparant les médianes annuelles par bassin à la médiane annuelle au niveau national, aucun site ne semble plus contaminé que les autres. Il est néanmoins difficile de conclure au vu de la grande variabilité analytique sur un même site et pour une même date de prélèvement.

Comme pour les eaux de surface, la tendance temporelle dans les eaux souterraines semble à la baisse mais est difficile à évaluer au niveau territorial.

4.1.6 Eaux destinées à la consommation humaine (EDCH)

Le lindane est mesuré dans les eaux destinées à la consommation humaine (EDCH), conformément aux programmes de contrôle mis en œuvre par les Agences régionales de santé (ARS). Trois types d'installations sont concernées par le contrôle sanitaire : les installations de ressource en eau ou captages, les installations de traitement, de production et de transport de l'eau et les installations de distribution de l'eau. L'ensemble des résultats des analyses réalisées dans le cadre de cette surveillance alimente la base de données nationale du Système d'Information en Santé-Environnement « SISE-Eaux d'alimentation » du Ministère chargé de la santé. Les données concernant le lindane ont été extraites sur la période 2007-2022.

Les limites de quantification (LQ) rapportées varient selon les années et les sites de prélèvements et s'étaisent entre 1 et 100 ng/L (avec une baisse des médianes annuelles des LQ entre 2007 et 2022 d'un facteur 10, voir figure 8).

Au total, 118 789 données sont disponibles pour le lindane entre 2007 et 2022 pour tous les sites de prélèvements. Sur l'ensemble de ces données, seules 101 sont supérieures aux limites de quantification, représentant 0,09 % d'échantillons quantifiés. Afin de pouvoir calculer des moyennes et des médianes, les concentrations inférieures aux LQ ont été traitées selon deux hypothèses : une hypothèse basse en les considérant égales à zéro et une hypothèse haute en les considérant égales à la LQ.

4.1.6.1 Analyses temporelles

Les concentrations moyennes annuelles de lindane (tous sites confondus), calculées selon l'hypothèse haute ont tendance à baisser entre 2007 et 2022, en passant de 15 à 6 ng/L. Celles calculées selon l'hypothèse basse sont de l'ordre du pg/L, voire moins, et systématiquement inférieures aux limites de quantifications (Figure 11).

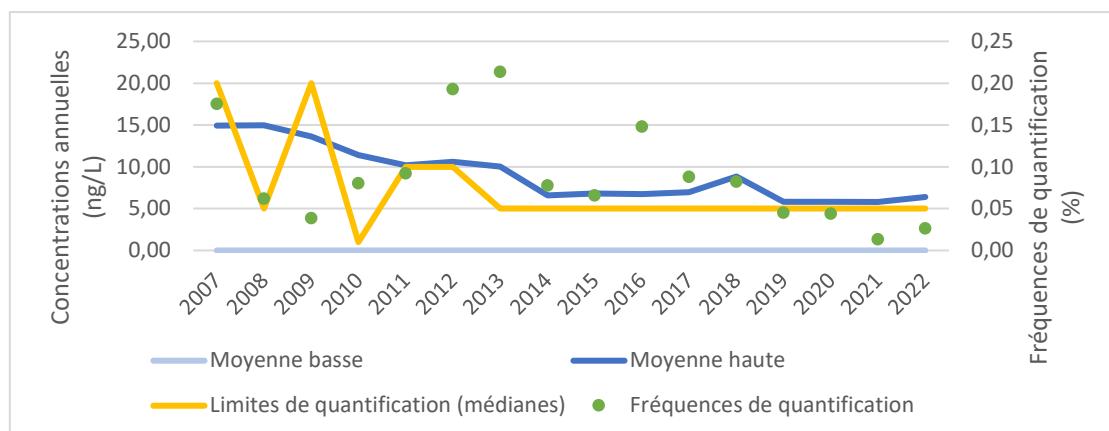


Figure 11 : Évolution des concentrations moyennes annuelles, des limites de quantification et fréquences de quantification du lindane dans les eaux destinées à la consommation humaine en France, entre 2007 et 2022 (base SISE-EAUX)

En revanche, les concentrations moyennes et médianes annuelles de lindane dans les échantillons d'EDCH quantifiés (tous sites confondus), soit 101 analyses sur 118 789, sont variables d'une année à l'autre sur la période étudiée (Figure 12).

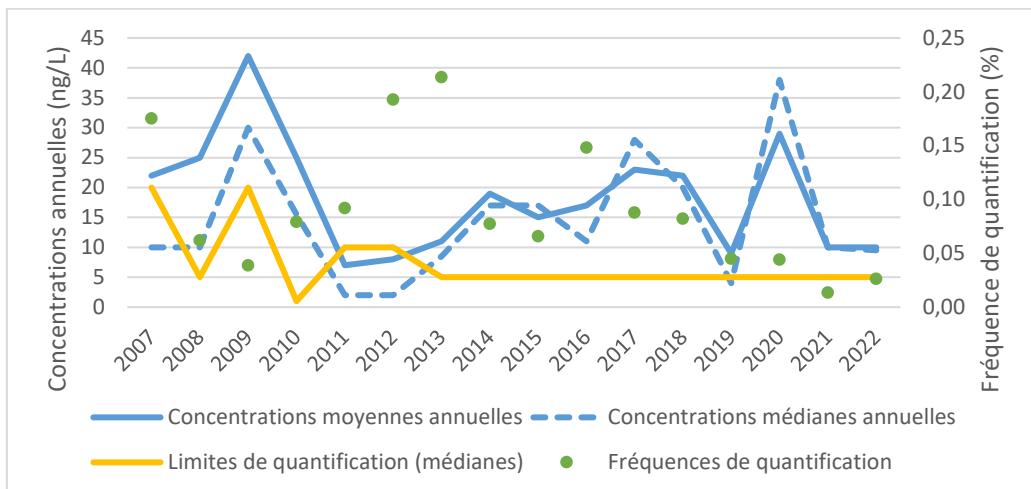


Figure 12 : Évolution des concentrations moyennes et médianes annuelles, des limites de quantification et fréquences de quantification du lindane dans les eaux destinées à la consommation humaine, calculées avec les échantillons quantifiés (n = 101) en France, entre 2007 et 2022 (base SISE-EAUX)

4.1.6.2 Analyses spatiales

Le nombre de prélèvements varie d'une région à l'autre : 24 824 mesures ont été rapportées pour la région Auvergne-Rhône-Alpes, contre 43 pour la Guyane. Cependant, les moyennes annuelles sont de l'ordre du ng/L et n'excèdent pas la dizaine de ng/L pour toutes les régions. Il semble en revanche que le lindane soit retrouvé plus souvent (mais pas en plus grandes concentrations) dans les régions Grand Est, Pays de la Loire et Nouvelle Aquitaine, mais ces fréquences sont à interpréter avec prudence, au regard de la variabilité des limites de quantification dans le temps et selon les sites de prélèvement.

Entre 2007 et 2022, les concentrations en lindane dans les eaux destinées à la consommation humaine sont faibles, de l'ordre du ng/L, peu quantifiées et semblent homogènes entre les régions françaises.

4.1.7 Sols

Le sol constitue un réceptacle important de la contamination passée. La caractérisation spatiale du compartiment sol a reçu beaucoup d'attention dans le domaine de l'estimation des gisements et, plus récemment, dans le cadre des évaluations de risque sanitaire.

Le réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS) est constitué d'échantillons de sol provenant de 2200 sites répartis sur une grille régulière de 16 km de côté à travers la France, collectés entre 2002 et 2009. Sur chaque site, 25 carottes individuelles ont été prélevées dans la couche de surface du sol (0 – 30 cm), en utilisant un plan d'échantillonage non aligné dans une zone de 20 m × 20 m. La couche de 0 à 30 cm a été choisie pour assurer la cohérence avec les relevés existants et parce qu'en France, 30 cm est la profondeur maximale à laquelle

le sol de surface est affecté par le labour. Les carottes ont été regroupées pour obtenir un échantillon composite pour chaque site. L'unité INFOSOL de l'INRAE a utilisé près de 700 mesures de la concentration de lindane dans ces échantillons pour étudier les principaux facteurs explicatifs de sa distribution spatiale à travers la France, et cartographier cette distribution. Dans une première phase de ce projet, 105 échantillons provenant du nord et 78 d'un transect est-ouest à travers la largeur de la France ont été analysés. Villanneau *et al.* (2009) ont présenté les résultats de cette première phase dans laquelle la présence de lindane dans tous les échantillons de sol a été montré. Lors d'une deuxième phase du projet, les concentrations en lindane de 495 échantillons sur l'ensemble de la France métropolitaine ont été mesurées sur un maillage de 32 km de côté. Les données des deux phases ont été analysées pour cartographier la distribution spatiale du lindane à l'échelle de la France entière (Figure 13).

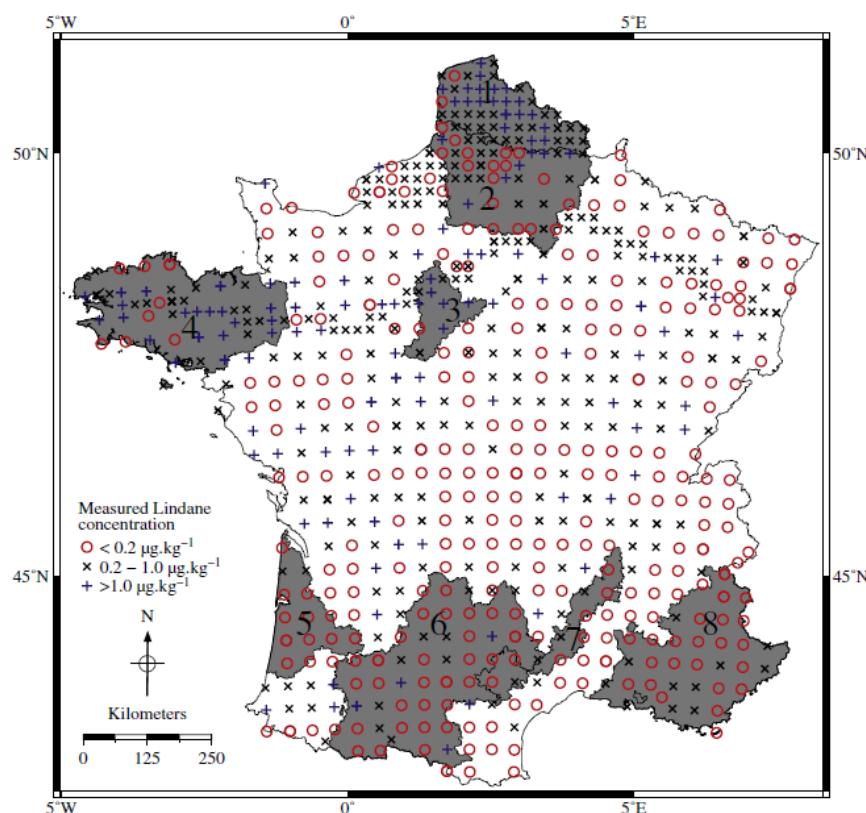


Figure 13 : Données de concentration de lindane à travers la France (Orton *et al.* 2013)

Les limites de quantification étaient de $0,02 \mu\text{g}.\text{kg}^{-1}$ et $0,2 \mu\text{g}.\text{kg}^{-1}$ pour les données des phases 1 et 2, respectivement (aucune mesure en dessous de la limite de quantification n'a été relevée dans la phase 1). Huit régions mentionnées dans l'article sont identifiées : 1. Pas de Calais, 2. Picardie, 3. Beauce, 4. Bretagne, 5. Landes de Gascogne, 6. Midi-Pyrénées, 7. Cévennes National Park, 8. Provence-Alpes-Côte d'Azur.

La géostatistique fournit un cadre approprié et flexible pour analyser les données spatiales permettant d'intégrer les spécificités des données relatives au RMQS :

- composées de deux sous-ensembles de données non harmonisés
- présentant une grande proportion de données inférieures à une limite de quantification.

Le krigage ou algorithme d'interpolation en géostatistique permet d'estimer les concentrations là où elles n'ont pas été mesurées, en prenant en compte la variabilité spatiale décrite par le modèle ajusté. Contrairement aux méthodes conventionnelles d'interpolation

(moindres carrées, inverse des distances, etc.), l'algorithme de krigeage cherche à améliorer la précision de l'estimation de la teneur en polluant, en minimisant l'erreur d'estimation.

Un modèle linéaire mixte a été utilisé pour modéliser la distribution spatiale de ces données permettant de décrire une partie de la variabilité des données par des covariables explicatives (les effets fixes : utilisation des sols, variables climatiques, densité de population...), et une autre partie par des erreurs aléatoires composées d'une composante spatialement corrélée et d'une composante de bruit pur.

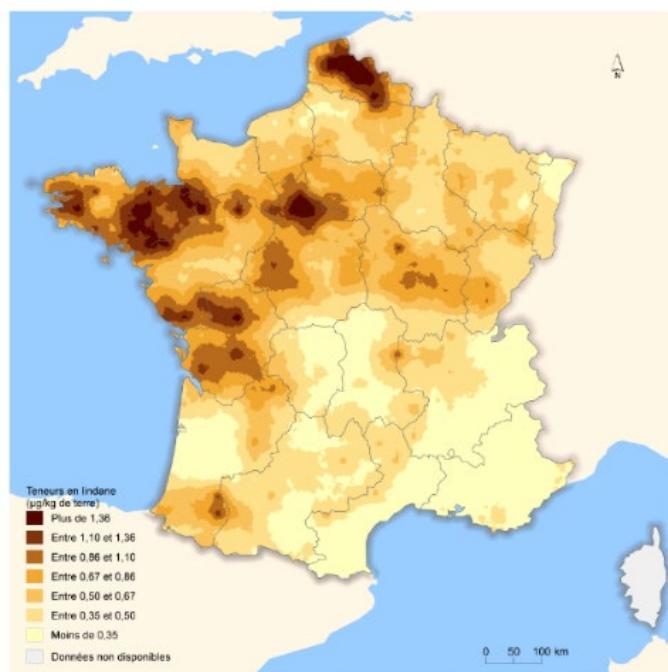


Figure 14 : Teneurs en lindane dans la partie superficielle des sols (GIS Sol, RMQS, 2013)

Les résultats montrent un effet de l'occupation des sols et des précipitations sur la distribution des concentrations en lindane (Figure 14). Les valeurs s'échelonnent entre 0,16 et 5 microgrammes par kilogramme ($\mu\text{g}/\text{kg}$) de sol. Les valeurs les plus élevées (plus de 2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de sol) résultent d'un large usage du lindane comme insecticide dans les zones de culture intensive (Beauce, nord des Hauts-de-France), ou comme antiparasitaire dans les zones d'élevage intensif de volailles et de porcins (Bretagne) (Orton *et al.* 2013). Les sols bretons, riches en matière organique, ont ainsi fortement retenu le lindane épandu *via* les effluents d'élevage. À l'opposé, les valeurs les plus faibles s'observent dans les régions les plus boisées (Auvergne-Rhône-Alpes, Occitanie, Nouvelle-Aquitaine, Provence-Alpes-Côte d'Azur) et plus particulièrement dans les Landes de Gascogne où les sols sableux, acides et pauvres en matière organique retiennent peu le lindane. Les données ont également montré une corrélation positive avec les précipitations suggérant la volatilisation, le transport et la redéposition *via* les précipitations du lindane dans le sol comme mécanismes de transfert prépondérants.

À l'échelle nationale, les parties nord et ouest de la France présentent des concentrations plus élevées de lindane, ce qui pourrait être attribué à la présence de cultures plus intensives anciennement traitées au lindane.

4.1.8 Aliments

Les données de mesure du lindane dans les aliments en France sont issues des plans de surveillance (PS) et plans de contrôle (PC) réalisés par les ministères chargés de la consommation et de l'agriculture, ainsi que des études de l'alimentation totale et infantile (EAT2 et EAT_i).

4.1.8.1 Données issues d'une surveillance pérenne

Les PS ont pour vocation de donner une image représentative de la présence des résidus de pesticides dans les denrées alimentaires. L'échantillonnage dit « représentatif » permet la collecte de données pour évaluer l'exposition alimentaire réelle des consommateurs (population générale) à ces résidus. Les PS ne nécessitent pas de ciblage préalable. Un premier programme communautaire de contrôle, pluriannuel et coordonné, couvrant les années 2009, 2010 et 2011, a été établi par le règlement (CE) n° 1213/2008 de la Commission. Ce programme s'est poursuivi dans le cadre de règlements adoptés successivement, le dernier en date étant le règlement d'exécution (UE) 2023/731 de la Commission. Le lindane, parmi d'autres pesticides, est contrôlé dans les produits d'origine animale au cours d'une série de cycles triennaux. À titre d'exemple, la graisse de bovins et les œufs de poule ont été contrôlés en 2024, puis ce seront le lait de vache et la graisse de porcins qui seront contrôlés en 2025, puis la graisse de volailles et le foie de bovins en 2026 et de nouveau la graisse de bovins et les œufs de poule en 2027.

Contrairement aux PS, les PC sont réalisés sur des denrées alimentaires ou des producteurs/distributeurs ciblés en vue de rechercher ou vérifier des anomalies, non-conformités, voire des fraudes constatées antérieurement ou suspectées. L'échantillonnage est donc orienté.

En complément des plans de surveillance et de contrôle de la contamination des aliments d'origine végétale et animale, le règlement (CE) n° 882/2004 relatif aux contrôles officiels en alimentation animale impose aux États membres la mise en place de contrôles en alimentation animale. Cette obligation se traduit notamment en France par la mise en place de plans de surveillance des aliments pour animaux, en particulier au regard de leur contamination en substances indésirables, substances listées dans la directive n°2002/32/CE transposée en droit français par l'arrêté ministériel du 12 janvier 2001 et dans le règlement (CE) n°396/2005.

Pour tous ces PS et PC, les analyses du lindane sont réalisées par chromatographie en phase gazeuse couplée ou non à un spectromètre de masse en tandem.

Les données disponibles issues des plans de surveillance et plans de contrôle concernent les aliments produits et distribués (à partir de 2010), ainsi que les aliments destinés à la consommation animale (à partir de 2013). Il n'existe pas de base officielle avant ces dates.

- Production

Au total, 11 708 échantillons de denrées alimentaires produites en France ont été prélevés entre 2010 et 2022. Les limites de détection et de quantification varient selon les échantillons (LD comprises entre 0,01 et 8 µg/kg et LQ comprises entre 0,04 et 20 µg/kg), mais la majorité des limites de quantification sont égales à 10 µg/kg. Le lindane n'a été quantifié que dans 4 échantillons des 11 708 analysés (fréquence de quantification de 0,03 %), à des concentrations variant entre 0,11 et 108 µg/kg, et une médiane à 21 µg/kg (Tableau 6).

Tableau 6 : Teneurs en lindane, en µg/kg, mesurées entre 2010 et 2022 dans les denrées alimentaires produites en France

Groupe de denrée alimentaire	Année	Nom des produits	Concentration (µg/kg)
Produits d'origine animale – animaux terrestres	2013	Lait de chèvre	0,11
Légumes	2015	Poireaux	108
	2017	Courgettes	11
Céréales	2015	Grain de triticale	30

Le lindane n'a en revanche pas été quantifié dans les épices, les fruits, les graines et fruits oléagineux, le houblon, les légumineuses séchées, les plantes sucrières, les produits de la mer et d'eau douce, les thés, café et infusions entre 2010 et 2022.

- Distribution

Au total, 68 954 échantillons de denrées alimentaires distribués en France ont été prélevés entre 2010 et 2022. Les limites de détection et de quantification varient selon les échantillons, mais la médiane et le 90^e centile des LQ est égale à 10 µg/kg. Les concentrations en lindane étaient supérieures aux LQ pour 44 échantillons sur les 68 954 analysés (fréquence de quantification de 0,06 %), avec des valeurs comprises entre 0,3 et 449 µg/kg, et une médiane à 0,6 µg/kg (Tableau 7).

Tableau 7 : Concentrations en lindane, en µg/kg, mesurées entre 2010 et 2022 dans les denrées alimentaires distribuées en France

Denrée alimentaire	Année	Nombre d'échantillons quantifiés (effectif total)	Nom des produits	Concentration en lindane (µg/kg)		
				min	max	moyenne
Céréales	2013	1 (440)	Blé	78		
	2014	1 (497)	Blé	11		
Fruits	2020	1 (1085)	Pomelos	12		
Légumes	2021	1 (2291)	Herbes séchées	100		
Produits d'origine animale – animaux terrestres	2011	21 (784)	Reins de porc, de mouton ou de chèvre, tissus adipeux frais de bovins, œufs de poule	0,3	5,9	0,8
	2012	2 (1398)		383	449	416
	2013	5 (1224)		6	20	12
	2015	3 (1416)		10	31	20
	2016	1 (1430)		0,5		
	2021	1 (1006)		11		
Produits de la mer et d'eau douce	2011	3 (171)	Poissons d'eau douce, brochet, carpes, crevettes, chair de poisson	0,4	0,7	0,5
	2012	2 (210)		0,7	0,8	0,75
	2013	1 (138)		0,4		
	2015	1 (58)		1,3		

Le lindane n'a pas été quantifié dans les épices, les graines et fruits oléagineux, le houblon, les légumineuses séchées, les plantes sucrières, les thés, café et infusions.

- Aliments pour animaux

Au total, 292 échantillons d'aliments pour animaux ont été prélevés entre 2013 et 2022. Aucune concentration en lindane supérieure à la limite de quantification de 10 µg/kg n'a été trouvée.

À titre de comparaison, dans le cadre des plans de surveillance de l'ensemble des États membres de l'Union européenne, le lindane a été détecté dans 0,4 % des échantillons de denrées d'origine animale (non précisé) (EFSA 2014, d'après Anses 2016).

Globalement, ces données ne permettent pas de dégager des tendances temporelles. En effet, la très grande variabilité d'échantillonnage d'une année à l'autre entraîne une vision partielle de l'offre alimentaire. De plus, d'autres facteurs peuvent varier selon les années, comme le lieu de prélèvement des denrées et les laboratoires. Enfin, les fréquences de quantification sont très faibles (moins de 0,1 %) voire nulles. Les concentrations mesurées sont variables, mais restent de l'ordre du µg/kg.

4.1.8.2 Données issues des Études de l'Alimentation Totale (EAT)

Les Études de l'Alimentation Totale (EAT) sont réalisées à l'échelle nationale et reposent sur une méthode standardisée et recommandée. Elles consistent à prélever sur différents points de vente les aliments régulièrement consommés par la population, les préparer tels qu'ils sont consommés, les mixer en des échantillons dits « composites » pour en réduire le nombre, puis les analyser pour rechercher un certain nombre de substances toxiques et nutriments : résidus de produits phytosanitaires, contaminants de l'environnement, composés néoformés, toxines naturelles, additifs, substances migrant des matériaux au contact des denrées alimentaires, éléments traces ou minéraux par exemple.

La deuxième étude de l'alimentation totale (EAT 2) avait pour objectifs d'une part de décrire les expositions alimentaires de la population française à des substances d'intérêt en termes de santé publique, d'autre part de caractériser les risques sanitaires liés à l'alimentation et associés à ces substances. L'EAT2 s'appuie sur les données de consommations alimentaires de l'étude INCA2 qui décrit les habitudes alimentaires des adultes et des enfants de plus de 3 ans en France concernant les aliments consommés et leurs quantités. Les analyses de l'EAT2 ont été réalisées entre 2007 et 2010 (Anses 2011).

Dans la continuité de l'EAT2, l'EAT infantile a permis d'évaluer l'exposition alimentaire des enfants de moins de 3 ans. La phase d'échantillonnage s'est déroulée entre juillet 2011 et juillet 2012. À noter que, pour les résidus de pesticides dont le lindane, les performances analytiques ont été accrues : les limites de détection étaient 2 à 10 fois inférieures à celles mises en œuvre dans l'EAT2 (Anses 2016).

L'EAT3 est en cours de réalisation. Elle apportera des données de concentrations en résidus de pesticides, notamment le lindane, en distinguant les aliments issus de l'agriculture biologique de ceux issus de l'agriculture conventionnelle. Cependant, les conclusions de cette étude ne seront disponibles qu'après la publication du présent rapport.

À l'instar des PS et PC, les analyses du lindane sont réalisées par chromatographie en phase gazeuse couplée ou non à un spectromètre de masse en tandem.

Les données censurées (résultats inférieurs aux LD ou LQ) ont été traitées selon une méthode de substitution qui consiste à encadrer la teneur réelle en utilisant les valeurs les plus basses (hypothèse basse ou lower-bound (LB)) et les plus hautes (hypothèse haute ou upper-bound (UB)) possibles. L'hypothèse basse est calculée en considérant que toutes les valeurs en-dessous de la LD sont égales à 0 et celles situées entre la LD et la LQ sont égales à la LD. L'hypothèse haute est calculée en considérant que toutes les valeurs en-dessous de la LD sont égales à la LD et celles situées entre la LD et la LQ sont égales à la LQ (Anses 2016).

Dans le cadre de l'EAT2, le lindane a été recherché dans 1 235 échantillons. La concentration en lindane était au-dessus des limites de quantification (comprises entre 3 et 10 µg/kg) dans un échantillon composite de poulet ($40 \mu\text{g}.\text{kg}^{-1}$ en poids frais) et était entre les limites de détection et de quantification dans deux échantillons d'œuf dur et de rôti de porc. Les fréquences de détection et de quantification étaient de 0,24 % et 0,08 %, respectivement. En tenant compte du traitement des données censurées selon les hypothèses basses et hautes, les teneurs moyennes estimées sont comprises entre 0,1 et 3,6 µg/kg pour les œufs et dérivés, entre 0,7 et 2 µg/kg pour la volaille et le gibier et entre 0,03 et 2 µg/kg pour les autres viandes (Anses 2011).

En revanche, aucune concentration en lindane n'a été mesurée au-dessus des limites de détection dans les 311 aliments échantillonnés dans le cadre de l'EATi, avec des limites de détection comprises entre 0,3 et 1 µg/kg (Anses 2016).

Ces études, ponctuelles, ne portent pas forcément sur les mêmes types de denrées alimentaires : l'EATi compte moins d'échantillons et certains aliments étaient spécifiques de l'alimentation des enfants de moins de trois ans. Par conséquent, aucune tendance temporelle ne peut être dégagée entre ces deux études.

4.1.9 Environnements intérieurs

4.1.9.1 Air intérieur

Les données de mesures de lindane dans l'air intérieur au niveau national en France sont peu nombreuses. Le lindane n'a pas été mesuré au cours de la première campagne nationale logements (CNL1) réalisée entre 2003 et 2005 par l'OQAI, mais à l'occasion du projet ECOS-Habitat, pour lequel les 300 filtres PM₁₀ utilisés lors de la CNL1 ont été récupérés. Les analyses ont été réalisées par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en tandem (GC/MS/MS) (Glörennec *et al.* 2019). À partir de cette mesure en phase particulaire, la concentration en phase gazeuse a été évaluée par modélisation (Wei *et al.* 2017). La distribution des concentrations mesurées et modélisées est détaillée dans le Tableau 8.

Tableau 8 : Distribution des concentrations en lindane en ng/m³ dans le cadre du projet ECOS-Habitat

Phase	LD	% > LD	LQ	% > LQ	P5	P25	médiane	P75	P95
particulaire	2,1	56	4,2	33	< LD	< LD	< LQ	0,006	0,04
gazeuse par modélisation						0,2	0,7	2,4	

Les autres données de mesure de lindane disponibles sont issues d'une part de la campagne nationale écoles (CNE), conduite entre 2013 et 2017 par l'OQAI, et d'autre part de la campagne nationale logement (CNL) 2 de l'OQAI (échantillonnage en automne 2020 et hiver 2022-2023). Dans les deux campagnes, les prélèvements étaient réalisés en continu sur une semaine par pompage actif de l'air. La cartouche de prélèvement permettait la collecte de la phase particulaire (fraction PM_{2,5}) et de la phase gazeuse simultanément. Le lindane était analysé par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en tandem (Ramalho *et al.* 2024a).

Lors de la CNE, 301 écoles maternelles et élémentaires de France métropolitaine ont été incluses, et dans chacune d'elles, deux salles de classes ont été investiguées (tirage au sort dans chaque école). L'échantillonnage des écoles a été fait de manière être représentatif du parc français. Au total, 280 mesures de lindane sont disponibles. Le lindane a été quantifié dans 100 % de l'air des écoles documentées. Les concentrations sont de quelques nanogrammes par mètres cube et la concentration médiane est de 1,4 ng/m³, comme le montre le Tableau 9. Les médianes de concentrations dans les écoles semblent du même ordre de grandeur que les concentrations dans l'air extérieur en France, mais les fractions échantillonées ne sont pas les mêmes (PM_{2,5} versus PM₁₀).

Tableau 9 : Distribution des concentrations en lindane (en ng/m³) dans l'air (phase gazeuse et particulaire PM_{2,5}) des écoles en France métropolitaine (d'après Dassonville *et al.* 2019)

Effectif observé	Effectif redressé	LD	LQ	% > LD	% > LQ	P5	P25	Médiane	P75	P95
280	63 813	0,08	0,20	100	100	0,3	0,6	1,4	3,1	17,4

Lors de la CNL2, les 571 logements inclus sont répartis sur l'ensemble du territoire continental métropolitain. Parmi ces logements, 548 mesures de lindane sont disponibles, dont les concentrations s'échelonnent sur 4 ordres de grandeurs : de 0,04 à 504 ng/m³ avec une fréquence de quantification de 96,8%. Néanmoins, le centile 25 se situe à 0,5 ng/m³, la médiane à 1,17 ng/m³ et le centile 75 à 3,45 ng/m³. La limite de quantification est de 0,083 ng/m³. Deux logements sont plus contaminés par rapport aux autres avec des valeurs respectives de 504 et 245 ng/m³. Les concentrations sont similaires à celles mesurées dans les écoles.

À ces données nationales s'ajoutent des mesures plus ponctuelles dans des échantillons de logements et de bureaux. Avant la campagne nationale logements (CNL) 1, Blanchard *et al.* (2014) ont étudié les concentrations du lindane dans la phase gazeuse et les particules en suspension dans l'air collectées simultanément dans des habitations françaises. Dans cette étude, 30 logements ont été recrutés dans la cohorte PELAGIE de femmes enceintes en Bretagne. Les échantillons ont été collectés entre décembre 2010 et avril 2011.

Les concentrations mesurées en phase gazeuse et en phase particulaire sont détaillées dans le Tableau 10. Les concentrations inférieures à la limite de quantification (LQ) ont été fixées à LQ/2 pour le calcul des valeurs médianes.

Tableau 10 : Concentrations en lindane en ng/m³ dans l'air intérieur en phase gazeuse et particulaire, en 2011 dans 30 logements bretons (Blanchard *et al.* 2014)

Phase	N	LQ	% > LQ	min	max	médiane
gazeuse	30	0,6	83	< LQ	66,1	1,2
particulaire	30	0,002	0,013	< LQ	0,097	< LQ

Les concentrations en lindane dans les 30 logements bretons sont similaires à celles mesurées dans les logements et écoles au niveau national (médiane à 1,2 ng/m³ vs 1,4 ng/m³ pour les écoles et 1,17 ng/m³ pour les logements).

Des mesures de lindane dans l'air intérieur, en phase gazeuse et particulaire simultanément, ont également été réalisées dans 30 immeubles de bureaux répartis sur le territoire de Nouvelle-Aquitaine, dans le cadre du projet POEME « Polluants émergents », entre octobre 2018 et juin 2019 (Malingre et al. 2020). Le lindane est quantifié dans l'air d'au moins la moitié des espaces de bureaux (73 %). Les concentrations sont rapportées dans le Tableau 11.

Tableau 11 : Distributions des concentrations en lindane (ng/m³) quantifiés dans l'air des espaces de bureaux enquêtés (n = 30) (d'après Malingre et al. 2020)

effectif	LQ	% > LQ	P10	P25	médiane	P75	P90	moyenne	ET
30	0,28	73	< LQ	< LQ	0,4	1,0	1,5	0,7	0,7

Les concentrations en lindane dans l'air des 30 bureaux sont inférieures à celles retrouvées dans les écoles et logements. Cela peut être dû aux différences de bâtiments (âge du bâti, par exemple).

La comparaison des données disponibles, issues d'études ou campagnes ponctuelles, est difficile en raison de la variabilité du nombre d'échantillons, des environnements intérieurs étudiées et de la phase dans laquelle le lindane a été analysée (gazeuse, particulaire ou les deux). Par conséquent, aucune tendance spatio-temporelle ne peut être dégagée.

4.1.9.2 Poussières

À l'instar des données de mesures de lindane dans l'air intérieur, les données de mesures de cet insecticide dans la poussière en France sont peu nombreuses. Dans le cadre du projet ECOS-Habitat, un volet était consacré aux mesures dans les poussières (volet ECOS-POUSS). Le sac d'aspirateur des ménages sélectionnés dans la campagne Plomb-Habitat a été collecté et analysé, après tamisage à 100 µm (Mandin et al. 2013, d'après Ramalho et al. 2024b). Les concentrations sont rapportées dans le Tableau 12.

Tableau 12 : Limites de détection et de quantification, fréquences de détection et de quantification, et distributions des concentrations en lindane en ng/g recherchés dans les poussières de sacs d'aspirateur domestique (N= 3 581 991)

LD	% > LD	LQ	% > LQ	P5	P25	médiane	P75	P95	max
5,3	94	13,2	66	< LD	[LD; LQ[24,7	43,2	253	11 250

Des concentrations dans les poussières ont également été mesurées dans les campagnes nationales menées par l'OQAI : la campagne nationale écoles (CNE), conduite entre 2013 et 2017, et de la campagne nationale logement (CNL) 2 (échantillonnage en automne 2020 et hiver 2022-2023).

Différents contaminants ont été recherchés au cours de ces campagnes. Pour les composés organiques semi-volatils, dont le lindane, les échantillons de poussière ont été prélevés par aspiration, au niveau des sols de classes ou des logements sélectionnés dans ces campagnes. Ces échantillons ont ensuite été tamisés à 100 µm et analysés par chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en tandem.

Dans la CNE, les fréquences de détection et de quantification du lindane étaient respectivement de 98 % et 91 % (Dassonville *et al.* 2019). En comparaison, le lindane était moins détecté et quantifié dans la CNL2 (79 % et 80 %, respectivement). Les résultats des mesures du lindane sont résumés dans le Tableau 13 et le Tableau 14. Les données censurées de la CNL 2 ont été traitées comme celles de la CNE : si le laboratoire a fourni une valeur numérique, elle a été conservée. Sinon, la valeur suivante a été imputée :

- LD/2 pour les concentrations inférieures à la LD
- (LD+LQ)/2 pour les concentrations inférieures à la LQ (Dassonville *et al.* 2019).

Tableau 13 : Distribution des concentrations en lindane (ng/g) dans les poussières déposées au sol des écoles en France (d'après Dassonville *et al.* 2019)

Effectif	Effectif redressé	LD	LQ	% > LD	% > LQ	P25	Médiane	P75	P95
288	64 287	5	10	98 %	91 %	17,4	36,4	77,5	460,8

Tableau 14 : Distribution des concentrations en lindane (ng/g) dans les poussières déposées au sol des logements en France (d'après Ramalho *et al.* 2024b)

Effectif	Effectif redressé	LD	LQ	% > LD	% > LQ	P25	Médiane	P75	P95
487	22 254 158	5	12,5	79 %	80 %	< LQ	16,5	39,1	210

Cependant, l'empoussièvement, qui est notamment influencé par la fréquence de ménage, le nombre et les activités des occupants, est différent entre les écoles et les logements. Il en est de même des modes de prélèvement : par aspiration dédiée dans les écoles et par collecte du sac d'aspirateur familial dans les logements. Par conséquent, les concentrations dans les poussières entre ces deux campagnes ne sont pas comparables.

La médiane calculée dans le cadre de la CNL2 est légèrement plus basse que celle calculée dans le cadre du projet ECOS-Habitat (24,7 ng/g).

Blanchard *et al.* (2014) ont également étudié les concentrations du lindane dans les poussières intérieures de 30 logements bretons. Celles-ci sont rapportées dans le Tableau 15.

Les concentrations inférieures à la limite de quantification (LQ) ont été fixées à LQ/2 pour le calcul des valeurs médianes.

Tableau 15 : Concentrations en lindane en ng/g dans les poussières, en 2011 dans 30 logements bretons (Blanchard *et al.* 2014)

N	% > LQ	min	max	médiane
17	59	60	1 000	80

Si la médiane des concentrations en lindane dans la poussière semble plus élevée dans les 30 logements bretons que dans les autres logements étudiés, ce n'est pas le cas pour les

concentrations maximales (1 000 ng/g dans les 30 logements bretons et 1 613 ng/g à l'échelle nationale).

Les données disponibles ne permettent pas de conclure de manière précise sur une tendance temporelle quant aux concentrations en lindane dans la poussière. Par ailleurs, les localisations des sites de prélèvement n'étaient pas indiquées dans les données mises à disposition, ce qui ne permet pas de déterminer si des régions sont plus contaminées que d'autres.

4.1.10 Évaluation des limites et incertitudes liées à la mesure des niveaux de concentration en lindane dans les différents médias d'exposition

Les bases de données en environnement ont le plus souvent été construites dans des logiques de surveillance ou de gestion, à différentes échelles. Celles-ci ne permettent pas toujours une représentation suffisamment fine de la contamination des milieux sans traitements adaptés. Les incertitudes relatives aux mesures du lindane dans les différents milieux de l'environnement constituent la principale limite dans ce travail et expliquent la difficulté de faire ressortir des tendances particulières. Voici ici les principales :

- évolution des techniques de mesures avec le temps, permettant d'abaisser les LD/LQ et ayant donc un impact sur les fréquences de détection/quantification et les valeurs moyennes (difficulté dans l'analyse temporelle) ;
- représentativité spatiale et temporelle faible des contaminations sur le territoire et la période concernés ;
- incertitudes sur les valeurs moyennes quand ces dernières sont proches des LD/LQ ;
- harmonisation tardive des techniques de prélèvements/mesures dans le temps notamment pour les données liées à l'air (différents systèmes de prélèvement TSP, PM10 ou PM2,5, différence de volume échantillonné entre l'air intérieur et extérieur, etc.) ;
- différence de prélèvement pour les mesures de lindane dans l'air : prélèvement de la phase particulaire seule ou de la phase gazeuse conjointement à la phase particulaire.

4.2 Comparaison avec les concentrations mesurées à l'étranger

Une recherche bibliographique a été réalisée entre le 17 novembre 2023 et le 2 décembre 2024 afin de recueillir les concentrations en lindane mesurées dans d'autres pays. Cette recherche a porté exclusivement sur des revues afin de limiter le nombre de publications scientifiques. Les équations de recherche sont détaillées en annexe 1. Néanmoins, les 12 revues sélectionnées indiquent des concentrations variables et des étendues de concentrations tellement larges, qu'elles ne permettent pas une comparaison aux concentrations mesurées en France. En contrepartie, les rapports du CIRC (2018) et de l'ASTDR (2024) ont permis de fournir un panorama des concentrations en lindane mesurées à l'international ou spécifiquement aux États-Unis. Dans l'objectif de les comparer aux concentrations relevées en France, seules les concentrations mesurées dans la même temporalité que les données françaises sont présentées.

Le CIRC (2018) a rapporté quelques concentrations de lindane mesurées en Europe et à l'international dans différents compartiments environnementaux (Tableau 16). D'autres

mesures sont rapportées pour le HCH (« total HCH » sans précision des isomères), et non spécifiquement pour le lindane et ne sont donc pas reprises ici.

La mesure des niveaux de fond dans l'air des polluants organiques persistants sur 71 sites en Europe en 2006 a révélé des concentrations moyennes de lindane de 0,035 ng/m³. L'échantillonnage passif de l'air dans 22 pays européens en 2002 a montré des concentrations de lindane comprises entre 0,001 et 0,065 ng/m³, les concentrations les plus élevées étant enregistrées dans le sud et l'est de l'Europe, en particulier en Espagne, dans certaines parties de la France, en Italie et dans la région des Balkans. L'étude Global Atmospheric Passive Sampling (GAPS) indique qu'entre 2005 et 2008, des schémas spatiaux et temporels distincts montrent que pesticides tels que le lindane tendent à être plus répandus dans les pays en développement, en particulier en Asie (concentrations non rapportées). Les échantillons prélevés à Delhi, en Inde, présentaient les niveaux les plus élevés de lindane. En Europe, les niveaux de lindane ne sont pas uniformément répartis, les échantillons prélevés à Paris présentant les niveaux les plus élevés. Les niveaux de lindane ne sont pas très élevés en Amérique du Nord et en Amérique du Sud, ce qui peut refléter une diminution de l'utilisation de ces substances.

Les eaux de surface prélevées en 2012 dans le bassin de Konya, en Turquie, contenaient des concentrations de lindane à des niveaux allant de non détectables à 0,010 µg/L. Des échantillons d'eau prélevés mensuellement entre 2009 et 2011 dans la rivière Karun, dans la province du Khuzestan, en Iran, contenaient du lindane à des concentrations moyennes de 1,59 µg/L. À Singapour, des échantillons de poussière prélevés dans 31 habitations contenaient du lindane à des concentrations moyennes de 2,9 ng/g.

Aucune mesure n'est rapportée dans l'air intérieur ou les eaux destinées à la consommation humaine.

Tableau 16 : Concentrations en lindane rapportées dans la monographie du CIRC (2018)

Compartiment	Localisation	Année(s)	Min	Max	Moyenne	Unité	Référence
Air extérieur	Europe	2006	NR	NR	0,035 ± 0,038	ng/m ³	Halse et al. (2011)
Eaux de surface	Iran	2008-2009	220	4 250	1 580	ng/L	Behfar et al. (2013)
	Turquie	2012	Non détecté	10	NR	ng/L	Aydin et al. (2013)
Poussières	Singapour	2007	Non détecté	74	2,9	ng/g	Tan et al. (2007)

NR : Non renseigné

Les concentrations en lindane collectées en France sont globalement du même ordre de grandeur que les concentrations rapportées par le CIRC dans l'air extérieur et les eaux de surface. Concernant les poussières, la campagne logements 2 en France a montré des concentrations supérieures. Néanmoins, la comparaison des données est difficile et plusieurs hypothèses peuvent expliquer cette différence : nombre de logements étudié, différences d'empoussièrement, de mode de prélèvement, etc.

Le rapport de l'ATSDR (2024) présente une revue non systématique des données de contamination en lindane dans les différents compartiments environnementaux aux USA.

Peu de données acquises *a posteriori* de l'interdiction du lindane (en 2006 aux États-Unis) sont disponibles (Tableau 17).

Tableau 17 : Concentrations en lindane rapportées dans le rapport de l'ATSDR (2024)

Compartiments	Concentrations basses	Concentrations hautes
Air extérieur (ng/m ³)	<1,7	Absence de données
Air intérieur		Absence de données
Eaux de surface		
Eaux souterraines		
Eaux destinées à la consommation humaine		
Sol et sédiments		
Aliments	Non détecté	

Dans l'air extérieur, les concentrations les plus élevées rapportées datent d'avant les restrictions d'utilisation du lindane. Les données de surveillance disponibles après l'interdiction du lindane montrent une diminution progressive, avec des concentrations inférieures au ng/m³ pour les données les plus récentes. Sur la période 2000-2003 précédant l'interdiction du lindane, les concentrations mesurées varient de la limite de détection (0,09 ng/m³) à 6,15 ng/m³.

Une seule étude présentant des résultats de mesures dans l'air intérieur est citée. Elle visait à évaluer l'exposition des jeunes enfants aux pesticides en Caroline du Nord sur la période 2000 – 2001. Les concentrations en lindane varient de la limite de détection (< 0,09 ng/m³) à 18,5 ng/m³ dans les logements des enfants et de < 0,09 à 8,97 ng/m³ dans les garderies.

Dans les eaux, une diminution du lindane dans les eaux de surface peut être observée, possiblement en raison des restrictions d'utilisation ; les tendances pour l'eau potable et les eaux souterraines ne sont pas aussi claires. Les données de surveillance les plus récentes indiquent des concentrations inférieures au mg/L Concernant les eaux de surfaces, les concentrations rapportées sont toutes antérieures aux années 2000. Elles sont comprises entre 0,24 et 2,1 ng/L. Les données présentées pour les eaux souterraines pour l'année 2000 ont été acquises à proximité immédiate d'une usine de formulation et d'emballage de pesticides en activité (concentrations médianes comprises entre 73 000 et 99 000 ng/L). Dans les eaux destinées à la consommation humaine, les concentrations rapportées pour la période 2000-2005 sont comprises entre 1 et 690 ng/L.

Dans le sol et les sédiments, les concentrations rapportées sont toutes antérieures à 2000. Elles varient de 0 à 150 µg/kg pour les sols et la limite de détection (0,02 µg/kg) à 34,4 µg/kg pour les sédiments. L'ATSDR (2024) conclut qu'aucune tendance claire ne peut être mise en évidence à partir des données recensées. Les données de surveillance les plus récentes indiquent des concentrations de l'ordre du ppb.

4.3 Identification des réservoirs et motifs de persistance

Afin d'identifier des potentiels réservoirs environnementaux de lindane et la contribution des voies de transfert principales qui influencent sa dispersion sur le territoire, une étude des interrelations spatiales de la contamination des sols, eaux de surface, et de l'air à travers l'utilisation des données de surveillance française a été menée dans le cadre de cette expertise.

La méthode et les résultats détaillés de cette étude sont présentés en annexe 3. Une synthèse de ces éléments est rapportée dans les paragraphes suivants.

4.3.1 Sources de données

Pour les sols, les données proviennent des modélisations géostatiques réalisées à partir du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS). Les concentrations de lindane dans les eaux de surface (2005-2022) proviennent de la base NAIADES, couvrant environ 8644 stations. Les données sur la qualité de l'air, issues de la campagne nationale de mesure des résidus de pesticides (CNEP), incluent 50 sites en métropole et DROM.

4.3.2 Méthodes

Compte tenu de la variabilité du support spatial sur lequel les différentes données sont disponibles, il a été nécessaire :

- d'homogénéiser, agréger ou désagréger les données, afin d'obtenir des valeurs assignées à l'unité spatiale de l'étude ;
- de définir une base uniforme à l'analyse statistique.

Cette homogénéisation a été effectuée à un niveau régional pour la construction d'une métrique d'analyse représentative des eaux de surface et à un niveau local pour l'analyse du lien entre les concentrations dans les sols et les concentrations atmosphériques.

Compte tenu de la fréquence de quantification du lindane dans les eaux très faibles (0,5 %), un indicateur basé uniquement sur les valeurs absolues mesurées aurait une fiabilité limitée. Il a donc été décidé d'utiliser comme variable binaire le pourcentage de dépassement de deux seuils prédéfinis : 0,001 µg/L (indicateurs I1) et 0,002 µg/L (indicateurs I2).

Deux variables relatives au sol ont été prises en compte : la teneur en lindane dans le sol, et la teneur en carbone organique du sol compte tenu du caractère hydrophobe du lindane. Ces variables ont été comparées aux estimations de la contamination dans l'air et dans l'eau à partir de corrélations simples. L'analyse temporelle a été réalisée sur les périodes 2002-2013 et 2014-2022.

4.3.3 Résultats

Le Tableau 18 présente les résultats de l'analyse des interrelations (coefficient de corrélation R^2) effectuées.

Tableau 18 : Corrélations observées entre les différents compartiments étudiés : sol, air, eaux

		Sol	
		Carbone organique dans le sol (dg/kg)	Teneur en lindane dans le sol
Sols	Carbone organique dans le sol (dg/kg)		
	Teneur en lindane dans le sol ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	0.24	
Eaux ($\mu\text{g}/\text{L}$)	I1	0.43	0.06
	I1 (2002-2013)	0.79	0.51
	I1 (2014-2022)	0.27	0.12
Air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Air	0.26	0.0009
	Air-station péri-urbaines	0.56	
	Air-station rurales	0.31	
	Station urbaines (relation négative)	0.34	

Corrélation matière organique sol / teneur lindane sol

La corrélation moyenne observée entre la matière organique et les teneurs en lindane dans le sol ($R^2=0.24$), pourrait résulter de la combinaison de l'historique des apports liés à des pratiques agricoles antérieures et de leur rétention sur les matières organiques du sol, considérée comme un paramètre clé de l'adsorption de la substance et de contrôle des processus de transfert (ex. lessivage, volatilisation).

Corrélations sol / eauxCorrélation teneur lindane dans les sols / eau de surface

L'absence de corrélation globale suggère un transfert limité du lindane par ruissellement direct des sols vers les eaux. Néanmoins cette corrélation était plus importante sur la période 2002-2013 et a diminué sur la seconde période de temps ce qui suggère que les zones d'épandage initiales pourraient avoir constitué un réservoir principal à la contamination des eaux.

Corrélation matière organique du sol / eau de surface

La corrélation entre le carbone organique du sol et les eaux de surface est globalement moyenne. Elle était plus élevée lors de la première période d'analyse ($R^2=0,79$) puis faible sur la 2eme période ($R^2=0,27$). Cela pourrait suggérer un transfert par érosion du lindane adsorbé sur la matière organique depuis les sols vers les eaux avec une réduction des stocks entre les deux périodes

Corrélations sol / airCorrélation teneur en lindane dans le sol / air extérieur

L'absence de corrélation peut suggérer que les sources de lindane atmosphérique sont majoritairement exogènes aux sites mesurés (transport longue distance). Cette absence peut également refléter que la distribution spatiale du lindane dans le sol est modifiée par les processus de diffusion au cours du temps.

Corrélation carbone organique dans le sol / air extérieur

Une corrélation moyenne (coefficient significatif dans l'analyse de régression, cf. annexe 3) est observée entre le carbone organique du sol et l'air extérieur. Cela pourrait suggérer un enrichissement au cours du temps en lindane des couches du sol par déposition du lindane atmosphérique ensuite adsorbé sur la matière organique du sol par les cycles successifs de volatilisation /redéposition des dépôt sec et humide.

Limites

La qualité et la représentativité des données collectées varient selon les sources et les périodes de collecte. Certaines données peuvent être limitées par des méthodes de mesure distinctes ou des changements dans les techniques analytiques au fil du temps. Cette hétérogénéité introduit des incertitudes dans les analyses, limitant la comparabilité des résultats et pouvant biaiser certaines conclusions.

De plus, les données de surveillance ne couvrent pas toutes les périodes ou ne concernent pas tous les compartiments (sol, eau, air) de manière continue. Par exemple, les échantillons de sol et d'air ne sont pas toujours synchronisés, ce qui rend difficile l'interprétation des interrelations entre compartiments (les données dans le sol sont issues d'une seule campagne relativement ancienne et ne reflètent pas les niveaux actuels).

4.3.4 Conclusion

Cette approche à large échelle fournit une base de réflexion pour évaluer les tendances et les niveaux de contamination à travers les régions. La réduction des stocks de lindane dans les sols reflète une atténuation progressive de la contamination due à l'arrêt des applications agricoles et à un ensemble de transferts notamment vers les eaux de surface exportant la contamination au-delà du territoire continental dans les eaux littorales. La perspective temporelle donne des pistes d'analyse complémentaire pour la compréhension de la dynamique des contaminants dans l'environnement. L'utilisation d'indicateurs régionaux binaires pour évaluer la contamination des eaux de surface a permis d'établir des tendances temporelles et spatiales malgré des limites liées aux données censurées. À travers le compartiment eau, l'étude compare des périodes distinctes, offrant un aperçu de l'évolution de la contamination au fil du temps et de la manière dont les processus de transfert du lindane (comme le lessivage et la volatilisation) ont pu potentiellement influencer la répartition spatiale des concentrations. Les résultats suggèrent que le lindane persiste dans les compartiments environnementaux, influencé par des facteurs locaux (pratiques agricoles passées, teneur en matière organique dans le sol, conditions climatiques). Meijer *et al.* (2003) indiquent que les polluants organochlorés peuvent se redéposer sur la matière organique, qui agit comme un piège pour les POP. La corrélation entre la matière organique des sols et les concentrations atmosphériques en lindane peut indiquer une redistribution dynamique de la contamination au niveau national dans les sols enrichis en carbone organique associée aux processus de lessivage et de volatilisation/redéposition.

Bien que l'utilisation de modèles statistiques permette une analyse approfondie, certaines approximations sont nécessaires en raison de la complexité des processus environnementaux et de l'incertitude des données. Par conséquent, l'approche utilisée ne capture pas toutes les interactions fines entre les facteurs environnementaux, ce qui conduit à des simplifications des

résultats. Ainsi les données utilisées ne permettent pas toujours de discriminer précisément les processus de transfert spécifiques (volatilisation, ruissellement, lessivage, etc.) ou de distinguer clairement les sources diffuses des sources ponctuelles. Cela limite la capacité à identifier les mécanismes exacts de dispersion et à évaluer les effets de certains paramètres environnementaux sur la dynamique du lindane.

À noter cependant que la qualité et la représentativité des données collectées varient selon les sources et les périodes de collecte. Certaines données peuvent être limitées par des méthodes de mesure distinctes ou des changements dans les techniques analytiques au fil du temps. Cette hétérogénéité introduit des incertitudes dans les analyses, limitant la comparabilité des résultats et pouvant biaiser certaines conclusions.

De plus, les données de surveillance ne couvrent pas toutes les périodes ou ne concernent pas tous les compartiments (sol, eau, air) de manière continue. Par exemple, les échantillons de sol et d'air ne sont pas toujours synchronisés, ce qui rend difficile l'interprétation des interrelations entre compartiments.

5 Médias et voies d'exposition

Compte tenu des connaissances acquises sur la contamination des différents milieux par le lindane, les médias et voies d'exposition humaine peuvent être synthétisées par la Figure 15.

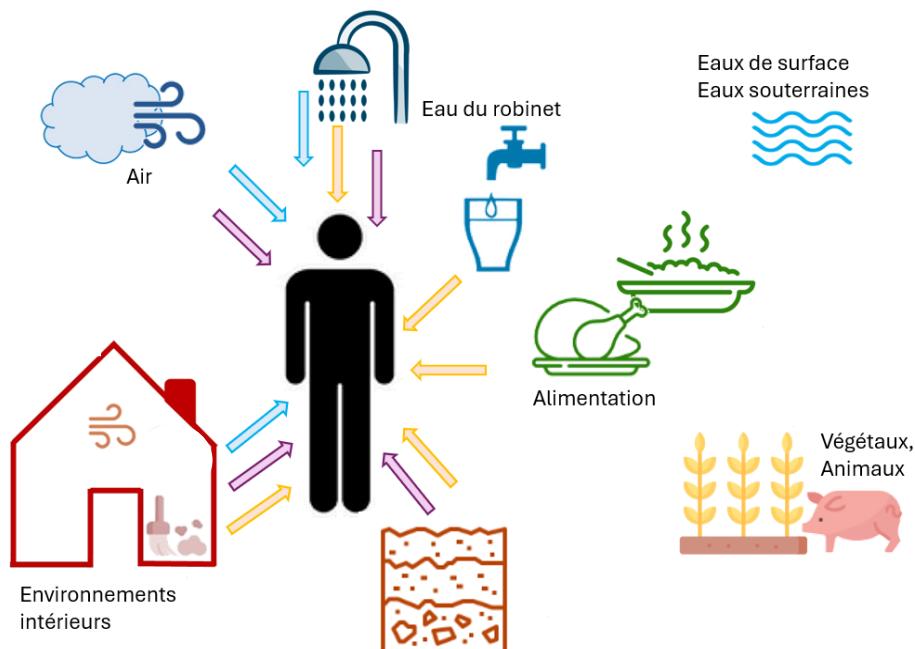


Figure 15 : Exposition humaine au lindane schématisée par les médias et voies d'exposition identifiées

Les voies d'exposition sont schématisées par des flèches colorées : rose pour le contact cutané, jaune pour l'ingestion et bleu pour l'inhalation. Cette image a été conçue en utilisant les ressources de Flaticon.com

Une comparaison des doses d'expositions exprimées en dose interne pour les enfants de plus de 3 ans et les adultes a été réalisée. Les milieux d'exposition suivants ont été considérés : aliments tels que consommés (incluant l'eau de boisson), l'air (intérieur, extérieur), les poussières et le sol. Pour cela, ont été utilisées les médianes des concentrations en lindane pour l'air intérieur et les poussières, les concentrations minimales et maximales pour l'air extérieur et le sol, des paramètres humains d'exposition moyens et un taux d'absorption par défaut de 100 %. Concernant les aliments, les doses d'exposition ont été estimées dans l'EAT2 (2007-2010) (Anses 2011). Les contributions relatives de chaque média d'exposition à l'exposition totale ont ainsi pu être estimées et sont présentées en annexe 4.

L'ingestion d'aliments apparaît comme l'exposition majoritaire, bien que peu d'échantillons présentent des niveaux de lindane détectés (0,24 %) ou quantifiés (0,08 %) dans l'EAT2 (2007-2010). Néanmoins le lindane n'a pas été détecté dans la campagne plus récente sur l'alimentation des enfants de moins de 3 ans (EATi, Anses 2016). Une estimation des contributions relatives des médias d'exposition relatives des médias d'exposition ne tenant pas compte de l'alimentation montre que l'exposition par l'air intérieur est majoritaire.

À noter que les hypothèses retenues sur les taux d'absorption présentent des limites et le compartiment alimentaire n'est pas suffisamment caractérisé. Ainsi, ces estimations et les hypothèses proposées doivent être considérées avec précaution.

6 Imprégnation de la population en France

Une synthèse du devenir du lindane dans l'organisme (données toxicocinétiques) est donnée en guise de préambule à ce chapitre qui dresse un bilan des données d'imprégnation de la population générale en France par le lindane. Les niveaux d'imprégnation en France sont comparés aux niveaux documentés dans d'autres pays.

Ce chapitre repose sur les données transmises par la phytopharmacovigilance et issues d'études de cohortes françaises. Les niveaux d'imprégnation dans des pays européens et internationaux ont été fournis par les monographies du CIRC (2018) et de l'ATSDR (2024). De même pour les données toxicocinétiques, complétées par la fiche toxicologique de l'INRS (2014).

6.1 Devenir du lindane dans l'organisme

6.1.1 Absorption

Les études chez l'Homme montrent que le lindane est absorbé après une exposition par voie orale, par voie respiratoire et par voie cutanée. Il a également été démontré par des études *in vitro* que le lindane présent dans le sol contaminé était bioaccessible. L'absorption, en général rapide, dépend du véhicule utilisé dans la formulation (nature du solvant) et de facteurs propres à l'individu (ATSDR 2024; CIRC 2018; INRS 2014). L'absorption cutanée augmente notamment avec la perte d'intégrité de la peau (ATSDR 2024).

6.1.2 Distribution

Après absorption, les études chez l'Homme ont mis en évidence la présence de lindane dans le sérum sanguin ainsi qu'une accumulation dans les tissus riches en lipides tels que les tissus adipeux ou le cerveau (CIRC 2018). Le lindane a également été détecté dans le système nerveux central (liquide céphalorachidien et tissus cérébraux). Il a été mesuré dans le placenta et/ou le sang du cordon ombilical, témoignant d'une exposition transplacentaire (ATSDR 2024; CIRC 2018). Le lindane a également été détecté dans le lait maternel et dans le sperme (ATSDR 2024).

Chez l'animal (le rat), le lindane était principalement stocké dans les tissus adipeux. La distribution générale du lindane était la plus élevée dans la graisse, suivie par le cerveau, les reins, les muscles, les poumons, le cœur, la rate, le foie et le sang (ATSDR 2024; CIRC 2018).

6.1.3 Métabolisme

Chez l'Homme, la dégradation métabolique est surtout hépatique avec les cytochromes P450, par déshydrochloration, déhydrogénération, hydroxylation directe ou hydroxylation d'un trichlorobenzène intermédiaire et aboutit à un grand nombre de métabolites dont les principaux sont des chlorophénols (ATSDR 2024; CIRC 2018; INRS 2014).

Chez l'animal, les métabolites du lindane ont été identifiés dans divers tissus (foie, riens, rate, cœur, tissus cérébraux), dans le sang et dans l'urine. Le métabolisme du lindane dans l'intestin

est rapporté comme étant très minoritaire où les métabolites étaient complètement absorbés. Aucun métabolite n'a été détecté dans les fèces ou dans la glande surrénale (ATSDR 2024; CIRC 2018).

6.1.4 Excrétion

Chez l'Homme, les isomères du HCH et leurs métabolites sont excrétés principalement dans l'urine. Ils sont aussi excrétés avec le lait maternel, la sueur et le sperme. Du lindane non métabolisé a aussi été détecté dans l'urine et les fèces. Chez l'animal en revanche, très peu de lindane est excréte sous forme inchangée (ATSDR 2024).

Pour le lindane, des demi-vies de 18 à 26 heures dans le sang et les urines ont été rapportées dans plusieurs études chez l'adulte et l'enfant. Dans d'autres études, la demi-vie dépend du véhicule utilisé dans la formulation, comme pour le taux d'absorption cutané (CIRC 2018).

6.2 Analyse des données d'imprégnation en France

Les données d'imprégnation au sein de la population française sont basées sur des dosages de lindane réalisés sur trois types de matrices biologiques : sang, cheveux et urines. Au niveau des dosages sanguins, une étude a porté sur du sang de cordon prélevé à la naissance (cohorte Pélagie, 396 naissances), et une autre étude sur du plasma prélevé auprès d'adultes (étude ENNS, 254 femmes et 132 hommes). Au niveau des dosages effectués sur cheveux, 5 études ont été réalisées sur différents groupes, représentant un total de 521 adultes et 404 enfants.

Les détails de ces études, ainsi que les limites de détection des méthodes et les pourcentages de détections et les niveaux de concentration sont détaillés dans le Tableau 19.

Tableau 19 : Études de biomonitoring de l'exposition au lindane réalisés sur la population française

Référence	Matrice biologique	Population	Année de collecte	Limite de détection	Fréquence de détection	Concentrations	
						Médiane	Min – Max
Chevrier et Cordier (2011)	sang cordon	396 naissances (cohorte Pélagie)	2002-2006	0,01 µg/L	11,4 %	< LD	< LD – 17,9 µg/L
Frery <i>et al.</i> (2013), étude ENNS	sérum	254 femmes et 132 hommes	2007-2008	0,01 µg/L	7,0 %	< LD	IC P95 < LQ
Blaestier <i>et al.</i> (2021), étude Esteban		255 enfants (6-17 ans)	2014-2016	LD : 2 ng/L	50,2 % > LQ	10,02 ng/L	17,90 – 25,92 ng/L
		759 adultes (18-74 ans)		LQ : 10 ng/L	49,3 % > LQ	9,75 ng/L	20,52 – 32,22 ng/L
Hardy <i>et al.</i> (2021)	cheveux	93 femmes enceintes (cohorte pilote Elfe)	2007	0,35 pg/mg	100 %	2,00 pg/mg	0,50 – 90,5 pg/mg
Béranger <i>et al.</i> (2018)		311 femmes enceintes (cohorte Elfe)	2011	0,25 pg/mg	100 %	1,58 pg/mg	0,25 – 21,0 pg/mg
Iglesias-González <i>et al.</i> (2020)		142 enfants (1-12 ans)	2013-2015	0,19 pg/mg	100 %	2,43 pg/mg	0,19 – 49,8 pg/mg
Iglesias-González <i>et al.</i> (2022)		40 enfants	2017	0,08 pg/mg	100 %	0,79 pg/mg	LD – 3,19 pg/mg
		117 adultes				1,3 pg/mg	LD – 37,8 pg/mg
Machecka <i>et al.</i> (2024)		222 enfants	2014-2015	0,25 pg/mg	100 %	3,20 pg/mg	0,25 – 56,3 pg/mg
Hardy <i>et al.</i> (2021)	urines	93 femmes enceintes (cohorte pilote Elfe)	2007	0,7 ng/L	8 %	< LD	< LD – 1,35 ng/L

LD : limite de détection ; LQ : limite de quantification

Les résultats montrent des différences importantes entre les fréquences de détection en fonction de la matrice analysée. Ces différences vont toujours dans le sens d'une fréquence de détection plus élevée dans les cheveux (100 %) par rapport au sérum sanguin (autour de 10 %). Il semble assez peu probable que ces différences soient liées à une différence d'incorporation entre les matrices puisque l'incorporation des substances dans les cheveux se fait à partir du sang, au niveau des cellules vivantes du bulbe capillaire. Ces différences pourraient être liées à une moins bonne sensibilité des techniques de dosages sanguins mais le nombre d'études disponibles (notamment sur le sang) est insuffisant pour permettre de conclure de manière solide.

Chez les adultes, la présence dans l'organisme pourrait être liée à une exposition actuelle ou à des expositions passées, même éloignées dans le temps en raison de la persistance du lindane dans l'organisme. En revanche, la présence de lindane chez les enfants, même très jeunes, à des concentrations similaires aux adultes témoigne de l'existence de sources d'exposition encore actuelles.

Parmi les études citées dans le Tableau 19, les pourcentages de détection du β -HCH varient de 15 % (cheveux d'enfants Français ; Iglesias-González et al. (2020)) à 100 % (sérum, population Française ; Frery et al. (2013)). D'une manière générale, le ratio lindane / β -HCH semble plus élevé dans les cheveux (de l'ordre de 2) que dans le sang (de l'ordre de 0,1). Cette observation semble se limiter à la France et le nombre de données reste là encore insuffisant pour conclure de manière solide.

Une analyse des déterminants a été effectuée pour le β -HCH dans l'Étude Nationale Nutrition Santé (ENNS, 2006-2007) et dans l'étude Esteban (2014-2016). Parmi les déterminants recherchés dans l'ENNS, il peut être noté une influence de l'âge, du sexe, de l'indice de masse corporelle, de la fluctuation du poids corporel – qui n'est cependant pas toujours retrouvée dans la littérature – de la consommation de produits laitiers et de l'usage de pesticides pour le traitement d'arbres fruitiers. Dans l'étude Esteban, il est retrouvé une influence de l'âge, de l'indice de masse corporelle, de la consommation de produits laitiers et de matière grasse. Il n'est pas retrouvé d'influence de la proximité des zones agricoles. Pour les variables non continues, a été notée une influence du sexe, du niveau de diplôme et l'utilisation de pesticides. Les consommateurs de produits bio sont moins imprégnés par le β -HCH. En revanche les personnes exposées à des poussières végétales, animales ou minérales dans le cadre de leur travail sont plus exposées au β -HCH.

Pour les études présentant des taux de détection élevés pour les deux isomères (lindane à 100 % et β -HCH supérieur à 45 %), des corrélations significatives modérées sont observées entre les deux isomères ($R = 0,27$ chez Béranger et al. (2018) et $R = 0,38$ chez Iglesias-González et al. (2022)). Les concentrations en lindane sont cependant comparables entre les individus chez lesquels le β -HCH est détecté et les individus chez qui le β -HCH n'est pas détecté (médianes : 1,70 vs 1,56 pg/mg chez Béranger et al. (2018) ; 1,28 vs 1,46 pg/mg chez Iglesias-González et al. (2022)). Ces observations pourraient suggérer des sources d'expositions différentes, mais les données sont insuffisantes pour conclure à ce stade. De ce fait, il n'est pas possible de transposer les analyses de déterminants du β -HCH au lindane.

6.3 Mise en perspective avec les concentrations mesurées à l'étranger

Au niveau des concentrations sanguines, le faible nombre de données sur la population française ne permet pas d'effectuer une comparaison pertinente avec des données étrangères. Les valeurs médianes disponibles pour la population française (Esteban, 2014-2016) sont respectivement de 10,02 ng/L pour les enfants et 9,75 ng/L pour les adultes (Blaestier *et al.* 2021). Les valeurs rapportées à l'étranger par Hao *et al.* (2020) sont de l'ordre de 0,5 ng/g [ND – 0,694ng/g] (eq : 500 ng/L) et paraissent ainsi beaucoup plus élevées. Le faible nombre d'échantillons analysés et l'absence d'information sur les sujets (origine : Stanford Blood Center (Palo Alto, CA)) limite cependant les possibilités de comparaison. Dans l'étude de Sosan *et al.* (2008), les concentrations (0,066-0,089 mg/kg), semblent là encore nettement supérieures à celles rapportées pour la France, mais résultent *a priori* de l'exposition professionnelle des sujets (cultivateurs de cacao au Nigeria).

Seules deux études listées dans les références de l'ATDSDR (2024) et CIRC (2018) rapportent des valeurs de concentrations de lindane dans les prélèvements de cheveux humains. Smith-Baker et Saleh (2011) rapportent des concentrations de 0,04 µg/g (eq. 40 pg/mg) et 0,45 µg/g (eq. 450 pg/mg) pour des sujets de la région d'Atlanta soumis à une exposition environnementale et professionnelle respectivement, et une concentration de 1,8 µg/g (eq. 1800 pg/mg) pour des sujets de la région de Houston, vivant en zone urbaine *a priori* sans exposition spécifique. Les échantillons semblent avoir été analysés en pool de 8 individus pour chacun des groupes. Tsatsakis *et al.* (2008a, b) rapportent une concentration médiane de 70,2 pg/mg pour des sujets ($n = 211$) soumis à une exposition professionnelle. Cette dernière valeur est plus élevée que les valeurs médianes observées au sein de la population générale Française (de 0,79 à 3,20 pg/mg) mais est du même ordre de grandeur que les valeurs les plus élevées observées en France : 90,5 pg/mg chez la femme enceinte (Hardy *et al.* 2021) et 56,3 pg/mg chez l'enfant de 3,5 ans (Macheka *et al.* 2024).

En parallèle des deux seules références rapportant des dosages de lindane présentées dans les rapports de l'ATSDR (2024) et du CIRC (2018), d'autres données sont disponibles dans la littérature. À titre d'exemple, les données françaises présentées dans Iglesias-González (2022) sont mises en perspectives avec plusieurs autres études réalisées sur des individus vivant en Roumanie (Covaci *et al.* 2008), en Grèce (Tsatsakis *et al.* 2008a, b), en Chine (Peng *et al.* 2020), en Iran (Behrooz *et al.* 2012) et au Luxembourg (Schummer *et al.* 2012). Ces dernières données ont été reprises dans la Figure 16 afin de mettre en perspective les données françaises présentées dans le tableau en annexe 5.

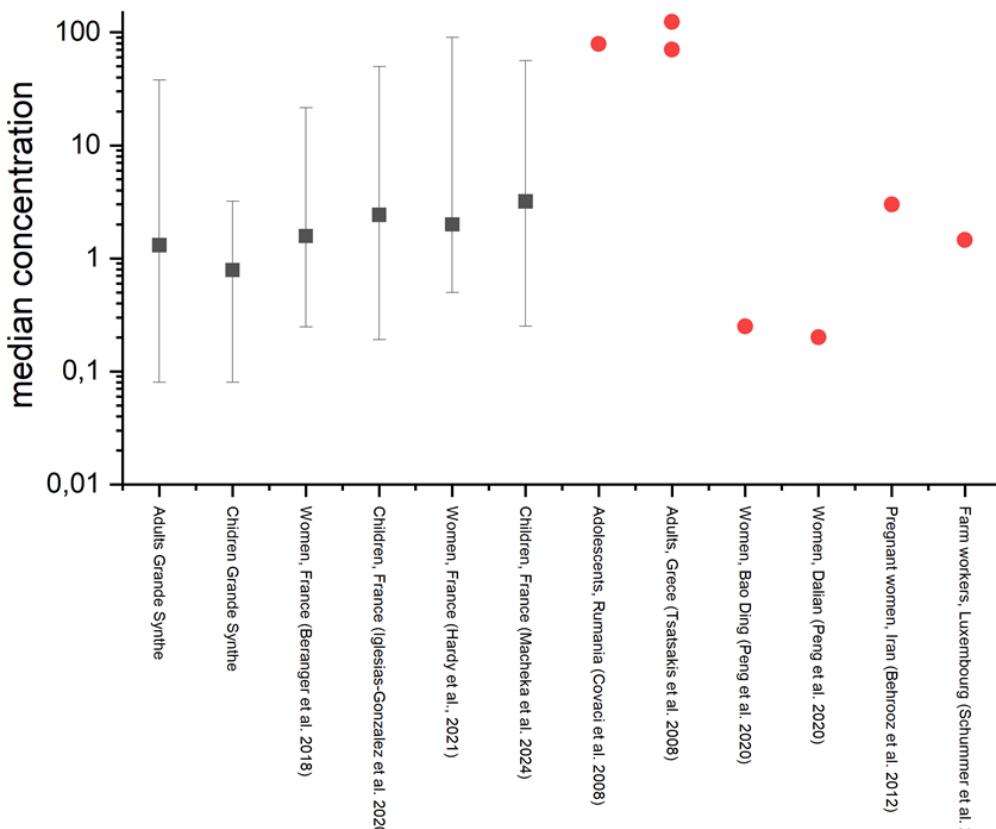


Figure 16 : Concentrations en lindane mesurées dans des prélèvements de cheveux

Les carrés noirs correspondent aux valeurs médianes (avec valeurs les plus basses et plus élevées) rapportées dans les études réalisées sur la population Française listées Tableau 13. Les ronds rouges correspondent aux données rapportées pour d'autres pays.

Par ailleurs, dans le cadre de la quatrième enquête allemande sur l'environnement (*German Environmental Survey*), le lindane a été mesuré dans le sang d'enfants âgés de 7 à 14 ans entre 2003 et 2006 (GerES IV, Becker *et al.* 2008). Sur un effectif de 1 063 échantillons, toutes les mesures étaient inférieures à la limite de quantification de 0,076 µg/L.

Le lindane avait également été mesuré dans le cadre de la troisième enquête, en 1998 (GerES III, Becker *et al.* 2002), dans le sang de 2 806 participants âgés de 18 à 69 ans. Le lindane était très peu quantifié : les concentrations sanguines au 95^e centile étaient inférieures à la limite de quantification de 0,1 µg/L pour toutes les classes d'âge. Seules les concentrations maximales atteignaient la limite de quantification et étaient même légèrement supérieures (0,2 µg/L) chez les participants âgés de 36 ans ou plus.

7 Conclusions du groupe de travail

7.1 Conclusions

- Identification des réservoirs de lindane, des motifs de persistance et des transferts environnementaux*

En l'état actuel des connaissances, le sol agit à la fois comme un réservoir de lindane et comme une source de contamination des autres milieux environnementaux.

La contamination des sols par le lindane résulte de sa production et de son utilisation historiques, mais aussi des retombées atmosphériques (dépôts humides ou secs). En conséquence, bien que les concentrations en lindane soient plus élevées à proximité des anciens sites de production et sur les terres agricoles anciennement traitées, les processus de transferts environnementaux ont conduit à une contamination ubiquitaire des sols.

Par ailleurs, le lindane est faiblement mobile dans les sols riches en matière organique et se dégrade lentement, principalement par action microbienne, et plus rapidement en conditions anaérobies. De plus, en fonction des conditions de température et d'humidité, le lindane du sol peut être transféré dans l'air par volatilisation, surtout quand les températures sont élevées. Les particules de sol peuvent également être remises en suspension dans l'atmosphère, notamment sous l'effet de l'érosion éolienne ou lors de travaux agricoles.

La couche superficielle des océans peut constituer un autre réservoir de lindane. Comme pour les sols, le lindane peut rester stocké dans les eaux du fait de son adsorption à la matière organique et de son accumulation dans les sédiments. Même si le lindane a un potentiel de bioaccumulation faible à modéré, le phénomène est plus important pour les organismes aquatiques. Par ailleurs, la volatilisation du lindane depuis les eaux de surface ne semble actuellement pas être une source majeure de contamination de l'atmosphère, mais pourrait le devenir avec le changement climatique (augmentation des températures, diminution de la couverture de glace dans la région Arctique).

Enfin, **les matériaux de construction traités au lindane constituent un autre réservoir, plus spécifique des environnements intérieurs**, en particulier de certains bâtiments anciens (ex. des charpentes traitées).

- Analyse des tendances spatio-temporelles dans l'environnement et dans l'alimentation*

Concernant les tendances temporelles et la variabilité spatiale, les concentrations en lindane doivent s'interpréter au regard du nombre de mesures disponibles, des fréquences de quantification dans les prélèvements des différents milieux de l'environnement et de la représentativité des données.

Dans l'air extérieur, où le lindane est quantifié dans environ 45 % des échantillons (pour 11 673 mesures), les concentrations moyennes semblent baisser depuis 2002. Cette observation est cohérente avec la baisse des émissions mondiales et l'interdiction de son utilisation. Néanmoins, le lindane n'a pas été mesuré systématiquement sur tous les sites de mesure chaque année, et il existe une hétérogénéité des méthodes de prélèvement et d'analyse avant 2018, date de mise en place du programme national de surveillance des pesticides dans l'air. De façon globale, les concentrations moyennes dans l'air extérieur (phases particulaire et

gazeuse) se rapprochent des limites de quantification depuis 2015, et atteignent actuellement un plateau de l'ordre de la dizaine de pg/m³ qui crée artificiellement une stagnation de ces concentrations. Les données disponibles ne montrent pas de variabilité spatiale, hormis quelques mesures ponctuelles au niveau de quelques stations et très limitées dans le temps.

Dans les eaux de surface et souterraines, une diminution des concentrations en lindane dans le temps est observée. Les concentrations sont en moyenne inférieures au ng/L depuis 2007. Si les données sont difficilement comparables entre elles, il semble que l'amélioration des performances analytiques accompagne la baisse de la contamination en lindane. D'un point de vue spatial, le bassin Seine Normandie semble plus contaminé que les autres.

Dans les sédiments, les concentrations moyennes en lindane restent de l'ordre du µg/kg. Aucune tendance spatio-temporelle ne peut être dégagée à partir des données disponibles.

Au niveau du littoral, dans le biote, une baisse des concentrations dans les bivalves est observée entre le début des années 1980 et le début des années 2000, puis les concentrations se stabilisent à des niveaux de l'ordre du µg/kg. Toutefois l'absence de données relatives aux limites de quantification, à la fréquence de quantification et au traitement des données censurées ne permet pas de connaître précisément le niveau de contamination actuel des littoraux. Depuis une vingtaine d'années, il n'y a plus de différence observée entre les bassins, du fait du plateau de concentration atteint. L'hypothèse avancée au vu des résultats observés dans les autres compartiments est que ce plateau est vraisemblablement proche des limites de quantification.

Dans les eaux destinées à la consommation humaine, les concentrations moyennes en lindane restent de l'ordre du ng/L, voire du pg/L selon la méthode de traitement des données censurées, et la fréquence de quantification est très faible (moins de 0,1% pour 118 789 mesures). Les données disponibles ne permettent pas de dégager une tendance temporelle ni une variabilité spatiale.

Dans le sol, les données disponibles résultent d'une seule campagne, réalisée entre 2002 et 2009, soit peu de temps après la fin des utilisations du lindane en France : les concentrations interpolées sont de l'ordre du µg/kg. Elles ne permettent pas de dresser une tendance temporelle. En revanche, en termes de variabilité spatiale, le Nord et l'Ouest de la France étaient plus contaminés. Cela pourrait être attribué à la présence de cultures anciennement traitées de façon plus intensives et à des sols plus riches en matière organique.

Dans les aliments, les fréquences de quantification sont faibles (moins de 0,3 % pour 11 708 échantillons de denrées alimentaires produits et 68 954 échantillons de denrées alimentaires distribuées). De plus, les limites de quantification sont la plupart du temps égales aux limites maximales de résidus plutôt qu'aux limites analytiques techniquement atteignables. En conséquence, il n'est pas possible de déterminer le niveau réel de contamination par le lindane. De plus, les prélèvements se font sur un cycle triennal ou dans le cadre d'études ponctuelles comme les études d'alimentation totale, ce qui ne permet pas de disposer d'un nombre suffisant de données sur ces dix dernières années. Néanmoins, les concentrations mesurées restent de l'ordre du µg/kg.

Concernant les environnements intérieurs (air et poussières), les fréquences de quantification sont plus élevées (autour de 80 % pour 280 mesures dans les écoles et 548 dans les

logements), en lien avec des limites de quantification basses. Les mesures dans l'air ne peuvent pas toujours être comparées d'une étude à l'autre, selon que les prélèvements ont concerné uniquement la phase particulaire ou les phases particulaire et gazeuse simultanément. Néanmoins, entre la campagne nationale écoles (CNE, 2013-2017) et la seconde campagne nationale logements (CNL2, 2020-2023), les concentrations médianes dans l'air semblent avoir légèrement diminué. Les concentrations dans la poussière semblent également avoir diminué dans les logements, entre le volet poussières du projet ECOS-Habitat (2008-2009) et la CNL2.

Analyse des données de biosurveillance

Les données de biosurveillance disponibles en France sont caractérisées par une hétérogénéité importante des matrices biologiques (sang de cordon, sérum, cheveux ou urines) et des populations étudiées (femmes enceintes, enfants, adultes). Par conséquent, les comparaisons entre les études ne sont pas possibles. Cependant, les données montrent que le lindane est systématiquement détecté dans les cheveux, quelle que soit la population (enfants, femmes enceintes, adultes), avec des moyennes géométriques de l'ordre du pg/mg. Les fréquences de détection sont de l'ordre de 10 % dans les autres matrices, sauf dans l'étude Esteban (2014-2016) (sérum, fréquence de quantification d'environ 50 % pour les adultes et les enfants). Dans cette étude, la médiane est de l'ordre du ng/L dans le sérum. Le lindane n'est quasiment pas détecté dans les urines.

La comparaison avec les concentrations mesurées dans d'autres pays est difficile pour les mêmes raisons. Il semble cependant que, pour la matrice cheveux, les concentrations les plus élevées pour la population générale en France soient du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées dans des populations exposées professionnellement à l'étranger.

Identification des médias et voies d'exposition

L'exposition de la population française au lindane résulte d'usages historiques (exposition passée) et de la contamination des milieux environnementaux (expositions passée et actuelle). Le lindane étant présent dans tous les milieux, la population générale peut donc être exposée par toutes les voies (orale, respiratoire et cutanée). Les fœtus peuvent également être exposés *in utero* par voie transplacentaire.

Bien qu'une partie de l'exposition cutanée puisse exister par le contact air-peau, la voie cutanée n'est probablement pas majoritaire en l'absence d'usage actuel cutané spécifique.

En comparant les doses d'expositions alimentaires estimées dans l'EAT2 (2007-2010) avec les doses d'exposition estimées pour l'air (intérieur, extérieur), les poussières et le sol, les aliments apparaissent comme le média d'exposition majoritaire, bien que peu d'échantillons présentent des concentrations de lindane supérieures à la limite de détection (0,24 %) ou de quantification (0,08 %). En ne tenant pas compte de l'alimentation, le lindane n'ayant pas été détecté dans la campagne plus récente EAT_i (2011-2012), l'air intérieur apparaît comme le média d'exposition majoritaire. Il n'est cependant pas possible de conclure de manière plus précise sur les médias d'exposition majoritaires. Cette incertitude découle principalement de deux éléments : d'une part, les hypothèses retenues sur les taux d'absorption présentent des limites, et d'autre part, le compartiment alimentaire n'est pas suffisamment caractérisé. Ainsi, ces estimations et les hypothèses proposées doivent être considérées avec précaution.

7.2 Recommandations

Les constats précédents conduisent le GT à recommander des travaux supplémentaires dans l'objectif :

- d'identifier les lieux les plus contaminés et les populations les plus exposées. Pour cela, il est recommandé de :
 - o Déterminer les niveaux de contaminations actuels des sols ;
 - o Étudier les anciens sites de production et stockage de lindane et les installations de collecte, traitement et élimination des déchets contaminés pour caractériser leur contribution à une surexposition locale de la population (mesures dans différents compartiments, modélisation, imprégnation...) ;
 - o Mieux documenter les déterminants des niveaux de contamination en lindane dans les logements en exploitant notamment les données de la campagne nationale logements 2 (CNL2) ;
 - o Mieux déterminer l'imprégnation de la population générale ainsi que les déterminants de ces expositions dans le cadre du programme national de biosurveillance.
- de caractériser les risques pour la population générale liés à la présence du lindane dans tous les compartiments et d'identifier les voies et sources d'exposition les plus contributives. À cette fin, la démarche d'ERS pourrait être utilisée et nécessiterait de :
 - o mieux caractériser les expositions en utilisant des données plus récentes et des modèles plus adaptés (ex : modèles de transferts depuis le sol et l'air vers les aliments). Ces derniers permettraient d'avoir des distributions de concentrations plus précises, notamment pour l'alimentation.
 - o Construire une VTR par voie respiratoire.

Plus largement, le lindane étant ubiquitaire et persistant, il pourrait être pertinent de l'intégrer plus systématiquement dans les évaluations de risques prenant en compte les mélanges de substances chimiques (autres POP, métaux, pesticides par exemple).

Ces travaux permettraient, si besoin, de poursuivre la surveillance biologique et environnementale du lindane dans les compartiments les plus pertinents et de mettre en œuvre des mesures de gestion adaptées.

À noter que la campagne en cours Phytosol II du RMQS (2024-2026) devrait apporter des informations sur les teneurs en lindane dans les sols et, leur éventuelle évolution temporelle, et d'alimenter les modèles de transferts et de transport. En outre, les données d'imprégnation de la population générale et de contamination des aliments par le lindane seront prochainement actualisées avec les enquêtes Albane et EAT3, respectivement.

Date de validation du rapport d'expertise collective par le groupe de travail : 2 mars 2025

8 Bibliographie

8.1 Publications

- Afsset. 2009. *Groupe scolaire des Bourdenières de la commune de Chenôve (21300) : Evaluation des risques sanitaires liés aux composés de traitement du bois.* (Maisons-Alfort, Fr).
- Anses. 2010. *Exposition de la population générale aux résidus de pesticides en France - Synthèse des données d'utilisation, de contamination des milieux et d'imprégnation de la population Synthèse et recommandations du comité d'orientation et de prospective scientifique de l'observatoire des résidus de pesticides (ORP).* Anses (Maisons-Alfort). <https://www.lefigaro.fr/assets/pdf/observatoire-pesticides.pdf>, 365-p.
- Anses. 2011. *Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2) - Tome 2 : contaminants inorganiques, minéraux, polluants organiques persistants, mycotoxines, phytostrogènes.* Anses (Maisons-Alfort). <https://www.anses.fr/fr/system/files/PASER2006sa0361Ra1.pdf>, 357-p.
- Anses. 2016. *Etude de l'alimentation totale infantile (EATi) - Tome 2 - Partie 4 : résultats relatifs aux résidus de pesticides.* Anses (Maisons-Alfort). <https://www.anses.fr/fr/system/files/ERCA2010SA0317Ra-Tome2-Part4.pdf>, 378-p.
- ATSDR. 2005. *Toxicological profile for alpha-, beta-, gamma-, and delta-hexachlorocyclohexane.*
- ATSDR. 2024. *Toxicological profile for hexachlorocyclohexane (HCH).*
- Aydin, M.E., S. Ozcan, F. Beduk et A. Tor. 2013. "Levels of Organochlorine Pesticides and Heavy Metals in Surface Waters of Konya Closed Basin, Turkey." *The Scientific World Journal* 2013 (1): 849716. <https://doi.org/10.1155/2013/849716>.
- Becker, K., S. Kaus, C. Krause, P. Lepom, C. Schulz, M. Seiwert et B. Seifert. 2002. "German Environmental Survey 1998 (GerES III): environmental pollutants in blood of the German population." *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 205 (4): 297-308. <https://doi.org/10.1078/1438-4639-00155>.
- Becker, K., M. Müssig-Zufika, A. Conrad, A. Lüdecke, C. Schulz, M. Seiwert et M. Kolossa-Gehring. 2008. *German Environmental Survey for Children 2003/06 - GerES IV - Human Biomonitoring.* Umweltbundesamt, 93 p.
- Behfar, A., Z. Nazari, M.H. Rabiee, G. Raeesi, M.R. Oveis, N. Sadeghi et B. Jannat. 2013. "The Organochlorine Pesticides Residue Levels in Karun River Water." *Jundishapur Journal of Natural Pharmaceutical Products* 8 (1): 41-46. <https://doi.org/10.17795/jjnpp-6783>.
- Behrooz, D.R., M. Barghi, N. Bahramifar et A. Esmaili-Sari. 2012. "Organochlorine contaminants in the hair of Iranian pregnant women." *Chemosphere* 86 (3): 235-241. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.09.031>
- Béranger, R., E.M. Hardy, C. Dexet, L. Guldner, C. Zaros, A. Nougadère, M.A. Metten, C. Chevrier et B.M.R. Appenzeller. 2018. "Multiple pesticide analysis in hair samples of pregnant French women: Results from the ELFE national birth cohort." *Environment International* 120: 43-53. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.07.023>.
- Bidleman, T., K. Agosta, A. Andersson, E. Brorström-Lundén, P. Haglund, K. Hansson, H. Laudon, S. Newton, O. Nygren, M. Ripszam, M. Tysklind et K. Wiberg. 2015. "Atmospheric pathways of chlorinated pesticides and natural bromoanisoles in the northern Baltic Sea and its catchment." *AMBI/O* 44 (3): 472-483. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0666-4>.
- Blaestier, A., C. Fillol, J. Gane, A. Oleko, A. Saoudi, A. Zeghnoun, L. Chaperon et J. Spinosi. 2021. *Imprégnation de la population française par les organochlorés spécifiques et les chlorophénols. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016.* Santé publique France, 104 p.
- Blanchard, O., P. Gloreennec, F. Mercier, N. Bonvallot, C. Chevrier, O. Ramalho, C. Mandin et B. Le Bot. 2014. "Semivolatile Organic Compounds in Indoor Air and Settled Dust in 30

- French Dwellings." *Environmental Science & Technology* 48 (7): 3959-3969. <https://doi.org/10.1021/es405269q>.
- Breivik, K., J.M. Pacyna et J. Münch. 1999. "Use of α-, β- and γ-hexachlorocyclohexane in Europe, 1970–1996." *Science of The Total Environment* 239 (1): 151-163. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00291-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00291-0).
- Cherif, S. et H. Wortham. 1997. "A New Laboratory Protocol to Monitor the Volatilization of Pesticides from Soils." *International journal of environmental analytical chemistry* 68: 199-212.
- Chevé, J., F. Dagault, P. Le Gall, A. Legendre, A. Lejolivet et C. Rollet. 2023. "Qualité du Milieu Marin Littoral 2022. Bulletin de la surveillance 2022. Départements d'Ille-et-Vilaine et des Côtes d'Armor."
- Chevrier, C. et S. Cordier. 2011. "Expositions des femmes enceintes en Bretagne (2002-2006) à l'aide de marqueurs biologiques." *Pollution Atmosphérique : climat, santé, société: Numéro-spécial*.
- CIRC. 2018. *DDT, Lindane, and 2,4-D - IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans ; Volume 113.* (Lyon, France).
- Clark, D.E., H.E. Smalley, H.R. Crookshank et F.M. Farr. 1974. "Chlorinated hydrocarbon insecticide residues in feed and carcasses of feedlot cattle, Texas--1972." *Pesticides Monitoring Journal* 8 (3): 180-183.
- Commission Européenne. 2005. Règlement (CE) n° 1048/2005 de la Commission du 13 juin 2005 modifiant le règlement (CE) n° 2032/2003 concernant la seconde phase du programme de travail de dix ans visé à l'article 16, paragraphe 2, de la directive 98/8/CE du Parlement européen et du Conseil concernant la mise sur le marché des produits biocides (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). : Journal Officiel de l'Union Européenne L 178 du 9 juillet 2005, p. 1-98.
- Cortes, D.R.. et R.A. Hites. 2000. "Detection of Statistically Significant Trends in Atmospheric Concentrations of Semivolatile Compounds." *Environmental Science & Technology* 34 (13): 2826-2829. <https://doi.org/10.1021/es990466l>.
- Covaci, A., C. Hura, A. Gheorghe, H. Neels et A.C. Dîrtu. 2008. "Organochlorine contaminants in hair of adolescents from Iassy, Romania." *Chemosphere* 72 (1): 16-20. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.02.058>.
- Dassonville, C., A.. Gregoire, S. Sivanantham, J. Achille, B. Berthineau, V. Cochet, M. Derbez, J.P. Lucas, L. Malingre, O. Ramalho, J. Riberon, D. Rousselle, W. Wei, G. Wyart et C. Mandin. 2019. *Qualité de l'air intérieur et contamination des poussières déposées au sol dans les écoles en France*. Rapport référencé CSTB-OQAI/2018-125, Décembre 2019, 178 pages.
- Degrendele, C., K. Okonski, L. Melymuk, L. Landlová, P. Kukučka, O. Audy, J. Kohoutek, P. Čupr et J. Klánová. 2016. "Pesticides in the atmosphere: a comparison of gas-particle partitioning and particle size distribution of legacy and current-use pesticides." *Atmospheric Chemistry and Physics* 16 (3): 1531-1544. <https://doi.org/10.5194/acp-16-1531-2016>.
- Dörfler, U., R. Adler-Köhler, P. Schneider, I. Scheunert et F. Korte. 1991a. "A laboratory model system for determining the volatility of pesticides from soil and plant surfaces." *Chemosphere* 23 (4): 485-496. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(91\)90199-N](https://doi.org/10.1016/0045-6535(91)90199-N).
- Dörfler, U., Schneider P. et I. and Scheunert. 1991b. "Volatilization rates of pesticides from soil and plant surfaces under controlled conditions." *Toxicological & Environmental Chemistry* 31 (1): 87-95. <https://doi.org/10.1080/02772249109357676>.
- Efsa. 2014. *The 2011 European Union Report on Pesticide Residues in Food*. (Parma, It).
- Frery, N., L. Guldner, A. Saoudi, R. Garnier, A. Zeghnoun et M.L. Bidondo. 2013. *Exposition de la population française aux substances chimiques de l'environnement. Tome 2 - Polychlorobiphényles (PCB-NDL). Pesticides*. Santé publique France, 178 p.
- Glorennec, P., C. Mandin, F. Mercier, O. Ramalho, W. Wei, O. Blanchard, K. Fournier, M. Pelletier, N. Bonvallot et B. Le Bot. 2019. "Expositions et risques sanitaires liés aux composés organiques semi-volatils dans l'habitat. Synthèse du programme de recherche ECOS-Habitat." *Environnement, Risques & Santé* 18 (5): 380. <https://doi.org/10.1684/ers.2019.1342>.

- Glotfelty, D.E., A.W. Taylor, B.C. Turner et W.H. Zoller. 1984. "Volatilization of surface-applied pesticides from fallow soil." *J. Agric. Food Chem.* 32: 638-643.
- Granier, L.K. et M. Chevreuil. 1997. "Behaviour and spatial and temporal variations of polychlorinated biphenyls and lindane in the urban atmosphere of the Paris area, France." *Atmospheric Environment* 31 (22): 3787-3802. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00210-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00210-0).
- Halse, A. K., M. Schlabach, S. Eckhardt, A. Sweetman, K. C. Jones et K. Breivik. 2011. "Spatial variability of POPs in European background air." *Atmospheric Chemistry and Physics* 11 (4): 1549-1564. <https://doi.org/10.5194/acp-11-1549-2011>.
- Hao, W., H.M.S. Kingston, A. Dillard, A. Macherone, J. Stuff et M. Pamuku. 2020. "Quantification of persistent organic pollutants in human whole blood samples using stir bar sorptive extraction coupled with GC/MS/MS and isotope dilution mass spectrometry." *Microchemical Journal* 153: 104279. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2019.104279>.
- Hardy, E.M., C. Dereumeaux, L. Guldner, O. Briand, S. Vandendorren, A. Oleko, C. Zaros et B.M.R. Appenzeller. 2021. "Hair versus urine for the biomonitoring of pesticide exposure: Results from a pilot cohort study on pregnant women." *Environment International* 152: 106481. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106481>.
- Hoff, R.M., D.C.G. Muir et N.P. Grift. 1992. "Annual cycle of polychlorinated biphenyls and organohalogen pesticides in air in southern Ontario. 2. Atmospheric transport and sources." *Environmental Science & Technology* 26 (2): 276-283. <https://doi.org/10.1021/es00026a006>.
- Iglesias-González, A., E.M. Hardy et B.M.R. Appenzeller. 2020. "Cumulative exposure to organic pollutants of French children assessed by hair analysis." *Environment International* 134: 105332. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105332>.
- Iglesias-González, A., C. Schaeffer, G. Dahm, E.M. Hardy, A. Pexaras, P. Palazzi et B.M.R. Appenzeller. 2022. "Comprehensive Assessment of Local Population Chemical Exposome by Combination of Organic Pollutant- and Metal-Multi-Residue Analysis in Hair." *Exposure and Health* 14 (3): 685-712. <https://doi.org/10.1007/s12403-021-00444-2>.
- Ineris. 2005. Lindane - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques.
- Ineris. 2020. *Résultats de la campagne nationale exploratoire de mesure des résidus de pesticides dans l'air ambiant (2018-2019)*.
- INRS. 2014. Lindane - Fiche toxicologique n°81. Paris, Fr.
- Inserm. 2021. *Pesticides et effets sur la santé : Nouvelles données*. Collection Expertise Collective (Montrouge : EDP Sciences).
- Jalaber, M., S. Sivanantham, C. Dassonville, O. Ramalho et C. Mandin. 2021. "Déterminants des concentrations en lindane dans l'environnement intérieur des écoles en France." *Environnement, Risques & Santé* 20 (6): 551-560.
- Jones, K.C. et P. de Voogt. 1999. "Persistent organic pollutants (POPs): state of the science." *Environmental Pollution* 100 (1): 209-221. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00098-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00098-6).
- Kreuger, J. et B. Lindström. 2019. "Long-term monitoring of pesticides in air and atmospheric deposition in Sweden." IUPAC, Gent, Be.
- LCSQA. 2009. *Mé trologie des polluants non r glement s. Observation des niveaux de concentrations dans l'air ambiant.*, 183.
- Lefebvre, A., D. Devreker, C. Blondel, F. Lebon et V. Duquesne. 2024. "Qualité du milieu marin littoral. Bulletin de la surveillance 2023. Laboratoire Environnement Ressources Boulogne-sur-Mer. Départements du Nord, du Pas-de-Calais et de la Somme." <https://doi.org/10.13155/100441>.
- Lin, T., Z. Guo, Y. Li, L. Nizzetto, C. Ma et Y. Chen. 2015. "Air-Seawater Exchange of Organochlorine Pesticides along the Sediment Plume of a Large Contaminated River." *Environmental Science & Technology* 49 (9): 5354-5362. <https://doi.org/10.1021/es505084j>.

- Macheka, L.R., P. Palazzi, A. Iglesias-González, C. Zaros, B.M.R. Appenzeller et F.A. Zeman. 2024. "Exposure to pesticides, persistent and non - persistent pollutants in French 3.5-year-old children: Findings from comprehensive hair analysis in the ELFE national birth cohort." *Environment International* 190: 108881. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108881>.
- Mackay, D. et P.J. Leinonen. 1975. "Rate of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to atmosphere." *Environmental Science & Technology* 9 (13): 1178-1180. <https://doi.org/10.1021/es60111a012>.
- Mackay, D., W.Y. Shiu et K.C. Ma. 1992. *Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals*. Vol. Volatile Organic Chemicals. Boca Raton : Lewis Publishers.
- Mackay, D. et F. Wania. 1995. "Transport of contaminants to the Arctic: partitioning, processes and models." *Science of The Total Environment* 160-161: 25-38. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04342-X](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04342-X).
- Malingre, L., F. Pelletier, J. Litaud, G. Uzu, P. Blondeau et C. Mandin. 2020. *Caractérisation de la qualité de l'air dans 30 immeubles de bureaux : recherche de substances émergentes. Projet POEME "Polluants émergents"*. Rapport final CSTB-DSC/2020-103, 85 pages.
- Mandin, C., F. Mercier, J. P. Lucas, O. Ramalho, O. Blanchard, N. Bonvallot, G. Raffy, E. Gilles, P. Gloreennec et B. Le Bot. 2013. "ECOS-POUSS: A nationwide survey of semi-volatile organic compounds in home settled dust." <https://doi.org/10.1289/isee.2013.O-2-17-04>.
- Meijer, S. N., W. A. Ockenden, A. Sweetman, K. Breivik, J. O. Grimalt et K. C. Jones. 2003. "Global Distribution and Budget of PCBs and HCB in Background Surface Soils: Implications for Sources and Environmental Processes." *Environmental Science & Technology* 37 (4): 667-672. <https://doi.org/10.1021/es025809l>.
- Mill, T. 1999. "Predicting photoreaction rates in surface waters." *Chemosphere* 38 (6): 1379-1390. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(98\)00540-2](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(98)00540-2).
- Neururer, H. et R. Womastek. 1991. "[Pesticides in the air]." *Bodenkultur* 42: 57-70.
- Nordmeyer, H., W. Pestemer et A. Rahman. 1992. "Sorption and transport behavior of some pesticides in groundwater sediments." *Stygologia* 7: 5-11.
- OMS. 1991. *Lindane health and safety guide: Gamma-HCH*. Edité par International Programme on Chemical Safety. Vol. 54. Geneva.
- Orton, T.G., N.P.A. Saby, D. Arrouays, C.C. Jolivet, E.J. Villanneau, B.P. Marchant, G. Caria, E. Barriuso, A. Bispo et O. Briand. 2013. "Spatial distribution of Lindane concentration in topsoil across France." *Science of The Total Environment* 443: 338-350. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.103>.
- OSPAR. 2002. *Lindane*. OSPAR Commission.
- Parlement Européen. 2016. *Lindane (persistent organic pollutant) in the EU*. Directorate General for Internal Policies - Policy Department C: Citizen's rights and constitutional affairs (Brussels, Be).
- Peng, F.J., E.M. Hardy, S. Mezzache, N. Bourokba, P. Palazzi, N. Stojiljkovic, P. Bastien, J. Li, J. Soeur et B.M.R. Appenzeller. 2020. "Exposure to multiclass pesticides among female adult population in two Chinese cities revealed by hair analysis." *Environment International* 138: 105633. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105633>.
- Ramalho, O., C. Dassonville, A. Gregoire, S. Sivanantham, E. Lafaurie, M.J. Rueda Lopez, P. Bonnet, V. Desvignes et D. Samri. 2024a. *PestiLoge - Mesure des pesticides dans l'air et les poussières dans le cadre de la campagne nationale logements 2. Volet air*. Programme d'études et de recherche de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur. Rapport final SC-QEI-2024-029, 193 pages.
- Ramalho, O., C. Dassonville, A. Gregoire, S. Sivanantham, E. Lafaurie, M.J. Rueda Lopez, V. Desvignes et D. Samri. 2024b. *PestiLoge - Mesure des pesticides dans l'air et les poussières dans le cadre de la campagne nationale logements 2. Volet poussières*. Programme d'études et de recherche de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur. Rapport final SC-QEI-2024-029, 146 pages.

- Samuel, T. et M.K.K. Pillai. 1990. "Effect of temperature and sunlight exposure on the fate of soil-applied [14C]-gamma-hexachlorocyclohexane." *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 19 (2): 214-220. <https://doi.org/10.1007/BF01056089>.
- Scheyer, A., S. Morville, P. Mirabel et M. Millet. 2008. "Gas/particle partitioning of lindane and current-used pesticides and their relationship with temperature in urban and rural air in Alsace region (east of France)." *Atmospheric Environment* 42 (33): 7695-7705. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.05.029>.
- Schummer, C., G. Salquèbre, O. Briand, M. Millet et B.M.R. Appenzeller. 2012. "Determination of farm workers' exposure to pesticides by hair analysis." *Toxicology Letters* 210 (2): 203-210. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2011.11.019>.
- Semeena, V.S et G. Lammel. 2005. "The significance of the grasshopper effect on the atmospheric distribution of persistent organic substances." *Geophysical Research Letters* 32.
- Shen, L., F. Wania, Y.D. Lei, C. Teixeira, D.C.G. Muir et T.F. Bidleman. 2004. "Hexachlorocyclohexanes in the North American Atmosphere." *Environmental Science & Technology* 38 (4): 965-975. <https://doi.org/10.1021/es034998k>.
- Smith-Baker, C. et M.A. Saleh. 2011. "Hair as a marker for pesticides exposure." *Journal of Environmental Science and Health. Part. B, Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes* 46 (7): 648-653. <https://doi.org/10.1080/03601234.2012.597701>.
- Sosan, M.B., A.E. Akingbohungbe, I.A.O. Ojo et M.A. Durosinnmi. 2008. "Insecticide residues in the blood serum and domestic water source of cacao farmers in Southwestern Nigeria." *Chemosphere* 72 (5): 781-784. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.03.015>.
- Szokolay, A., L. Rosival, J. Uhnák et A. Mađarić. 1977. "Dynamics of benzene hexachloride (BHC) isomers and other chlorinated pesticides in the food chain and in human fat." *Ecotoxicology and Environmental Safety* 1 (3): 349-359. [https://doi.org/10.1016/0147-6513\(77\)90026-4](https://doi.org/10.1016/0147-6513(77)90026-4).
- Tan, J., S.M. Cheng, A. Loganath, Y.S. Chong et J.P. Obbard. 2007. "Selected organochlorine pesticide and polychlorinated biphenyl residues in house dust in Singapore." *Chemosphere* 68 (9): 1675-1682. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.03.051>.
- Tsatsakis, A.M., M.N. Tzatzarakis et M. Tutudaki. 2008a. "Pesticide levels in head hair samples of Cretan population as an indicator of present and past exposure." *Forensic Science International* 176 (1): 67-71. <https://doi.org/10.1016/j.forsciint.2007.07.017>.
- Tsatsakis, A.M., M.N. Tzatzarakis, M. Tutudaki, F. Babatsikou, A.K. Alegakis et C. Koutis. 2008b. "Assessment of levels of organochlorine pesticides and their metabolites in the hair of a Greek rural human population." *Human & Experimental Toxicology* 27 (12): 933-940. <https://doi.org/10.1177/0960327108102047>.
- UNEP. 2006. *Lindane - Descriptif des risques*. Programme des Nations Unies pour l'environnement (Geneva, Ch).
- US EPA. 2002. *Revised EFED RED Chapter for Lindane, prepared by the Environmental Fate and Effects Division, Office of Pesticide Programs for the Lindane Reregistration Eligibility Decision (RED) for Lindane*. http://www.epa.gov/opprrd1/reregistration/lindane/efed_ra_revised.pdf.
- US EPA. 2006. *Assessment of lindane and other hexachlorocyclohexane isomers*. (Washington, DC, USA).
- Vera, T., E. Borras, J. Chen, C. Coscolla, V. Daele, A. Mellouki, M. Rodenas, H. Sidebottom, X. Sun, V. Yusa, X. Zhang et A. Munoz. 2015. "Atmospheric degradation of lindane and 1,3-dichloroacetone in the gas phase. Studies at the EUPHORE simulation chamber." *Chemosphere* 138: 112-119.
- Vijgen, J. 2006. "The Legacy of Lindane and Technical HCH Production."
- Vijgen, J., P.C. Abhilash, Y.F. Li, R. Lal, M. Forter, J. Torres, N. Singh, M. Yunus, C. Tian, A. Schäffer et R. Weber. 2011. "Hexachlorocyclohexane (HCH) as new Stockholm Convention POPs—a global perspective on the management of Lindane and its waste isomers." *Environmental Science and Pollution Research International* 18 (2): 152-162. <https://doi.org/10.1007/s11356-010-0417-9>.

- Villanneau, E., N.P.A. Saby, D. Arrouays, C.C. Jolivet, L. Boulonne, G. Caria, E. Barriuso, A. Bispo et O. Briand. 2009. "Spatial distribution of lindane in topsoil of Northern France." *Chemosphere* 77 (9): 1249-1255. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.08.060>.
- Waite, D.T., N.P. Gurprasad, J.F. Sproull, D.V. Quiring et M.W. Kotylak. 2001. "Atmospheric movements of lindane (gamma-hexachlorocyclohexane) from canola fields planted with treated seed." *Journal of Environmental Quality* 30 (3): 768-775. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.303768x>.
- Waliszewski, S.M. 1993. "Residues of lindane, HCH isomers and HCB in the soil after lindane application." *Environmental Pollution* 82 (3): 289-293. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(93\)90131-7](https://doi.org/10.1016/0269-7491(93)90131-7).
- Wauchope, R.D., T.M. Buttler, A.G. Hornsby, P.W. Augustijn-Beckers et J.P. Burt. 1992. "The SCSIARSICES pesticide properties database for environmental decision-making." *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 123: 1-155.
- Waymann, B. et H. Rudel. 1995. "Influence of air velocity, application dose, and test area size on the volatilization of lindane." *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 58: 371-378.
- Wei, W., C. Mandin, O. Blanchard, F. Mercier, M. Pelletier, B. Le Bot, P. Gloreennec et O. Ramalho. 2017. "Predicting the gas-phase concentration of semi-volatile organic compounds from airborne particles: Application to a French nationwide survey." *Science of The Total Environment* 576: 319-325. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.074>.
- Wiberg, K., E. Brorström-Lundén, I. Wängberg, T. F. Bidleman et P. Haglund. 2001. "Concentrations and fluxes of hexachlorocyclohexanes and chiral composition of alpha-HCH in environmental samples from the southern Baltic Sea." *Environmental Science & Technology* 35 (24): 4739-4746. <https://doi.org/10.1021/es0110933>.
- Wild, S.R. et K.C. Jones. 1992. "Organic chemicals entering agricultural soils in sewage sludges: screening for their potential to transfer to crop plants and livestock." *Science of The Total Environment* 119: 85-119. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(92\)90258-T](https://doi.org/10.1016/0048-9697(92)90258-T).
- Wong, F., H. Hung, H. Dryfhout-Clark, W. Aas, P. Bohlin-Nizzetto, K. Breivik, M. Mastromonaco, E.B. Lundén, K. Ólafsdóttir, Á. Sigurðsson, K. Vorkamp, R. Bossi, H. Skov, H. Hakola, E. Barresi, E. Sverko, P. Fellin, H. Li, A. Vlasenko, M. Zapevalov, D. Samsonov et S. Wilson. 2021. "Time trends of persistent organic pollutants (POPs) and Chemicals of Emerging Arctic Concern (CEAC) in Arctic air from 25 years of monitoring." *Science of The Total Environment* 775: 145109. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145109>.
- Wu, Z., T. Lin, L. Hu, T. Guo et Z. Guo. 2020. "Atmospheric legacy organochlorine pesticides and their recent exchange dynamics in the Northwest Pacific Ocean." *Science of The Total Environment* 727: 138408. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138408>.
- Yang, X., X. Jiang, G. Yu, F. Yao, Y. Bian et F. Wang. 2007. "Leaf-air transfer of organochlorine pesticides from three selected vegetables." *Environmental Pollution* 148 (2): 555-561. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.11.029>.
- Zoeteman, B.C.J., K. Harmsen, J.B.H.J. Linders, C.F.H. Morra et W. Slooff. 1980. "Persistent organic pollutants in river water and ground water of the Netherlands." *Chemosphere* 9 (4): 231-249. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(80\)90080-6](https://doi.org/10.1016/0045-6535(80)90080-6).

8.2 Normes

AFNOR. 2024. NF X 50-110 Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise. AFNOR (indice de classement X 50-110).

8.3 Législation et réglementation

Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique. JORF n°31 du 6 février 2007.

Arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement. JORF n°0046 du 24 février 2010.

Arrêté du 8 décembre 2022 établissant le plan national de réduction des émissions de polluants atmosphériques. JORF n°0291 du 16 décembre 2022.

Arrêté du 27 juillet 2018 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement. JORF n°0199 du 30 août 2018.

Directive 79/117/CEE du Conseil, du 21 décembre 1978, concernant l'interdiction de mise sur le marché et d'utilisation des produits phytopharmaceutiques contenant certaines substances actives. JOCE du 8 février 1979 (L 33).

Directive 91/414/CEE du Conseil, du 15 juillet 1991, concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques. JOCE du 19 août 1991 (L 230).

Directive 96/23/CE du Conseil, du 29 avril 1996, relative aux mesures de contrôle à mettre en oeuvre à l'égard de certaines substances et de leurs résidus dans les animaux vivants et leurs produits et abrogeant les directives 85/358/CEE et 86/469/CEE et les décisions 89/187/CEE et 91/664/CEE. JOUE du 23 mai 1996 (L 125).

Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. JOUE du 22 décembre 2000 (L 327).

Directive 2008/105/CE du Parlement européen et du Conseil établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau, modifiant et abrogeant les directives du Conseil 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE, 86/280/CEE et modifiant la directive 2000/60/CE. JOUE du 24 décembre 2008 (L 348).

Directive 2013/39/UE du Parlement européen et du Conseil du 12 août 2013 modifiant les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau. JOUE du 24 août 2013 (L 226).

Directive (UE) 2020/2184 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (refonte) (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). JOUE du 23 décembre 2020 (L 435).

Règlement (CE) n° 178/2002 du Parlement européen et du Conseil du 28 janvier 2002 établissant les principes généraux et les prescriptions générales de la législation alimentaire, instituant l'Autorité européenne de sécurité des aliments et fixant des procédures relatives à la sécurité des denrées alimentaires. JOUE du 1er février 2002 (L 31).

Règlement (CE) n° 850/2004 du Parlement européen et du Conseil du 29 avril 2004 concernant les polluants organiques persistants et modifiant la directive 79/117/CEE. JOUE du 30 avril 2004 (L 158).

Règlement (CE) N° 396/2005 du Parlement européen et du Conseil du 23 février 2005 concernant les limites maximales applicables aux résidus de pesticides présents dans ou sur les denrées alimentaires et les aliments pour animaux d'origine végétale et animale et modifiant la directive 91/414/CEE du Conseil (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). JOUE du 16 mars 2005 (L 70).

Règlement (CE) n° 1048/2005 de la Commission du 13 juin 2005 modifiant le règlement (CE) n° 2032/2003 concernant la seconde phase du programme de travail de dix ans visé à l'article 16, paragraphe 2, de la directive 98/8/CE du Parlement européen et du Conseil concernant la mise sur le marché des produits biocides (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). JOUE du 9 juillet 2005 (L 178).

Règlement (CE) n° 1907/2006 du Parlement Européen et du Conseil du 18 décembre 2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques, modifiant la directive 1999/45/CE et abrogeant le règlement (CEE) n° 793/93 du Conseil et le règlement (CE) n° 1488/94 de la Commission ainsi que la directive 76/769/CEE du Conseil et les directives 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE et 2000/21/CE de la Commission. JOUE du 30 décembre 2006 (L 396).

Règlement (CE) n° 149/2008 de la Commission du 29 janvier 2008 modifiant le règlement (CE) n° 396/2005 du Parlement européen et du Conseil pour y ajouter les annexes II, III et IV fixant les limites maximales applicables aux résidus des produits figurant à son annexe I (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). JOUE du 1er mars 2008 (L 58).

Règlement (CE) n° 1272/2008 du Parlement Européen et du Conseil du 16 décembre 2008 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) n° 1907/2006. JOUE du 31 décembre 2008 (L 353).

Règlement (UE) 2017/978 de la Commission du 9 juin 2017 modifiant les annexes II, III et V du règlement (CE) n° 396/2005 du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne les limites maximales applicables aux résidus de fluopyram, d'hexachlorcyclohexane (HCH), isomère alpha, d'hexachlorcyclohexane (HCH), isomère bêta, d'hexachlorcyclohexane (HCH), somme des isomères, à l'exception de l'isomère gamma, de lindane [hexachlorcyclohexane (HCH), isomère gamma], de nicotine et de profenofos présents dans ou sur certains produits (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). JOUE du 14 juin 2017 (L 151).

Règlement d'exécution (UE) n° 788/2012 de la Commission du 31 août 2012 concernant un programme de contrôle, pluriannuel et coordonné, de l'Union pour 2013, 2014 et 2015, destiné à garantir le respect des teneurs maximales en résidus de pesticides dans et sur les denrées alimentaires d'origine végétale et animale et à évaluer l'exposition du consommateur à ces résidus (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). JOUE du 1er septembre 2012 (L 235).

Règlement d'exécution (UE) n° 400/2014 de la Commission du 22 avril 2014 concernant un programme de contrôle, pluriannuel et coordonné, de l'Union pour 2015, 2016 et 2017, destiné à garantir le respect des teneurs maximales en résidus de pesticides dans et sur les denrées alimentaires d'origine végétale et animale et à évaluer l'exposition du consommateur à ces résidus (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). JOUE du 23 avril 2014 (L 119).

Règlement d'exécution (UE) 2015/595 de la Commission du 15 avril 2015 concernant un programme de contrôle, pluriannuel et coordonné, de l'Union pour 2016, 2017 et 2018, destiné à garantir le respect des teneurs maximales en résidus de pesticides dans et sur les denrées alimentaires d'origine végétale et animale et à évaluer l'exposition du consommateur à ces résidus (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). JOUE du 16 avril 2015 (L 99).

ANNEXES

Annexe 1 : Recherche bibliographique sur les concentrations en lindane rapportées dans les différents milieux

Une recherche bibliographique a été réalisée entre le 17 novembre 2023 et le 2 décembre 2024 afin de recueillir les concentrations en lindane mesurées dans d'autres pays. Les publications ont été recherchées dans la base de données bibliographique Scopus sans restriction de date en croisant plusieurs mots-clés relatifs aux différentes dénominations du lindane et à la contamination dans les différents milieux. Les équations de recherche sont détaillées ci-après :

(TITLE-ABS-KEY(lindane) OR TITLE-ABS-KEY(γ -HCH) OR TITLE-ABS-KEY(gamma-HCH)
OR TITLE-ABS-KEY(gamma-hexachlorocyclohexane)) AND (TITLE-ABS-
KEY("environmental contamination") OR TITLE-ABS-KEY(measure*) OR TITLE-ABS-
KEY(concentrat*) OR TITLE-ABS-KEY(contamina*) OR TITLE-ABS-KEY(quality) OR TITLE-
ABS-KEY(screen*) OR TITLE-ABS-KEY(sampl*) OR TITLE-ABS-KEY(exposure) OR TITLE-
ABS-KEY(amount) OR TITLE-ABS-KEY(level) OR TITLE-ABS-KEY(quantit*) OR TITLE-ABS-
KEY(quantification) OR TITLE-ABS-KEY(detect*) OR TITLE-ABS-KEY(occurrence) OR
TITLE-ABS-KEY(analys*) OR TITLE-ABS-KEY(analyz*) OR TITLE-ABS-KEY(monitor*)) AND
(TITLE-ABS-KEY(soil) OR TITLE-ABS-KEY(water) OR TITLE-ABS-KEY("surface water") OR
TITLE-ABS-KEY("consumption water") OR TITLE-ABS-KEY(sediment*) OR TITLE-ABS-
KEY(air) OR TITLE-ABS-KEY(dust) OR TITLE-ABS-KEY(diet) OR TITLE-ABS-KEY("diet
exposure") OR TITLE-ABS-KEY(food-chain) OR TITLE-ABS-KEY("maternal exposure") OR
TITLE-ABS-KEY(animal) OR TITLE-ABS-KEY(feed) OR TITLE-ABS-KEY(plant) OR TITLE-
ABS-KEY(lichen) OR TITLE-ABS-KEY(root) OR TITLE-ABS-KEY(leaf) OR TITLE-ABS-
KEY("garden produce") OR TITLE-ABS-KEY("soil-to-plant") OR TITLE-ABS-KEY(biota) OR
TITLE-ABS-KEY(mammal) OR TITLE-ABS-KEY(organism) OR TITLE-ABS-
KEY(invertebrate) OR TITLE-ABS-KEY(bioaccumulation) OR TITLE-ABS-KEY(mussel) OR
TITLE-ABS-KEY(gammarus) OR TITLE-ABS-KEY(fauna) OR TITLE-ABS-KEY(worm) OR
TITLE-ABS-KEY(fish)) AND (LIMIT-TO (DOCTYPE,"re")) AND (LIMIT-TO (
LANGUAGE,"English") OR LIMIT-TO (LANGUAGE,"French"))

La requête bibliographique a porté exclusivement sur des revues en anglais ou en français afin de limiter le nombre de publications scientifiques.

L'ensemble des 312 publications obtenues a ensuite été trié à partir des titres et résumés (Figure 1). Après cette première étape réalisée par l'Anses, les 54 revues sélectionnées ont fait l'objet d'un deuxième tri, effectué par deux membres de la coordination et les experts du GT, sur la base de la lecture du texte intégral, pour aboutir à une sélection de 12 publications. Néanmoins, les 12 revues sélectionnées indiquent des étendues de concentrations tellement larges, qu'elles ne permettent pas une comparaison aux concentrations mesurées en France. Par conséquent, ces publications n'ont pas été exploitées.

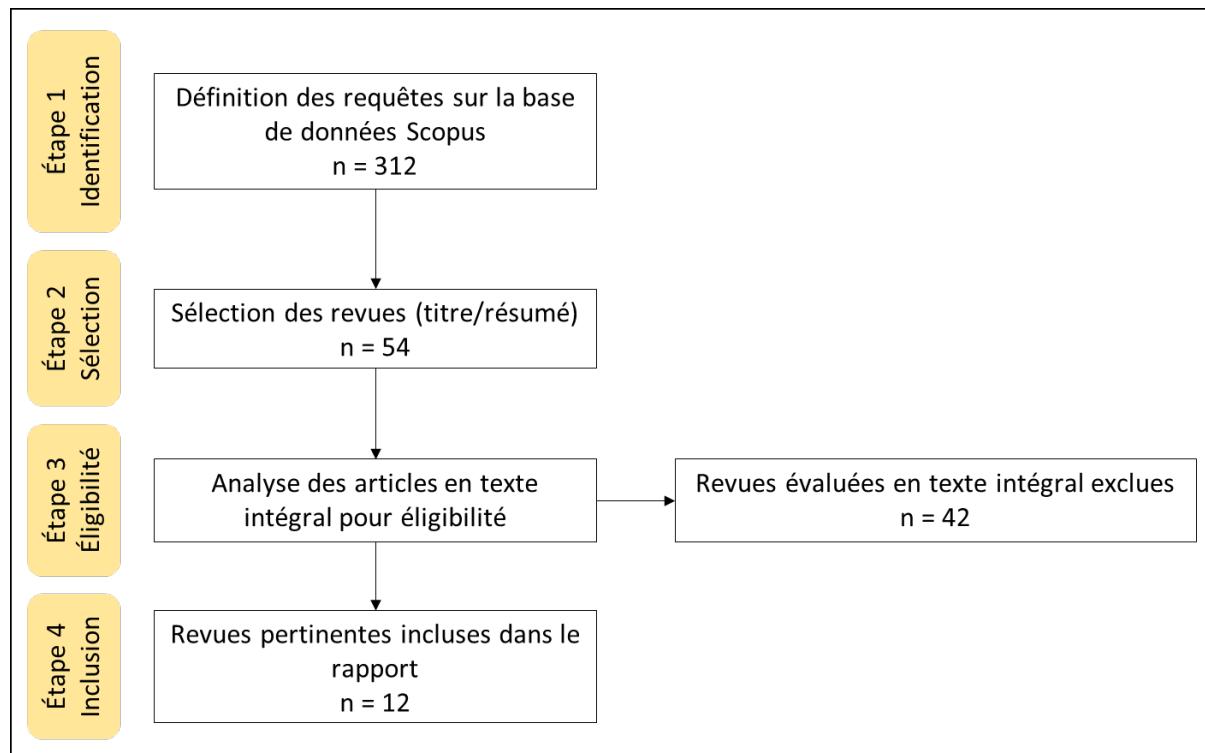
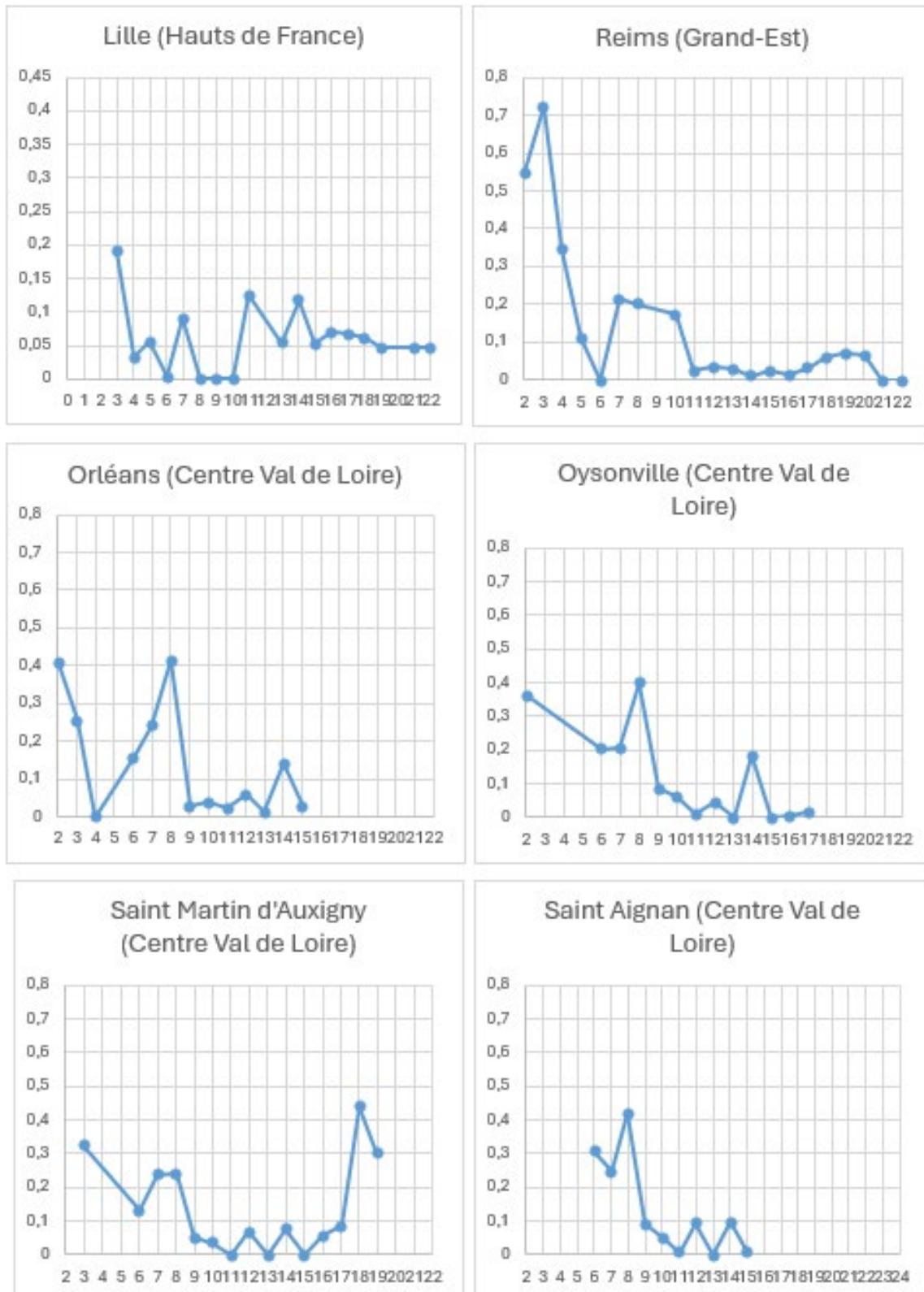
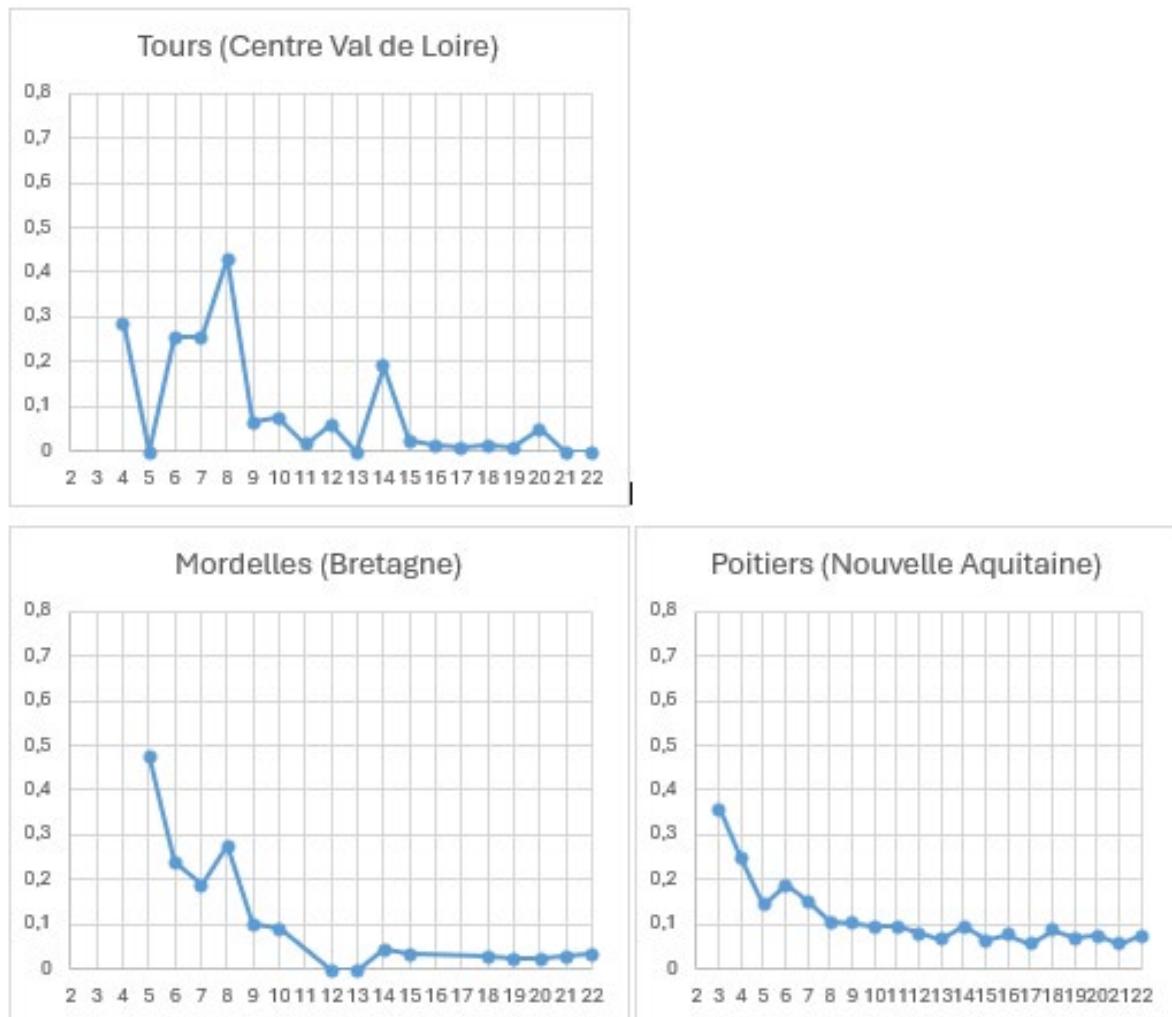


Figure 1 : Étapes de la revue de la littérature suivies pour l'expertise

Annexe 2 : Évolution temporelle depuis 10 ans des concentrations en lindane mesurées dans l'air ambiant extérieur sur 9 sites de mesures





Annexe 3 : Transferts et persistance du lindane dans les compartiments environnementaux en France – Analyse croisée des données de surveillance

1. Introduction

Les expositions aux pesticides se caractérisent par la multiplicité des voies d'exposition liée à leur présence dans l'ensemble des milieux environnementaux (alimentation, eau, sol, air) (Anses 2010, 2011; Davezac *et al.* 2012; Villanneau *et al.* 2009). Les populations humaines sont susceptibles d'y être exposées par plusieurs médias environnementaux (air, sol, aliments, produits...) et voies d'inhalation, d'ingestion et cutanée.

Des actions de recensement, de surveillance de la qualité de l'environnement pour les sols, les eaux, et l'air, sont menées par différentes agences, instituts ou observatoires.

Ces données sont le reflet de la contamination réelle des milieux et de l'exposition globale des populations et leurs analyses spatiales peuvent permettre la caractérisation des processus de transfert entre les compartiments environnementaux et de leur évolution.

La production de ce type de données permet leur réutilisation dans des cadres conceptuels et avec des objectifs différents de ceux qui ont prévalu à leur mise en place. L'émergence de ces données de qualité et leur intégration dans des SIG permettent notamment de mener des travaux d'analyse territoriale.

Un premier verrou dépend de la capacité à pouvoir rassembler au sein d'un même système d'analyse un ensemble de données issues de mesures ou modélisations hétérogènes pour évaluer les interrelations des différents milieux environnementaux (Ineris 2010) sur des niveaux spatiaux commun d'analyse. De plus, l'exercice de caractérisation de la contamination comporte de nombreux manques et incertitudes. Ceux-ci dépendent principalement des hypothèses qui sous-tendent de la représentativité et de l'exactitude des données disponibles et des différentes approches de traitement mises en place.

Après épandage, le lindane est bioaccumulé et adsorbé sur la matière organique du sol pendant de longues périodes. Différents types de transferts contrôlent sa dispersion dans l'espace et dans le temps. Par lessivage, le lindane peut être entraîné par les eaux de pluie ou d'irrigation, et s'infiltrer dans les eaux souterraines. Le lindane présent en surface peut ruisseler, entraîné par les eaux de pluie vers les rivières, les lacs, ou d'autres plans d'eau ou par érosion des sols. Le lindane du sol peut également se volatiliser et être transporter sur des distances plus ou moins longues avant de retomber, par exemple sous forme de dépôts secs ou humides.

Le travail propose d'analyser les interrelations spatiales de la contamination des sols, eaux de surface, et de l'air à travers l'utilisation des données de surveillance française. Cette analyse aura pour objectif d'identifier de discuter des potentiels réservoirs environnementaux de lindane et de la contribution des voies de transfert principales qui contrôlent la dispersion du contaminant en France.

2. Matériels et méthodes

2.1. Données environnementales

2.1.1. Données sol

Le réseau de surveillance des sols RMQS est constitué d'échantillons de sol provenant de 2200 sites répartis sur une grille régulière de 16 km à travers la France, collectés entre 2002 et 2009. Sur chaque site, 25 carottes individuelles ont été prélevées dans la couche de surface du sol (0–30 cm), en utilisant un plan d'échantillonnage non aligné dans une zone de 20 m × 20 m. La couche de 0 à 30 cm a été choisie pour assurer la cohérence avec les relevés existants et parce qu'en France, 30 cm est la profondeur maximale à laquelle le sol de surface est affecté par le labour. Les carottes ont été regroupées pour obtenir un échantillon composite pour chaque site. L'unité INFOSOL de l'INRAE a utilisé 726 mesures de la concentration de Lindane dans ces échantillons pour étudier les principaux facteurs explicatifs de sa distribution spatiale à travers la France, et cartographier cette distribution. Dans une première phase de ce projet, 105 échantillons provenant du nord et 78 d'un transect est-ouest à travers la largeur de la France ont été analysés. Villanneau *et al.* (2009) ont présenté les résultats de cette première phase dans laquelle la présence de Lindane dans tous les échantillons de sol a été montré. Lors d'une deuxième phase du projet, les concentrations en Lindane de 495 échantillons sur l'ensemble de la France métropolitaine ont été mesurées sur un maillage de 32 km de côté. Les données des deux phases ont été analysées pour cartographier la distribution spatiale du Lindane à l'échelle de la France entière (Orton *et al.* 2013). Le krigage ou algorithme d'interpolation en géostatistique permet d'estimer les concentrations là où elles n'ont pas été mesurées, en prenant en compte la variabilité spatiale décrite par le modèle ajusté. Contrairement aux méthodes conventionnelles d'interpolation (moindres carrées, inverse des distances, etc.), l'algorithme de krigage cherche à améliorer la précision de l'estimation de la teneur en polluant, en minimisant l'erreur d'estimation. Un modèle linéaire mixte a été utilisé pour décrire la distribution spatiale de ces données permettant de décrire une partie de la variabilité des données par des covariables explicatives (les effets fixes : utilisation des sols, variables climatiques, densité de population, ...), et une autre partie par des erreurs aléatoires composées d'une composante spatialement corrélée et d'une composante de bruit pur. Une cartographie des concentrations en lindane est réalisée au niveau de la France métropolitaine sur une résolution de 1 km de côté. Les données relatives aux concentrations de matière organique dans le sol proviennent du projet SoilGrids (Poggio *et al.* 2021) qui utilise des informations globales sur les profils de sol et des données de covariables pour modéliser la répartition spatiale des propriétés du sol à l'échelle mondiale avec une résolution de 250 m.

2.1.2. Données eau

Les eaux de surface continentales sont suivies d'un point de vue qualitatif et quantitatif à travers les différents réseaux de mesure des agences de l'eau françaises. Dans le cas de cette analyse, les données relatives aux eaux de surfaces correspondent à l'agrégation des données des agences de l'eau française disponibles dans la base NAIADES. Une extraction est effectuée permettant la description des valeurs d'analyses dans la colonne d'eau pour les polluants concernés sur la période 2005 à 2022. La période est choisie de manière à obtenir, d'une part, un encadrement de l'année de référence (2009, année de fin de collecte des données du RMQS) et d'autre part, un nombre important de données pour chaque station. En effet, les fréquences de prélèvement sont très variables selon les stations, l'intégration d'une période importante permet d'apporter une meilleure représentativité temporelle des données.

La base de données après extraction décrit la concentration du lindane, sur environ 8644 stations réparties sur l'ensemble de la France (Figure 1).

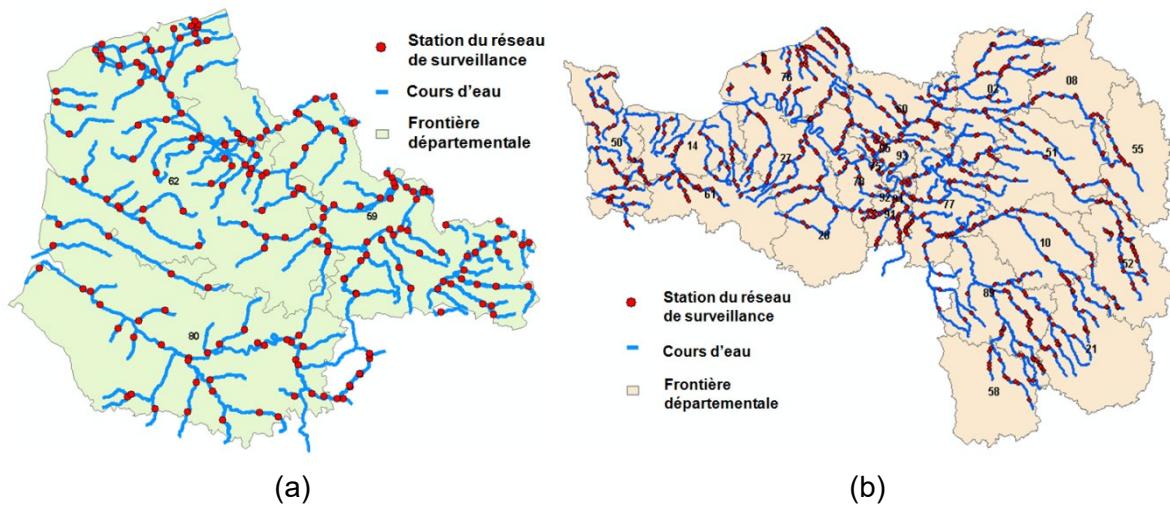


Figure 1 : Description des réseaux hydrographiques et des points de prélèvement dans le SIG. Localisation des stations de mesure du réseau de surveillance les agences de l'eau (a) Artois-Picardie et (b) du bassin Loire-Bretagne.

2.1.3. Données air

La campagne nationale exploratoire de mesures des résidus de pesticides (CNEP) dans l'air ambiant avait pour objectif d'établir le premier état des lieux harmonisé des niveaux de concentration en résidus de pesticides dans l'air ambiant hors situation de proximité ou influence directe d'une seule culture. Les mesures, réalisées sur l'ensemble du territoire national, DROM inclus, de façon synchronisée et selon le protocole commun, ont également permis d'étudier une partie des facteurs d'influence sur la stratégie d'échantillonnage. 75 substances ont été mesurées sur 50 sites (dont 5 dans les DROM) globalement représentatifs de la surface agricole utile nationale (hors situation de proximité ou influence directe d'une seule culture) (Figure 2).

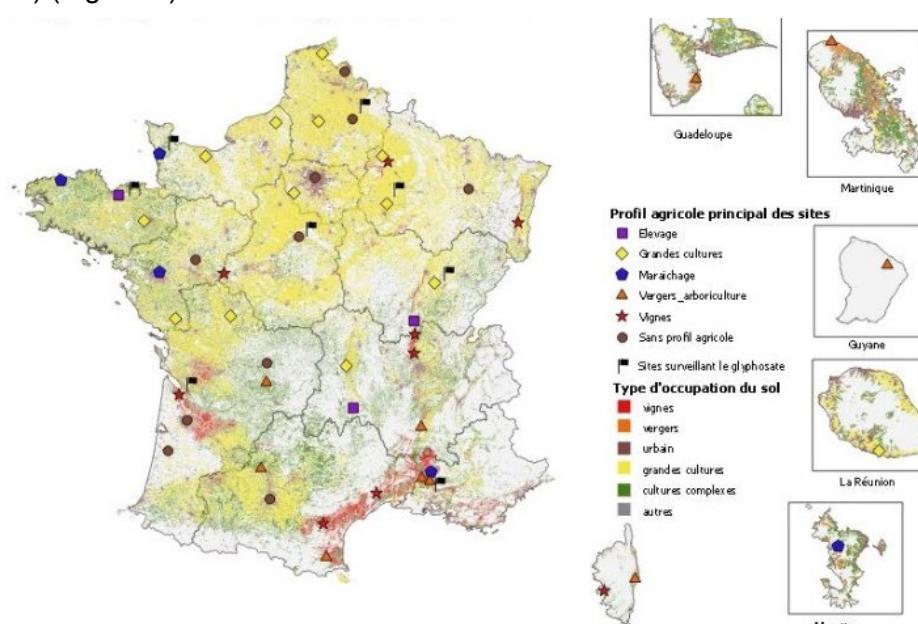


Figure 2 : Distribution spatiale et profil agricole principal des sites de mesure et type d'occupation du sol associé

La campagne de prélèvement a duré 12 mois, de juin 2018 à juin 2019. Pour les substances semi-volatiles dont le lindane, chaque substance a fait l'objet d'environ 1400 résultats d'analyses. Sur l'ensemble des substances, le lindane est la substance la plus quantifiée à hauteur de 80% avec une concentration moyenne annuelle de 0,06 ng.m⁻³ (Ineris 2020). Pour cette analyse, les données proviennent de la base nationale des données sur la qualité de l'air « GEOD'AIR ».

2.2. Méthodes

2.2.1. Homogénéisation des supports spatiaux d'analyse

Les niveaux géographiques des données de concentration dans l'eau, l'air et le sol mises à disposition varient selon le support spatial sur lequel est collectée l'information. Des transformations sont effectuées pour construire les variables à introduire dans un SIG. Elles consistent à homogénéiser, agréger ou désagréger les données, afin d'obtenir des valeurs assignées à l'unité spatiale de l'étude et définir une base uniforme à l'analyse statistique.

Deux niveaux spatiaux d'analyse sont analysés pour permettre le croisement des concentrations :

- le niveau régional pour construire une métrique d'analyse représentative relative aux eaux de surface. Les données de sol disponible en format raster sont vectorisées puis agrégées au niveau régional (moyenne de l'ensemble des mailles mises à disposition - 1 km pour les concentrations en lindane et 250 m pour le carbone organique recouvrant le polygone relatif à la région). Dans le jeu de données d'extraction des eaux de surface, un champ permet de renseigner la région de la station de mesure permettant une analyse régionale directe (Figure 3).



Figure 3 : Vectorisation et agrégation des estimations de concentration de lindane dans les sols au niveau régional

- le niveau local pour analyser le lien entre les sols et les concentrations atmosphériques au niveau de la localisation de la station de mesure. Après vectorisation, la maille kilométrique de concentration de lindane dans le sol est associée aux mesures des concentrations atmosphériques sur laquelle est localisée la station de mesure. Pour mieux tenir compte de la représentativité locorégionale de la matière organique dans les sols, une maille de 0,2 ° x 0,2 ° (environ 25 km de côté) est générée sur laquelle est agrégée les données de ma maille initiale (250 m). La valeur de la maille intermédiaire est associée à la moyenne annuelle des concentrations atmosphériques sur laquelle est localisée la station de mesure (Figure 4).

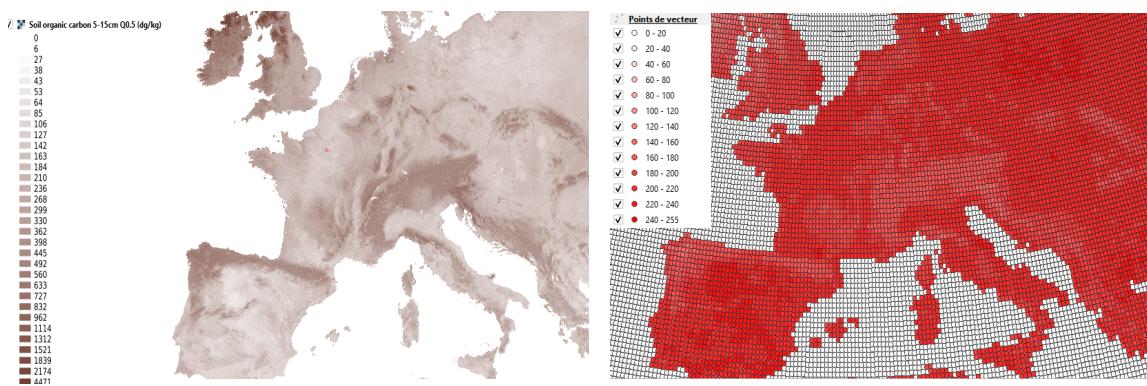


Figure 4 : vectorisation et agrégation des estimations de carbone organique dans les sols au de la maille loco-régionale

2.2.2. Construction des métriques d'analyse

Eau : département, région (moyenne grille des points ou ratio surfacique des grilles)

Les données de mesures de lindane dans les eaux de surface présentent un nombre élevé de concentrations inférieures aux limites de quantification (97,8 %). L'utilisation de ce type de données impliquent de poser des hypothèses pour remplacer les valeurs censurées ce qui peut biaiser l'utilisation de la moyenne comme estimateur de la contamination.

La construction d'une métrique d'intérêt permettant de comparer les situations de contamination dans l'espace et dans le temps présente plusieurs verrous, parmi lesquels celui de la forte hétérogénéité des limites de quantification. Ces variations rendent la comparaison directe des valeurs de concentration complexe, limitant la fiabilité d'un indicateur basé uniquement sur les valeurs absolues mesurées.

Pour contourner ce problème, une approche consiste à transformer la mesure de concentration en une variable binaire, en identifiant si chaque mesure dépasse ou non une valeur seuil prédéfinie. En calculant ainsi les pourcentages de dépassement de seuil, il est possible d'obtenir un indicateur synthétique qui simplifie l'analyse et qui peut fournir des tendances comparables en matière de contamination. Le choix de ce seuil est crucial pour garantir la sensibilité et la représentativité de l'indicateur. Si le seuil retenu est trop élevé, l'indicateur manquera de sensibilité, car les dépassements seront trop rares pour révéler des variations significatives dans les données. À l'inverse, un seuil trop bas entraînera un nombre élevé de dépassements, mais au risque de diminuer la pertinence de l'indicateur, car il filtrera trop d'informations et pourrait inclure des valeurs non significatives. Il est donc essentiel de calibrer judicieusement ce seuil pour trouver un équilibre entre sensibilité et pertinence, en tenant compte des spécificités de l'environnement et des concentrations mesurées.

Le choix du seuil consiste au meilleur équilibre entre représentativité et sensibilité et détermine le nombre et la proportion d'échantillons supérieurs/inférieurs au seuil pour détecter les variations pertinentes des concentrations mesurées. L'indicateur correspond au calcul sur les différentes résolutions spatio-temporelles d'analyse du taux de mesures supérieures au seuil par rapport au nombre total de valeurs supérieures et inférieures.

En combinant les données des différentes stations et en agrégeant les valeurs par zones géographiques, on obtient des indicateurs régionaux qui révèlent les disparités territoriales en matière de contamination environnementale. Pour un niveau d'échantillon bien répartie vis-à-vis du seuil, cette approche permet la comparaison entre régions et aide à identifier les zones les plus contaminées, en vue d'orienter de comparer le lien avec la contamination du

compartiment sol. En utilisant l'indicateur régional agrégées sur des plages temporelles définies, 2002-2013 et 2014-2022, il devient également possible de suivre les évolutions et les tendances des dépassements de seuil sur le long terme. Cette agrégation temporelle au niveau régional permet de filtrer les fluctuations journalières ou saisonnières et de mieux comprendre les changements structurels dans les niveaux de pollution sur des périodes entières. Une statistique supplémentaire est construite pour comparer ces deux périodes au niveau régional (pourcentage de valeurs supérieures au seuil de la 1^{ère} période sur le pourcentage de valeurs supérieures au seuil de la 2^{ème} période).

2.2.3. Analyse statistique

Au vu de la rémanence du lindane, des hypothèses fortes sur les périodes temporelles facilitant le croisement de données peuvent être posées. Agrégés sur résolutions d'analyse identiques, les variables relatives au sol (lindane et MO) sont comparées aux estimations de la contamination dans l'air et dans l'eau à partir de corrélations simples.

3. Synthèse des corrélations et interprétations

3.1. Analyse au niveau régional

3.1.1. Corrélation entre la matière organique et les teneurs en lindane dans les sols

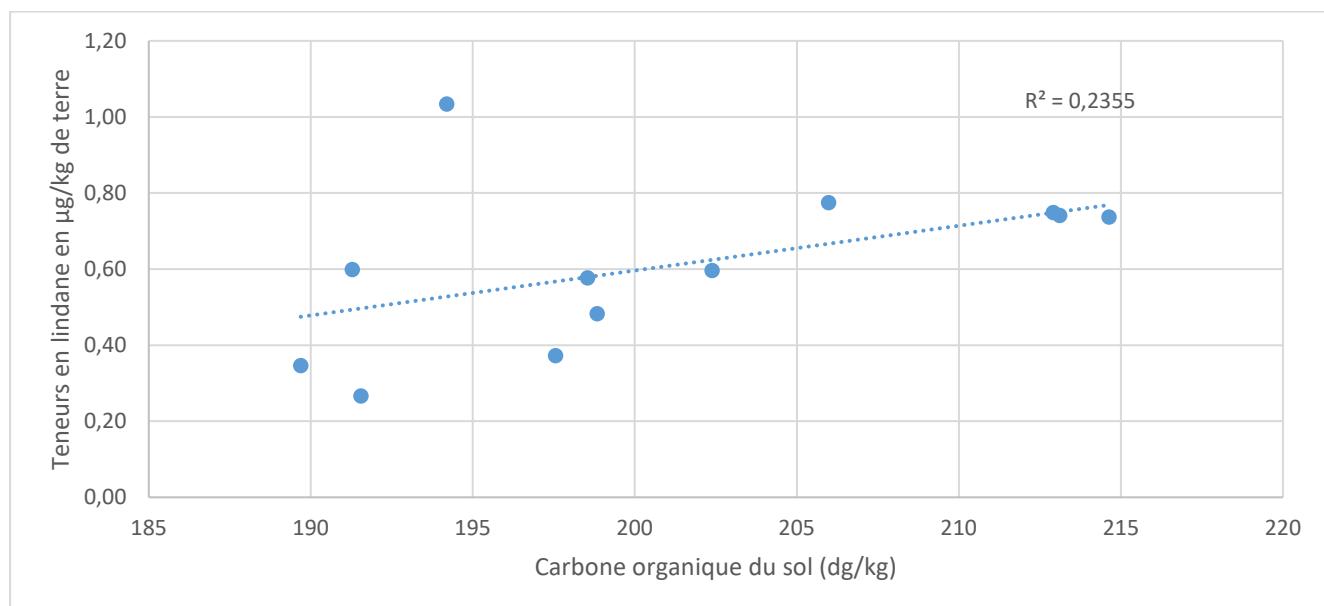


Figure 5 : corrélation entre la matière organique et les teneurs en lindane dans les sols

La corrélation moyenne observée entre la matière organique et les teneurs en lindane dans les sols (figure 5, $R^2 = 0,24$ tout point confondu et 0,70 quand on exclut Nouvelle-Aquitaine) suggère que les concentrations actuelles de lindane dans le sol pourraient résulter de la combinaison de 1) l'historique des apports liés à des pratiques agricoles antérieures et 2) de leur rétention sur les matières organiques du sol, considérée comme un paramètre clé de l'adsorption de la substance et de contrôle des processus de transfert (ex. lessivage, volatilisation).

3.1.2. Confrontation des indicateurs eau de surface avec le compartiment sol

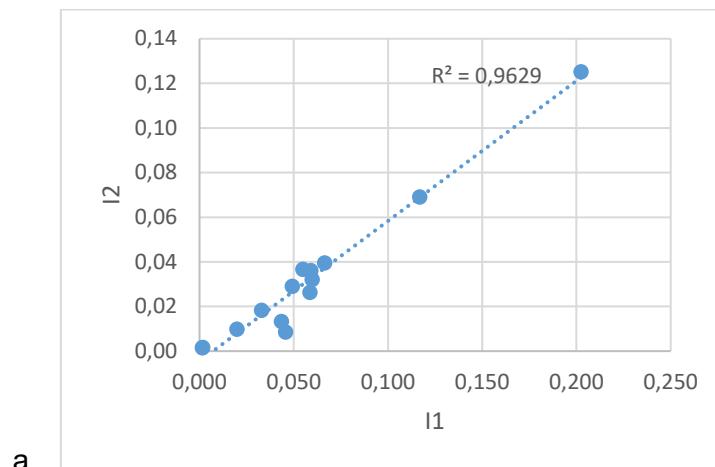
Le Tableau 1 présente les résultats obtenus pour les 2 seuls seuils qui permettent d'obtenir un nombre d'échantillon suffisant pour comparer les situations et régionales. 69 % et 62 % des mesures ne peuvent pas être classées (Nnc, valeurs inférieures à une limite de quantification elle-même supérieure au seuil) soient inférieures (N < S) soient supérieures (N > S) aux seuils sélectionnés, respectivement 0,001 et 0,002 µg.L⁻¹.

Les moyennes des taux de valeurs supérieures aux seuils 1 et 2 sont de 6 % (I1) et de 3 % (I2). Les taux estimés à partir de valeurs classées inférieures à 150 échantillons sont exclus des analyses pour limiter l'intégration d'instabilités statistiques associées à des échantillons non représentatifs. Pour les deux seuils, la région pour laquelle les indicateurs I1 et I2 sont les plus élevées est l'Île de France.

Tableau 1 : Résultats des indicateurs régionaux dans le sol et les eaux de surfaces

	Sol		Eau							
			Seuil 1				Seuil 2			
Région	MO	Sol	Nnc	N<S1	N>S1	I1	Nnc	N<S2	N>S2	I2
Auvergne-Rhône-Alpes	190	0,35	30943	8289	429	0,049	30301	9088	272	0,029
Bourgogne-Franche-Comté	191	0,60	17481	9068	184	0,020	17481	9161	91	0,010
Bretagne	194	1,03	11377	6493	377	0,055	11376	6619	252	0,037
Centre-Val de Loire	213	0,75	9907	7879	269	0,033	9906	7999	150	0,018
Corse	193		1673	591	1	0,002	1670	594	1	0,002
Grand Est	199	0,48	32941	19192	1207	0,059	32936	19666	738	0,036
Guadeloupe			627	0	0		558	69		
Guyane			75	101	2		75	101	2	
Hauts-de-France	213	0,74	10772	12233	1618	0,117	10771	12894	958	0,069
Île-de-France	215	0,74	6949	8265	2098	0,202	6656	9321	1335	0,125
La Réunion			1053	654	1	0,002	1053	654	1	0,002
Martinique			3594	0	5		3300	294	5	0,017
Normandie	202	0,60	13790	13035	928	0,066	13790	13411	552	0,040
Nouvelle-Aquitaine	199	0,58	44892	4579	219	0,046	31711	17824	155	0,009
Occitanie	198	0,37	44229	5290	241	0,044	36244	13336	180	0,013
Pays de la Loire	206	0,78	13051	8423	536	0,060	11765	9916	329	0,032
Provence-Alpes-Côte d'Azur	192	0,27	8206	2711	169	0,059	8204	2806	76	0,026
Somme			251560	106803	8284		227797	133753	5097	
Moyenne	200	0,61	14798	6283	487	0,058	13400	7868	319	0,031

Les indicateurs utilisés pour évaluer la contamination en lindane des eaux de surface I1 et I2 montrent une corrélation très élevée (figure 6a, $R^2 = 0,96$) entre eux, ce qui suggère une certaine stabilité des indicateurs malgré les limites inhérentes aux méthodes d'échantillonnage et d'analyse. Ces indicateurs semblent *a priori* pertinents pour comparer les situations au niveau régional.



a.

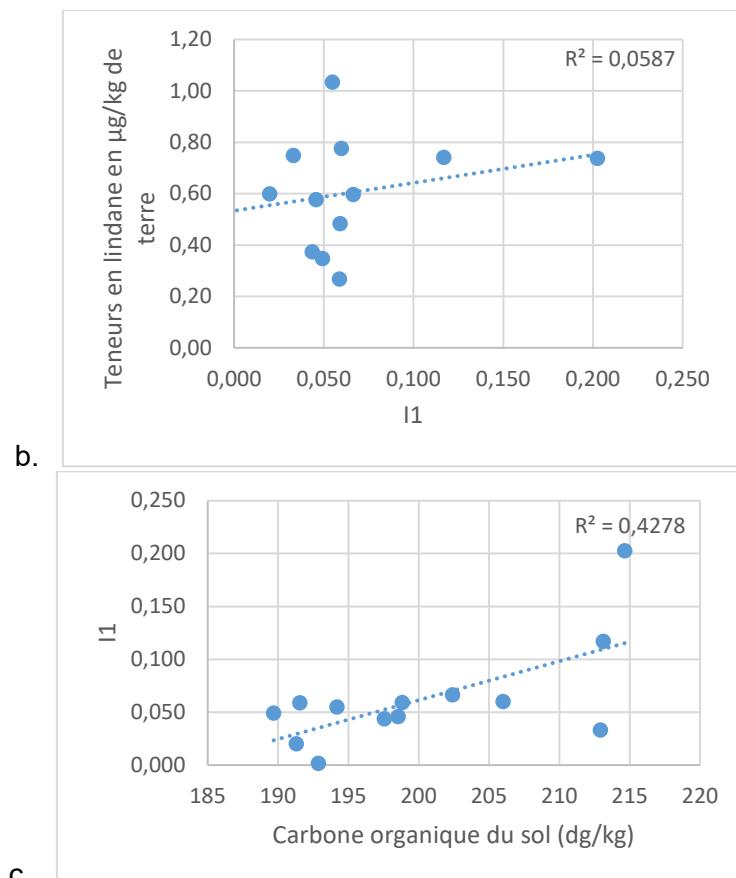


Figure 6 : Corrélations au niveau régional entre (a) les indicateurs utilisés pour évaluer la contamination en lindane des eaux de surface I1 et I2, b) les teneurs en lindane dans le sol et l'indicateur de contamination dans les eaux I1 et c) l'indicateur de contamination dans les eaux I1 et le carbone organique du sol.

Les résultats de la figure 6b montrent une absence de corrélation entre les concentrations de lindane dans les sols et l'indicateur de contamination des eaux de surface I1, ce qui pourrait indiquer un transfert limité du lindane par ruissellement direct des sols vers les eaux.

Une corrélation modérée ($R^2 = 0,43$, figure 6c) est observée entre les teneurs en matière organique du sol et les niveaux de lindane dans les eaux de surface, ce qui pourrait indiquer une contribution importante de la contamination des eaux des transferts du lindane adsorbé de la matière organique depuis les sols par érosion.

3.1.3. Analyse temporelle des indicateurs régionaux

Le Tableau 2 présente les résultats obtenus pour le premier seuil pour comparer les situations temporelles et régionales. 91 % pour la première période et 53 % pour la deuxième période des mesures ne peuvent pas être classées (Nnc, valeurs inférieures à une limite de quantification elle-même supérieure au seuil) soient inférieures ($N < S$) soient supérieures ($N > S$) par rapport au seuil de $0,001 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Les taux estimés à partir de valeurs classées inférieures à 150 échantillons sont exclus des analyses pour limiter l'intégration d'instabilités statistiques associées à des échantillons non représentatifs. Pour les deux périodes, la région pour laquelle les indicateurs I1P1 et I1P2 sont les plus élevés est l'Île de France. Un facteur de diminution est estimé entre l'I1 entre les 2

périodes. Ce facteur (I1DP) est en moyenne de 5 et assez constant pour les différentes régions sauf pour les régions Centre-Val-de-Loire (10,1) et Nouvelle Aquitaine (1,3)

Tableau 2 : Résultats des indicateurs régionaux dans le sol et les eaux de surfaces sur les deux périodes d'analyse

Région	Sol		Eau						I1DP	
			Seuil 1, période 1			Seuil 1, période 2				
	MO	Sol	Nnc	N<S1	N>S1	I1P1	Nnc	N<S1	N>S1	
Auvergne-Rhône-Alpes	190	0,35	17172		104		13771	8289	325	0,038
Bourgogne-Franche-Comté	191	0,60	11340	41	20		6141	9027	164	0,018
Bretagne	194	1,03	6052	4	11		5325	6489	366	0,053
Centre-Val de Loire	213	0,75	7463	107	43	0,29	2444	7772	226	0,028
Corse	193		1222				451	591	1	
Grand Est	199	0,48	20797	2278	477	0,17	12144	16914	730	0,041
Guadeloupe							627			
Guyane			74		2		1	101		
Hauts-de-France	213	0,74	6810	2274	1016	0,31	3962	9959	602	0,057
Île-de-France	215	0,74	3946	1848	1487	0,45	3003	6417	611	0,087
La Réunion			679				374	654	1	
Martinique			1104		1		2490		4	
Normandie	202	0,60	8532	1255	370	0,23	5258	11780	558	0,045
Nouvelle-Aquitaine	199	0,58	18191	603	36	0,06	26701	3976	183	0,044
Occitanie	198	0,37	18653	383	62	0,14	25576	4907	179	0,035
Pays de la Loire	206	0,78	8110	119	48	0,29	4941	8304	488	0,056
Provence-Alpes-Côte d'Azur	192	0,27	5116		34		3090	2711	135	0,047
Somme			135261	8912	3711		116299	97891	4573	
Moyenne	200	0,61	8454	891	265	0,24	6841	6526	305	0,046
										5,0

Durant la première période d'analyse, la corrélation entre les concentrations de lindane dans les sols et celles dans les eaux de surface (figure 7a, $R^2 = 0,49$) semble indiquer que les zones d'épandage initiales constituaient un réservoir principal à la contamination des eaux. Cette corrélation diminue dans la deuxième période d'analyse (figure 7b, $R^2 = 0,11$) ce qui pourrait refléter une part plus importante de sources diffuses.

Les figures 7c et 7d montrent une corrélation élevée entre la contamination des eaux de surface et la matière organique du sol durant la première période d'analyse ($R^2 = 0,79$) puis une plus faible corrélation sur la 2^e période ($R^2 = 0,27$). Ces résultats suggèrent une prédominance des processus d'érosion comme vecteur du lindane du sol vers les eaux de surfaces puis une évolution des voies de transfert plus diversifiées et des sources plus diffuses dans la 2^e période suite aux processus d'érosion et de volatilisation.

La corrélation entre l'indicateur des eaux de surface entre les deux périodes suggère la rémanence de la contamination au niveau régional dans les différents compartiments environnementaux (figure 7e). La diminution d'un facteur cinq de l'indicateur de contamination des eaux de surface, suggère une réduction des stocks de lindane dans les sols de surface, en raison des processus d'érosion, de volatilisation, ou de lessivage. Cette baisse, bien qu'indicative, n'est pas nécessairement linéaire (en termes de bilan de masse) et varie probablement en fonction des micro-environnements et des conditions locales de chaque site.

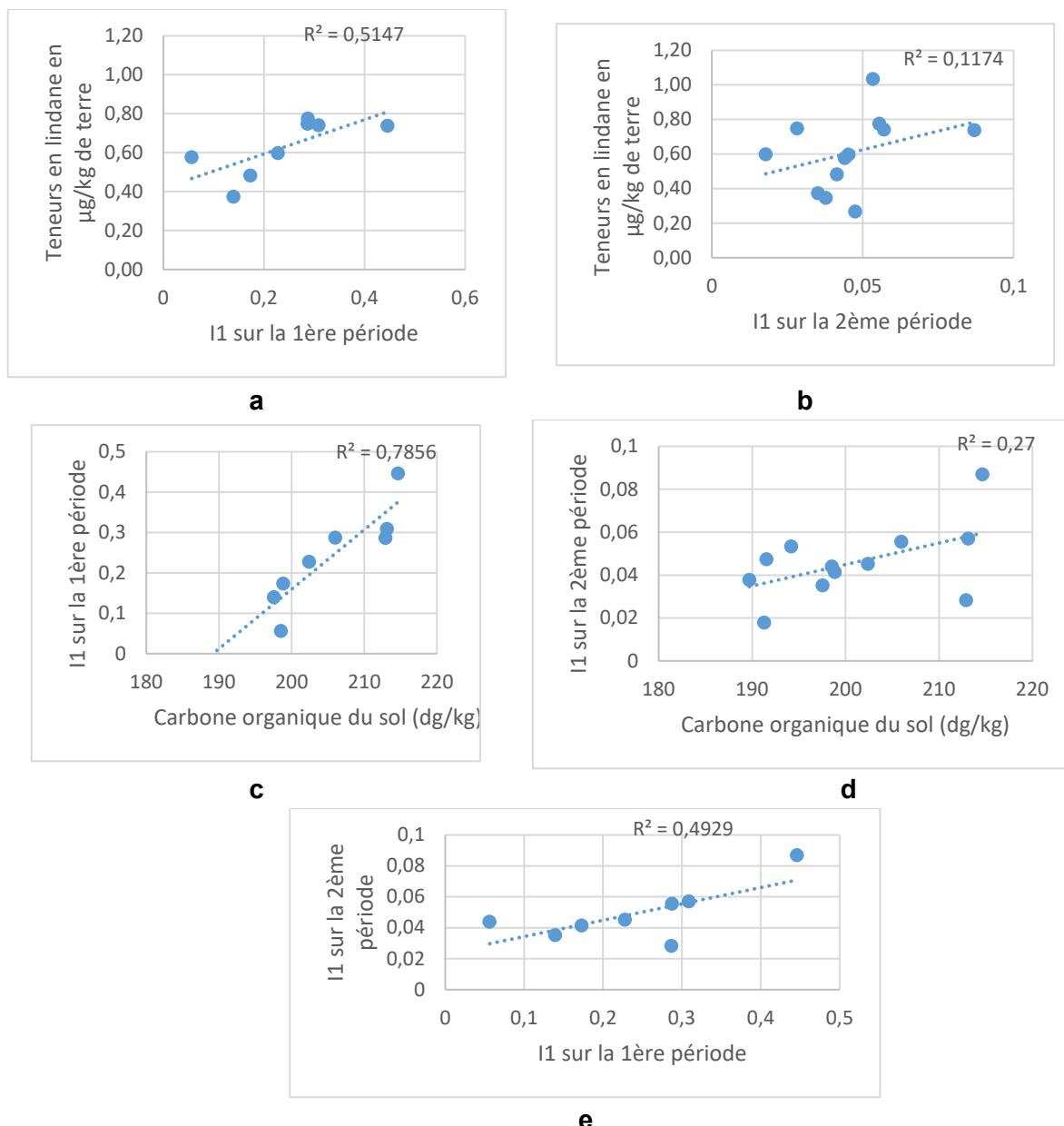


Figure 7 : Corrélations au niveau régional entre (a) l'indicateur de contamination en lindane dans les eaux de la 1^e et la 2^e période, b) l'indicateur de contamination en lindane dans les eaux de la 1^e période et les teneurs en lindane dans les sols, c) l'indicateur de contamination en lindane dans les eaux de la 2^e période et le carbone organique du sol, d) l'indicateur de contamination en lindane dans les eaux de la 1^e période et le carbone organique du sol, e) l'indicateur de contamination en lindane dans les eaux de la 2^e période et les teneurs en lindane dans les sols

3.1.4. Analyse locale du lien entre le compartiment sol et atmosphérique

Les données locales montrent des concentrations de lindane plus élevées dans les stations urbaines (figure 8a), ce qui pourrait être lié soit à des apports atmosphériques issus de longues distances ou à des conditions spécifiques favorisant la volatilisation en milieu urbain. L'absence de corrélation entre les concentrations de lindane dans l'air et les teneurs dans les sols (figure 9a) peut suggérer 1) que les sources de lindane atmosphérique sont majoritairement exogènes aux sites mesurés (transport longue distance) ou 2) que la

distribution spatiale du lindane dans le sol est modifiée par les processus de diffusion au cours du temps.

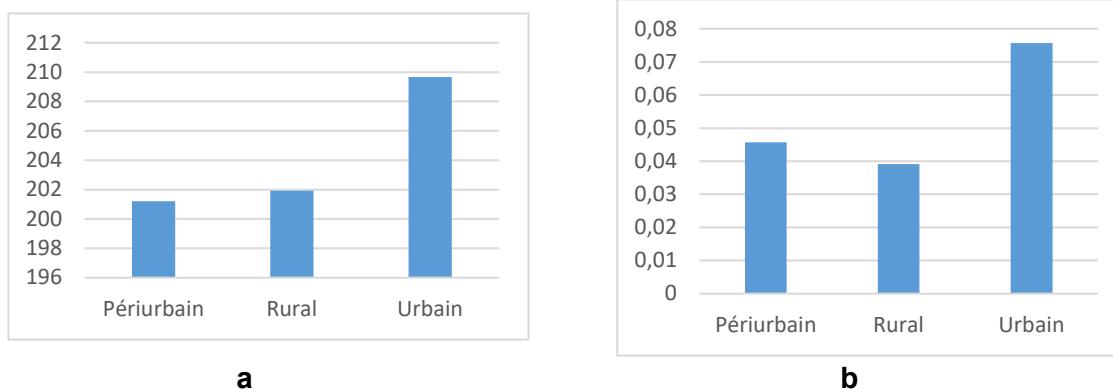
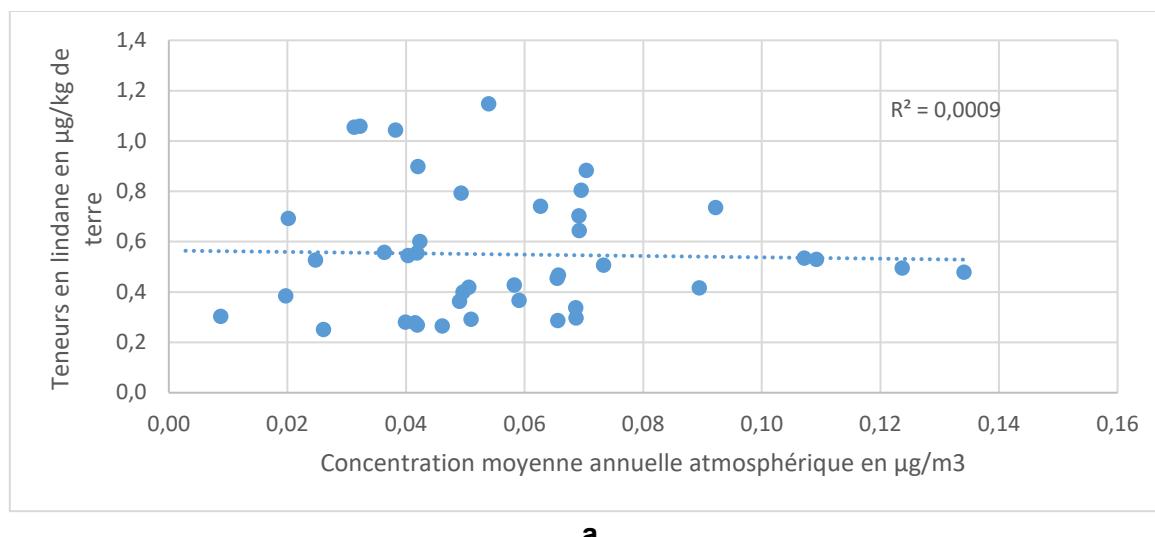


Figure 8 : a) Carbone organique du sol (dg/kg) par typologie de station de mesure et b) concentration atmosphérique moyenne ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de lindane par typologie de station de mesure

Les corrélations observées (figure 9b-d) entre la matière organique et les concentrations atmosphériques en lindane (coefficient significatif dans l'analyse de régression, tableau 3) pourraient indiquer un enrichissement au cours du temps en lindane dans les couches du sol par déposition du lindane atmosphérique ensuite adsorbée sur la matière organique du sol par les cycles successifs de volatilisation/redéposition des dépôts sec et humide.



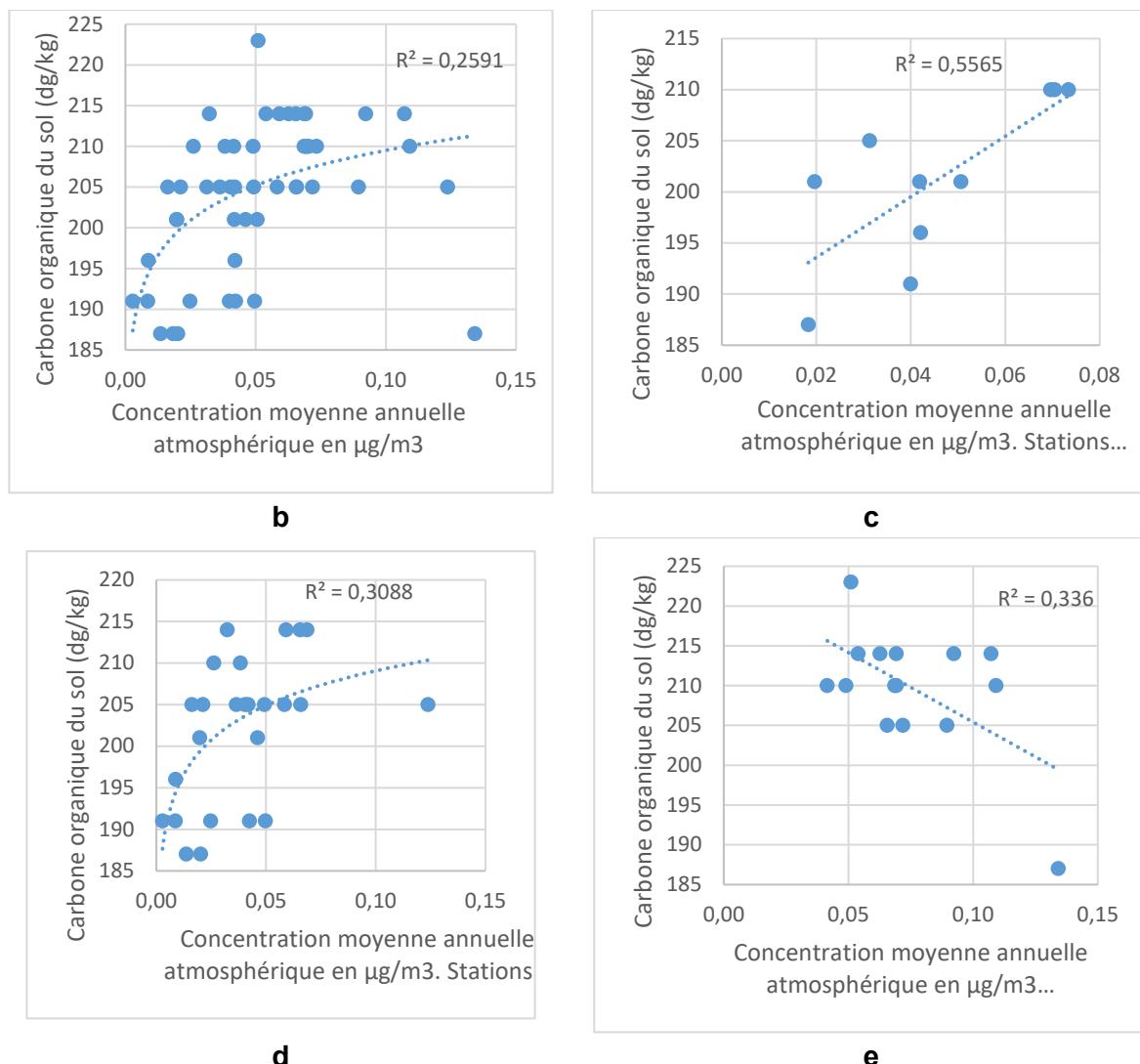


Figure 9 : Corrélations au niveau local entre (a) les concentrations annuelles moyennes atmosphériques et les teneurs en lindane dans les sols, b) les concentrations annuelles moyennes atmosphériques et le carbone organique du sol sur l'ensemble des stations de mesure de la qualité de l'air de la CNEP, c) les concentrations annuelles moyennes atmosphériques et le carbone organique du sol sur les stations péri-urbaines de la CNEP, d) les concentrations annuelles moyennes atmosphériques et le carbone organique du sol sur les stations rurales de la CNEP, et e) les concentrations annuelles moyennes atmosphériques et le carbone organique du sol sur les stations urbaines de la CNEP

Tableau 3 : Effet du compartiment sur les concentrations atmosphériques (régression linéaire multivariée, stations de mesure rurales et périurbaines)

	Estimate	Std. Error	t value	(> t)
Intercept	-0,2	0,11	-1,9	0,07
Carbone organique du sol	0,0012	0,0005	2,4	0,027
Teneur en lindane dans le sol	-0,0093	0,016	-0,57	0,58

4. Discussion

4.1. Analyse des voies de transferts à partir de l'étude des interrelations environnementales de la contamination

4.1.1. Corrélation entre matière organique et teneurs en lindane dans les sols

Les analyses régionales montrent une faible corrélation entre la matière organique et les concentrations en lindane dans les sols, ce qui pourrait suggérer que les apports de lindane ne se limitent pas aux épandages passés mais également à son adsorption par la matière organique. Selon Mackay *et al.* (1992), cette adsorption est essentielle pour ces substances, en raison de leur faible solubilité et de leur affinité pour les phases organiques. Une faible corrélation dans les observations actuelles pourrait être le reflet d'un transfert historique, où les teneurs actuelles en lindane dans les sols sont davantage influencées par les dépôts passés, les cycles de dégradation et les échanges entre compartiments environnementaux.

4.1.2. Indicateurs de contamination dans les eaux de surface

Les indicateurs de contamination en lindane dans les eaux de surface montrent une corrélation notable entre eux, indiquant une certaine robustesse des indicateurs pour des comparaisons régionales. Cependant, comme l'indiquent les travaux de Schwarzenbach *et al.* (2003), la dynamique du lindane dans les eaux de surface peut être influencée par les taux de sédimentation et la disponibilité en matière particulaire, qui varient selon les saisons et les régions.

4.1.3. Corrélation entre contamination des sols et des eaux de surface

L'absence de corrélation significative entre le lindane dans les sols et dans les eaux de surface pourrait indiquer un transfert limité par ruissellement direct du lindane du sol vers l'eau, ce qui est conforme à l'observation selon laquelle les pesticides organochlorés sont majoritairement transportés par érosion de la matière organique plutôt que par lessivage direct (Gardes *et al.* 2021). Cette faible corrélation pourrait également indiquer que le lindane détecté dans les eaux de surface est plus susceptible d'avoir été transféré par des dépôts atmosphériques que par ruissellement.

4.1.4. Corrélation entre matière organique et contamination en lindane dans les eaux de surface

Une corrélation modérée entre la matière organique des sols et la contamination des eaux de surface suggère un potentiel transfert par érosion de la matière organique adsorbée au lindane. Cette relation est conforme avec des études qui montrent que l'érosion des sols est une voie majeure de transfert des POPs, notamment les pesticides organochlorés, vers les systèmes aquatiques (Carpenter *et al.* 1998). Cependant, les fluctuations saisonnières et les spécificités locales, comme la topographie et les pratiques agricoles, peuvent moduler cette relation.

4.1.5. Contamination des eaux de surface et réservoirs historiques de lindane

Durant la première période, une corrélation élevée entre les concentrations de lindane dans les sols et les eaux de surface pourrait indiquer que les zones d'épandage ont initialement constitué des réservoirs importants pour la contamination des eaux. Cette observation est

cohérente avec les études qui montrent que les sols agricoles peuvent constituer des réservoirs à long terme pour les POP (Fosu-Mensah *et al.* 2016). Dans la seconde période d'analyse, la diminution de cette corrélation pourrait suggérer une augmentation de la contribution des sources diffuses, comme le dépôt atmosphérique et le transfert de lindane par des processus indirects comme l'érosion et la volatilisation.

4.1.6. Évolution des corrélations et diversification des voies de transfert

La baisse de corrélation entre la contamination des eaux de surface et la matière organique au cours de la seconde période pourrait indiquer une transition vers une plus grande complexité dans les voies de transfert. Les recherches montrent que les POP peuvent être progressivement redistribués dans l'environnement à travers des mécanismes complexes, qui incluent des cycles de volatilisation et de redéposition, en particulier dans des zones à fort potentiel d'érosion et des variations saisonnières (Gouin et Wania 2007).

4.1.7. Réduction des stocks de lindane

La diminution par un facteur de cinq de l'indicateur de contamination du lindane dans les eaux de surface entre les deux périodes pourrait indiquer une réduction des stocks dans les sols, en raison de processus tels que l'érosion, la volatilisation ou encore le lessivage. Les travaux de Cousins *et al.* (1999) montrent que la volatilisation des POP est un processus de déstockage important, particulièrement en climat tempéré, où la chaleur estivale peut accélérer ces pertes.

4.1.8. Corrélation entre matières organiques et concentrations atmosphériques

Les concentrations de lindane observées dans les stations urbaines sont plus élevées que dans les stations rurales, ce qui pourrait être dû à des phénomènes de volatilisation ou à des dépôts atmosphériques provenant de sources distantes. L'absence de corrélation directe entre le lindane atmosphérique et les sols locaux suggère que les sources de contamination de l'air sont principalement exogènes, potentiellement transportées sur de longues distances. Cela est corroboré par la capacité des POP à être transportés dans l'atmosphère et à subir une volatilisation globale (Mackay et Wania 1995), processus par lequel les contaminants volatils se concentrent progressivement dans les régions plus froides du globe.

4.1.9. Redéposition du lindane atmosphérique

La corrélation moyenne entre la matière organique des sols et les concentrations atmosphériques en lindane peut indiquer un dépôt partiel du lindane atmosphérique sur les particules organiques. Meijer *et al.* (2003) indiquent que les polluants organochlorés peuvent se redéposer sur la matière organique, qui agit comme un piège pour les POPs. Cependant, la rémanence de ces dépôts dépend des conditions météorologiques locales et de la dynamique des particules dans l'atmosphère (Bidleman 1988).

4.2. Forces et limites de l'analyse

L'étude utilise des données de surveillance environnementale collectées sur plusieurs années ce qui permet d'obtenir une vision croisée de la contamination par le lindane dans différents

compartiments (sol, eau, air). Cette approche à large échelle fournit une base de réflexion pour évaluer les tendances et les niveaux de contamination à travers les régions.

À travers le compartiment eau, l'étude compare des périodes distinctes, offrant un aperçu de l'évolution de la contamination au fil du temps et de la manière dont les processus de transfert du lindane (comme l'érosion, le ruissellement et la volatilisation) ont pu potentiellement influencer la répartition spatiale des concentrations. Cette perspective temporelle donne des pistes de d'analyse complémentaire pour la compréhension de la dynamique des contaminants dans l'environnement.

La qualité et la représentativité des données collectées varient selon les sources et les périodes de collecte. Certaines données peuvent être limitées par des méthodes de mesure distinctes ou des changements dans les techniques analytiques au fil du temps. Cette hétérogénéité introduit des incertitudes dans les analyses, limitant la comparabilité des résultats et pouvant biaiser certaines conclusions.

Les données utilisées ne permettent pas toujours de discriminer précisément les processus de transfert spécifiques (volatilisation, ruissellement, infiltration, etc.) ou de distinguer clairement les sources diffuses des sources ponctuelles. Cela limite la capacité à identifier les mécanismes exacts de dispersion et à évaluer les effets de certains paramètres environnementaux sur la dynamique du lindane. Bien que l'utilisation de modèles statistiques permette une analyse approfondie, certaines approximations sont nécessaires en raison de la complexité des processus environnementaux et de l'incertitude des données. Par conséquent, l'approche utilisée ne capture pas toutes les interactions fines entre les facteurs environnementaux, ce qui conduit à des simplifications des résultats. Les données de surveillance ne couvrent pas toutes les périodes ou ne concernent pas tous les compartiments (sol, eau, air) de manière continue. Par exemple, les échantillons de sol et d'air ne sont pas toujours synchronisés, ce qui rend difficile l'interprétation des interrelations entre compartiments.

L'étude repose uniquement sur l'analyse de données de surveillance sans inclure d'approches expérimentales en laboratoire ou sur le terrain pour valider les hypothèses concernant les processus de transfert et de bioaccumulation du lindane.

5. Conclusion et Perspectives

Les résultats de cette étude permettent d'esquisser des tendances quant aux voies de transfert du lindane dans les compartiments environnementaux en France mais leurs portés restent limités au vu des limitations liées à la qualité et à la représentativité des données surveillance. Les conclusions doivent être interprétées avec prudence, en raison des incertitudes méthodologiques et de la variabilité des données disponibles.

La compréhension des dynamiques de contamination par le lindane repose en grande partie sur les interactions entre ses propriétés physico-chimiques et les conditions environnementales locales, qui influencent les voies de transfert et la transformation des substances. Une approche intégrée combinant des statistiques élaborées permettant le traitement des données des campagnes de mesure de différents types, des SIG et des modèles de transferts/transports sera essentielle pour développer une évaluation de l'exposition adaptées.

L'estimation des émissions atmosphériques des phytosanitaires qui alimentent les modèles de dispersion est longtemps restée un élément bloquant pour la mise en œuvre de ces modèles, du fait de la diversité des modes d'application, de la dépendance aux conditions

météorologiques et de la méconnaissance des processus complexes de microphysique, de déposition et de remobilisation des substances. Ainsi, très peu d'études utilisent une modélisation spatiale de la diffusion aérienne des phytosanitaires (Aschan-Leygonie *et al.* 2015). Les avancées dans ce domaine (Frantke et Jolliet 2016) et les possibilités de décrire les quantités de phytosanitaires sur des résolutions fines (estimation des teneurs de lindane dans les sols à partir du RMQS) permettrait aujourd'hui l'utilisation de modèles atmosphériques à l'échelle nationale. Le développement de scénarios de simulation pourrait être une approche utile pour évaluer les transferts potentiels du lindane sous des variations de conditions climatiques, d'utilisation des sols...

6. Bibliographie

- Anses. 2010. *Exposition de la population générale aux résidus de pesticides en France - Synthèse des données d'utilisation, de contamination des milieux et d'imprégnation de la population* Synthèse et recommandations du comité d'orientation et de prospective scientifique de l'observatoire des résidus de pesticides (ORP). Anses (Maisons-Alfort). <https://www.lefigaro.fr/assets/pdf/observatoire-pesticides.pdf>, 365-p.
- Anses. 2011. *Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2) - Tome 2 : contaminants inorganiques, minéraux, polluants organiques persistants, mycotoxines, phyto-estrogènes.* Anses (Maisons-Alfort). <https://www.anses.fr/fr/system/files/PASER2006sa0361Ra1.pdf>, 357-p.
- Aschan-Leygonie, C., S. Baudet-Michel, E. Lavie, É. Grésillon, M. Augendre, C. Harpet et M. Hechinger. 2015. "Comment évaluer l'exposition aux pesticides de l'air en population générale ? Enseignements d'une revue bibliographique." *Cybergeo : Revue européenne de géographie* (729). <https://doi.org/10.4000/cybergeo.27056>.
- Bidleman, T. 1988. "Atmospheric processes: wet and dry deposition of organic compounds are controlled by their vapor-particle partitioning." *Environmental Science & Technology*.
- Carpenter, S.R., N.F. Caraco, D.L. Correll, R.W. Howarth, A.N. Sharpley et V.H. Smith. 1998. "Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen." *Ecological Applications* 8 (3): 559-568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2).
- Cousins, I.T., A.J. Beck et K.C. Jones. 1999. "A review of the processes involved in the exchange of semi-volatile organic compounds (SVOC) across the air-soil interface." *Science of The Total Environment* 228 (1): 5-24. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00015-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00015-7).
- Covaci, A., C. Hura, A. Gheorghe, H. Neels et A.C. Dirtu. 2008. "Organochlorine contaminants in hair of adolescents from Iassy, Romania." *Chemosphere* 72 (1): 16-20. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.02.058>.
- Dassonville, C., A.. Gregoire, S. Sivanantham, J. Achille, B. Berthineau, V. Cochet, M. Derbez, J.P. Lucas, L. Malingre, O. Ramalho, J. Riberon, D. Rousselle, W. Wei, G. Wyart et C. Mandin. 2019. *Qualité de l'air intérieur et contamination des poussières déposées au sol dans les écoles en France*. Rapport référencé CSTB-OQAI/2018-125, Décembre 2019, 178 pages.
- Davezac, H., G. Grandguillot, A. Robin et C. Saout. 2012. *L'eau potable en France (données 2005-2006)*. Ministère chargé de la santé, 66 p.
- Fantke, P. et O. Jolliet. 2016. "Life cycle human health impacts of 875 pesticides." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21 (5): 722-733. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0910-y>.
- Fosu-Mensah, B.Y., E.D. Okoffo, G. Darko et C. Gordon. 2016. "Assessment of organochlorine pesticide residues in soils and drinking water sources from cocoa farms in Ghana." *SpringerPlus* 5 (1): 869. <https://doi.org/10.1186/s40064-016-2352-9>.
- Gardes, T., F. Portet-Koltalo, M. Debret et Y. Copard. 2021. "Historical and post-ban releases of organochlorine pesticides recorded in sediment deposits in an agricultural

- watershed, France." *Environmental Pollution* 288: 117769. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117769>.
- Gouin, T. et F. Wania. 2007. "Time trends of Arctic contamination in relation to emission history and chemical persistence and partitioning properties." *Environmental Science & Ineris*. 2010. *Sets of equations for modelling exposure associated with soil contamination or emissions from an industrial facility*. DRC-14-141968-04378A, 237 p.
- Ineris. 2020. *Résultats de la campagne nationale exploratoire de mesure des résidus de pesticides dans l'air ambiant (2018-2019)*.
- Mackay, D., W.Y. Shiu et K.C. Ma. 1992. *Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals*. Vol. Volatile Organic Chemicals. Boca Raton : Lewis Publishers.
- Mackay, D. et F. Wania. 1995. "Transport of contaminants to the Arctic: partitioning, processes and models." *Science of The Total Environment* 160-161: 25-38. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04342-X](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04342-X).
- Orton, T.G., N.P.A. Saby, D. Arrouays, C.C. Jolivet, E.J. Villanneau, B.P. Marchant, G. Caria, E. Barriuso, A. Bispo et O. Briand. 2013. "Spatial distribution of Lindane concentration in topsoil across France." *Science of The Total Environment* 443: 338-350. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.103>.
- Poggio, L., L.M. de Sousa, N.H. Batjes, G.B M. Heuvelink, B. Kempen, E. Ribeiro et D. Rossiter. 2021. "SoilGrids 2.0: producing soil information for the globe with quantified spatial uncertainty." *SOIL* 7 (1): 217-240. <https://doi.org/10.5194/soil-7-217-2021>.
- Schwarzenbach, R.P., P.M. Gschwend et D.M. Imboden. 2003. *Environmental Organic Chemistry, 2nd Edition*. Wiley.
- Villanneau, E., N.P.A. Saby, D. Arrouays, C.C. Jolivet, L. Boulonne, G. Caria, E. Barriuso, A. Bispo et O. Briand. 2009. "Spatial distribution of lindane in topsoil of Northern France." *Chemosphere* 77 (9): 1249-1255. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.08.060>.

Annexe 4 : Estimation des doses d'exposition et des contributions relatives des voies d'exposition au lindane

Des calculs d'exposition agrégés simplifiés ont été réalisés dans l'objectif de déterminer les médias d'exposition contribuant le plus à l'exposition totale au lindane. Les médias d'exposition pris en compte dans ces calculs sont :

- les aliments et l'eau de boisson, pour une exposition par ingestion
- le sol et les poussières déposées dans les environnements intérieurs, pour une exposition par ingestion
- le compartiment aérien, pour une exposition par inhalation

Dans un premier temps, des doses internes d'exposition ont été calculées pour chaque média, puis sommées de manière à calculer une dose interne totale agrégeant l'exposition par l'alimentation (incluant aliments et eau de boisson), l'air, le sol et les poussières.

Les catégories de population pour lesquelles les expositions ont été quantifiées sont :

- les enfants de plus de 3 ans ;
- les adultes (hommes et femmes).

Ces calculs ont été réalisés selon une approche déterministe, en calculant des niveaux moyens d'exposition. Les valeurs des paramètres d'exposition sont présentées dans les paragraphes suivants.

Modèle d'exposition par l'alimentation

Dans le cadre de l'EAT2 (Anses 2011), l'exposition alimentaire à chaque contaminant d'intérêt de la population a été calculée de façon individuelle, pour l'ensemble des sujets de l'étude Inca 2, selon la formule suivante :

$$E_{i,j} = \frac{\sum_{k=1}^n C_{i,k} \times T_{k,j}}{PC_i}$$

Avec :

$E_{i,j}$: Exposition au contaminant j de l'individu i

n : Nombre d'aliments dans le régime

$C_{i,k}$: Consommation de l'aliment k par l'individu i

$T_{k,j}$: Teneur en contaminant j de l'aliment k

PC_i : Poids corporel de l'individu i

Modèle d'exposition par l'air

Les doses internes d'exposition par l'air intérieur et extérieur ont été calculées grâce au modèle d'exposition suivant :

$$DI_{air} = (C_{int} \times t_{int} + C_{ext} \times (1 - t_{int})) \times \frac{V_r}{PC} \times T_{inh}$$

Avec :

DI_{air} : Dose interne d'exposition par inhalation (ng/kg/j)

C_{int} : Concentration de lindane dans l'air intérieur (ng/m³) V_r : Volume respiratoire (m³/j)

C_{ext} : Concentration de lindane dans l'air extérieur (ng/m³) PC : Poids corporel (kg)

t_{int} : facteur de temps passé en intérieur

T_{inh} : Taux d'absorption par inhalation (%)

Modèle d'exposition par le sol

Les doses internes d'exposition par l'ingestion de poussières déposées au sol ont été calculées grâce au modèle d'exposition suivant :

$$DI_{sol} = \frac{(C_{sol} \times Q_{sol})}{PC} \times T_{ing}$$

Avec :

DI_{sol} : Dose interne d'exposition par ingestion de particules de sol (ng/kg/j)

C_{sol} : Concentration de lindane dans le sol (ng/g) PC : Poids corporel (kg)

Q_{sol} : Quantité de particules de sol ingérées par jour (g/j) T_{ing} : Taux d'absorption par ingestion (%)

Modèle d'exposition par les poussières déposées

Les doses internes d'exposition par l'ingestion de poussières déposées au sol ont été calculées grâce au modèle d'exposition suivant :

$$DI_{poussières} = \frac{C_{pouss} \times Q_{pouss}}{PC} \times T_{ing}$$

Avec :

$DI_{poussières}$: Dose interne d'exposition par ingestion de poussières déposées (ng/kg/j)

C_{pouss} : Concentration de lindane dans les poussières (ng/g)

Q_{pouss} : Quantité de poussières ingérées par jour (g/j)

PC : Poids corporel (kg)

T_{ing} : Taux d'absorption par ingestion (%)

Paramètres d'exposition

- **Données de contamination dans les milieux**

L'exposition moyenne de la population ayant déjà été estimée dans le cadre de l'EAT2 (2007-2010), aucun nouveau calcul d'exposition n'a été repris ici. L'exposition moyenne de la population adulte au lindane a été estimée entre 0,001 µg/kg pc/j (0-0,007) (hypothèse basse) et 0,18 µg/kg pc/j (0,17-0,19) (hypothèse haute). L'exposition moyenne des enfants a été estimée entre 0,002 µg/kg pc/j (0-0,008) (hypothèse basse) et 0,24 µg/kg pc/j (0,23-0,29) (hypothèse haute) (Anses 2011).

Les données de contamination retenues pour l'air extérieur sont issues de la base PhytAtmo, avec une valeur minimale de 0,03 ng/m³ et une valeur maximale de 0,13 ng/m³ mesurées entre 2018 et 2022.

Les données de contamination retenues pour l'air intérieur sont issues de la CNE (2013-2017) et de la CNL2 (2020-2023). Les deux médianes retenues (sur les effectifs redressés) sont 0,93 et 1,4 ng/m³.

Les données de contamination retenues pour les poussières déposées au sol sont issues du volet poussières du projet ECOS-Habitat (2008-2009) et de la CNL2 (2020-2023). Les deux médianes retenues sont 16,5 et 36,4 ng/g.

Les données de contamination retenues pour le sol sont issues de la campagne du RMQS (2002-2009), avec des valeurs comprises entre 0,16 et 5 µg/kg.

Concentrations dans les médias d'exposition retenues pour les calculs d'exposition

Média d'exposition	min	max	Référence
air extérieur (ng/m ³)	0,03	0,13	PhytAtmo
air intérieur (ng/m ³)	0,93	1,4	CNE et CNL2
poussières (ng/g)	16,5	36,4	Ecos-Habitat et CNL2
sol (ng/g)	0,16	5	RMQS

- Poids corporel**

Les poids corporels retenus pour les calculs correspondent aux poids moyens des individus dans l'étude de consommation alimentaire INCA2 (Afssa 2009).

Population	Poids moyen (kg)
Enfants de 3 à 17 ans	38,4
Adultes de 18 à 79 ans	69,7

- Volume respiratoire**

Les volumes respiratoires moyens pour les deux populations sont indiqués dans *l'Exposure Factors Handbook* de l'US EPA (2011).

Population	Volume respiratoire moyen (m ³ /j)
Enfants de plus de 3 ans	13,7
Adultes de plus de 16 ans	16,2

- Fraction de temps passé dans les environnements intérieurs**

La fraction de temps passée dans les environnements intérieurs est fixée à 0,95. Cette valeur s'appuie sur les données de l'étude sentinelle de l'air et de *l'Exposure Factors Handbook* de l'US EPA (2011) qui indiquent des fractions de temps passé à l'intérieur de 0,955 et de 0,80 respectivement.

- Quantités de sol et de poussières ingérées quotidiennement**

Les données utilisées pour documenter ce paramètre reposent sur les données recommandées dans *l'Exposure Factors handbook* de l'US EPA (2017).

Classes d'âge proposées par l'US EPA	Quantités moyennes de sol ingérées (mg/j)	Quantités moyennes de poussières ingérées (mg/j)
[1-6 ans[40	40
[6-12 ans[30	30
[12 ans-adulte]	10	20

Pour les enfants, la valeur retenue est 35 mg/j pour le sol et pour les poussières.

- Taux d'absorption par inhalation et ingestion**

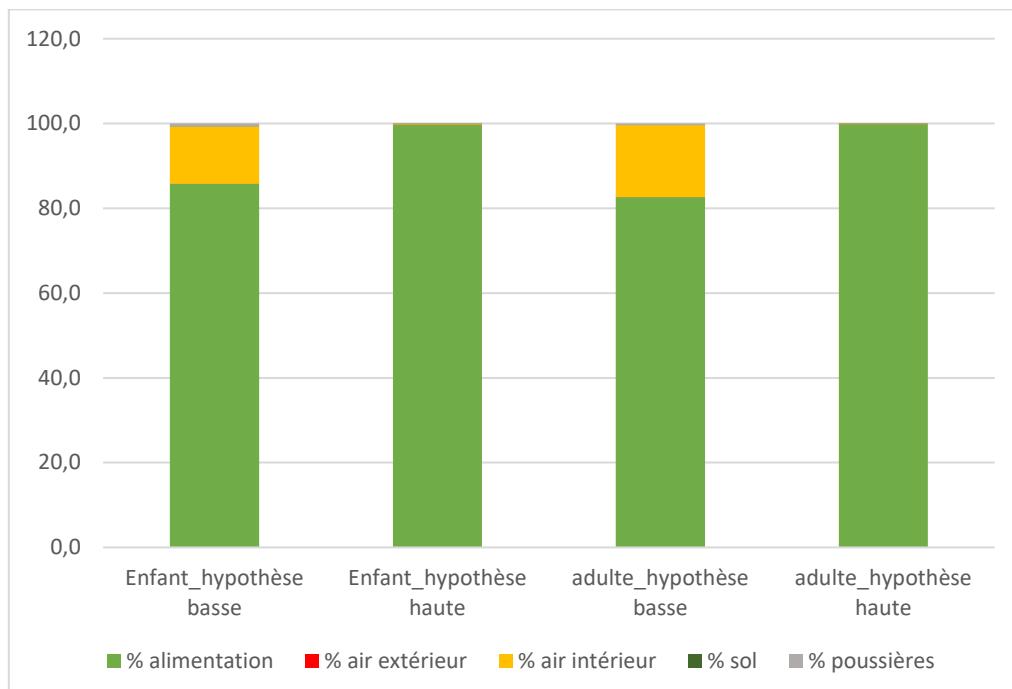
Dans une approche simplifiée, un taux d'absorption de 100 % par inhalation et par ingestion a été retenu pour le lindane.

Doses internes d'exposition totales et contributions des différents médias d'exposition

Les doses internes moyennes d'exposition des enfants et des adultes sont présentées dans le tableau ci-dessous.

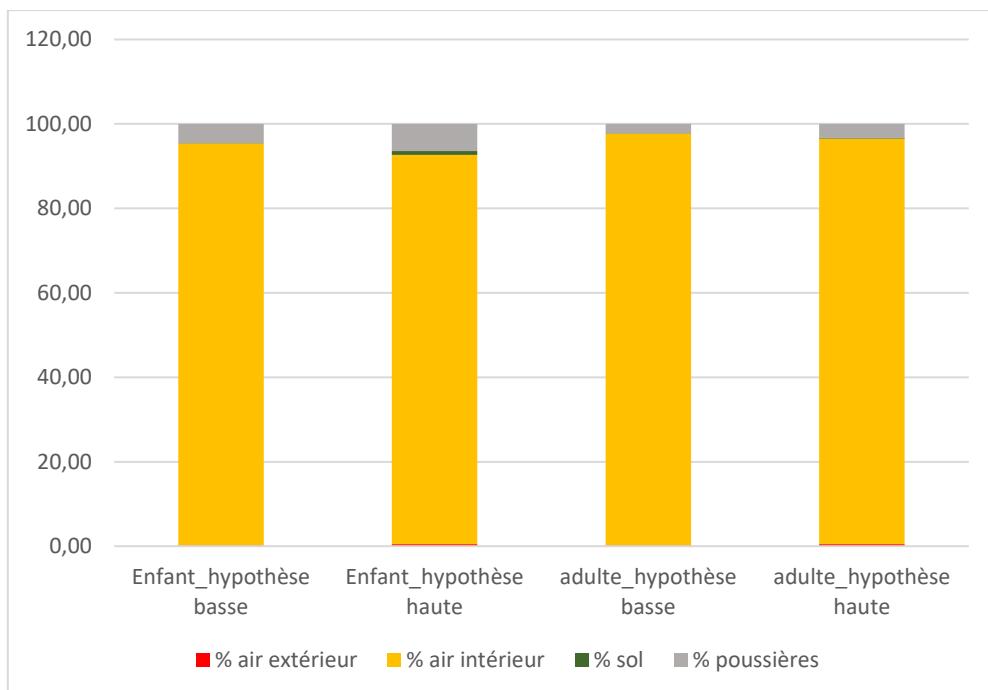
Population	Enfant	Adulte
DJE_alimentation (ng/kg/j)	2 - 240	1 - 180
DI_air_ext (ng/kg/j)	0,0005 - 0,0023	0,0003 - 0,0015
DI_air_int (ng/kg/j)	0,32 – 0,47	0,21 – 0,31
DI_sol (ng/kg/j)	0,0002 - 0,0046	0,00002 - 0,0007
DI_poussières (ng/kg/j)	0,02 - 0,03	0,005 - 0,01
DI_totale	2,3 - 241	1,21 - 180

Les contributions relatives de chaque média d'exposition à l'exposition totale ont été estimées et sont présentées dans la figure suivante :



Contributions relatives des médias d'exposition pour le lindane, chez les enfants et les adultes selon les hypothèses retenues

L'ingestion d'aliments apparaît comme le média d'exposition majoritaire, bien que peu d'échantillons présentent des niveaux de lindane détectés (0,24%) ou quantifiés (0,08 %) dans l'EAT2 (2007-2010). Néanmoins le lindane n'a pas été détecté dans la campagne plus récente EATi (2011-2012). Une estimation des contributions de voies ne tenant pas compte de l'alimentation montre que l'exposition par l'air intérieur apparaît comme majoritaire :



Contributions relatives des médias d'exposition pour le lindane, chez les enfants et les adultes selon les hypothèses retenues sans tenir compte de l'alimentation

Il n'est cependant pas possible de conclure de manière plus précise sur les médias d'exposition majoritaires. Cette incertitude découle principalement de deux éléments : d'une part, les hypothèses retenues sur les taux d'absorption présentent des limites, et d'autre part, le compartiment alimentaire n'est pas suffisamment caractérisé. Ainsi, ces estimations et les hypothèses proposées doivent être considérées avec précaution.

Bibliographie

- Afssa. 2009. *Étude individuelle nationale des consommations alimentaires 2 INCA 2, 2006-2007.* Afssa (Maisons-Alfort). <https://www.anses.fr/fr/system/files/PASER-Ra-INCA2.pdf>, 225-p.
- Anses. 2011. *Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2) - Tome 2 : contaminants inorganiques, minéraux, polluants organiques persistants, mycotoxines, phyto-estrogènes.* Anses (Maisons-Alfort). <https://www.anses.fr/fr/system/files/PASER2006sa0361Ra1.pdf>, 357-p.
- US EPA. 2011. *Exposure Factors Handbook: 2011 Edition.* National Center for Environmental Assessment (Washington, DC).
- US EPA. 2017. *Update for Chapter 5 of the Exposure Factors Handbook - Soil and Dust Ingestion.* Office of Research and Development, 100 p. (Washington, DC).

Annexe 5 : Comparaison des données d'imprégnation française avec des études de biosurveillance hors France

Le tableau ci-dessous synthétise les données rapportées dans les études de biosurveillance hors France citées dans les monographies du CIRC (2018) et de l'ATSDR (2024).

Tableau : Concentrations en lindane rapportées dans les études de biomonitoring hors France (Sources : Monographie CIRC 2018 ; ATSDR 2024)

Référence	Matrice	Population	Effectif	Année de collecte	LD/LQ	Fréquence de détection	Médiane	Min – Max
Hao <i>et al.</i> (2020)	sang	adultes	10	NR	LQ = 0,0161 ng/g	80 %		< LQ – 0,694 ng/g
Drysdale <i>et al.</i> (2021)		Canadiens des premières nations	56	2019	LD : 0,01 µg/L	0 %	NR	NR
NHANES		Enfants et adultes	262	2011-2012		0 %	NR	NR
Smith-Backer et Saleh (2011)	cheveux	Hommes (30-50 ans) 8 applicateurs de pesticides 8 habitants proches de fermes 8 habitants en ville	24	NR	NR	NR	Houston : 1,8 µg/g Atlanta : Exposition professionnelle : 0,45 µg/g Exposition environnementale : 0,04 µg/g	NR
Tsatsakis <i>et al.</i> (2008a, b)		Grèce, travailleurs en serres, éleveurs, travailleurs en cultures de plein air	211 (110 femmes/ 101 hommes)	NR	LD = 2,5 pg/mg LQ = 5 pg/mg	100 %	70,2 pg/mg	P25 – P75 : 48,2 – 95,0 pg/mg ^e
Sosan <i>et al.</i> (2008)	sérum	Nigeria, agriculteurs de cacao et applicateurs de pesticides	76	NR	LD : 0,0047 µg/mL	58 %	0,08 mg/kg	NR

NR : non renseigné ; LD : limite de détection ; LQ : limite de quantification

Bibliographie

- Drysdale, Mallory, Mylene Ratelle, Kelly Skinner, Joshua Garcia-Barrios, Mary Gamberg, Megan Williams, Shannon Majowicz, Michele Bouchard, Ken Stark, Dan Chalil et Brian D. Laird. 2021. "Human biomonitoring results of contaminant and nutrient biomarkers in Old Crow, Yukon, Canada." *Science of The Total Environment* 760: 143339. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143339>.
- Hao, W., H.M.S Kingston, A. Dillard, A. Macherone, J. Stuff et M. Pamuku. 2020. "Quantification of persistent organic pollutants in human whole blood samples using stir bar sorptive extraction coupled with GC/MS/MS and isotope dilution mass spectrometry." *Microchemical Journal* 153: 104279. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2019.104279>.
- Smith-Baker, C. et M.A. Saleh. 2011. "Hair as a marker for pesticides exposure." *Journal of Environmental Science and Health. Part. B, Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes* 46 (7): 648-653. <https://doi.org/10.1080/03601234.2012.597701>.
- Sosan, M.B., A.E. Akingbohungbe, I.A.O. Ojo et M.A. Durosinnmi. 2008. "Insecticide residues in the blood serum and domestic water source of cacao farmers in Southwestern Nigeria." *Chemosphere* 72 (5): 781-784. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.03.015>.
- Tsatsakis, A.M., M.N. Tzatzarakis et M. Tutudaki. 2008a. "Pesticide levels in head hair samples of Cretan population as an indicator of present and past exposure." *Forensic Science International* 176 (1): 67-71. <https://doi.org/10.1016/j.forsciint.2007.07.017>.
- Tsatsakis, A.M., M.N. Tzatzarakis, M. Tutudaki, F. Babatsikou, A.K. Alegakis et C. Koutis. 2008b. "Assessment of levels of organochlorine pesticides and their metabolites in the hair of a Greek rural human population." *Human & Experimental Toxicology* 27 (12): 933-940. <https://doi.org/10.1177/0960327108102047>.

Notes



anses

AGENCE NATIONALE DE SÉCURITÉ SANITAIRE
de l'alimentation, de l'environnement et du travail
14 rue Pierre et Marie Curie 94701 Maisons-Alfort Cedex
www.anses.fr