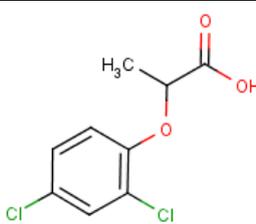


DICHLORPROP- N° CAS : 120-36-5

Le Dichlorprop est ou a été utilisé comme herbicide. Le composé identifié par le numéro CAS 120-36-5 correspond à un mélange d'isomères racémiques. L'isomère dextrogyre correspond au Dichlorprop P (n°CAS 15165-67-0) ; c'est l'isomère actif du Dichlorprop.

Le Dichlorprop est un acide, mais il peut aussi être utilisé sous forme de sels ou d'esters. Pour la directive 76/464/CEE (C.E., 1976) une norme de qualité n'est demandée que pour la seule forme acide. Il y a très peu de données sur les formes dérivées, mais les formes esters semblent avoir une toxicité plus élevée que la forme acide, alors que les formes sels semblent être moins toxiques. **Cette fiche ne concerne que la forme acide.**

IDENTIFICATION DE LA SUBSTANCE

Substance chimique	Dichlorprop
Synonymes	2,4-DP 2,4-Dichlorphenoxy-alpha-propionic acid 2-(2-4-Dichlorphenoxy) propionic acid 2-(2,4-Dp) AF 302 BH 2,4-DP Basagran DP
Numéro CAS	120-36-5
Formule moléculaire	C ₉ H ₈ Cl ₂ O ₃
Code SMILES	O=C(O)C(Oc(c(cc(c1)Cl)Cl)c1)C
Structure moléculaire	

EVALUATIONS EXISTANTES ET INFORMATIONS REGLEMENTAIRES

Evaluations existantes	EU 76/464/CEE (E.C., 2003a)
Phrases de risque et classification	Annexe I Directive 67/548/CEE (C.E., 1967) Xn ; R21/22 Xi ; R38-41 Annexe VI Règlement (CE) No 1272/2008 (C.E., 2008) Acute Tox. 4 H312 Acute Tox. 4 H302 Skin Irrit. 2 H315 Eye Dam. 1 H318
Critères PBT / POP	La substance ne remplit pas les critères PBT/vPvB ¹ (C.E., 2006) ou POP ² (PNUE, 2001).
Effets endocriniens	Le dichlorprop n'est pas cité dans la stratégie communautaire concernant les perturbateurs endocriniens (E.C., 2004) et dans le rapport d'étude de la DG ENV sur la mise à jour de la liste prioritaire des perturbateurs endocriniens à faible tonnage (Petersen <i>et al.</i> , 2007).
Normes de qualité existantes ()	UE (Directive 98/83/CE) : 0.1 µg/L pour l'eau destinée à la production d'eau potable (pesticides) (C.E., 1998) OMS : 100 µg/L (WHO, 2003) Allemagne : Norme de qualité pour les eaux prélevées destinées à la consommation = 0.1 µg/L (ETOX, 2007 ³)
Mesure de restriction	-
Substance(s) associée(s)	-

Le Dichlorprop faisait partie de la liste 2 de priorité dans le programme d'évaluation de la directive 91/414/CEE (C.E., 1991), mais cette substance n'a pas été défendue par l'industrie et son évaluation a donc été abandonnée.

Le Dichlorprop-P (également sur la liste 2) est par contre toujours en phase d'évaluation. Le rapport intermédiaire de cette évaluation (pays rapporteur : Danemark), (E.C., 2003a) nous a été transmis par la Direction Générale de l'Alimentation du Ministère de l'Agriculture. Ce rapport présente des essais qui ne sont pas publiés dans la littérature. Cependant, les essais sont récents et répondent aux critères de qualité actuels (Bonne Pratiques de Laboratoire, suivi des lignes directrices,...). De plus, le protocole des essais est détaillé dans le rapport d'E.C., 2003a). Sachant que le dichlorprop-P est le composé actif du dichlorprop, ces résultats seront utilisés sans validation supplémentaire pour déterminer la norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau.

¹ Les PBT sont des substances persistantes, bioaccumulables et toxiques et les vPvB sont des substances très persistantes et très bioaccumulables. Les critères utilisés pour la classification des PBT sont ceux fixés par l'Annexe XIII du règlement n° 1907/2006 (REACH).

² Les Polluants Organiques Persistants (POP) sont des substances persistantes (aux dégradations biotiques et abiotiques), fortement liposolubles (et donc fortement bioaccumulables), et volatiles (et peuvent donc être transportées sur de longues distances et être retrouvée de façon ubiquitaire dans l'environnement). Les critères utilisés pour la classification POP sont ceux fixés par l'Annexe 5 de la Convention de Stockholm placée sous l'égide du PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement).

³ Les données issues de cette source (<http://webetox.uba.de/webETOX/index.do>) ne sont données qu'à titre indicatif ; elles n'ont donc pas fait l'objet d'une validation par l'INERIS.

PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES

	Valeurs	Source
Poids moléculaire [g/mol]	235.07	-
Hydrosolubilité [mg/L]	350	HSDB, 2008
Pression de vapeur [Pa]	$<1.0.10^{-5}$ à 25°C	HSDB, 2008
Constante de Henry [Pa.m ³ /mol]	0.0012	HSDB, 2008
Log du coefficient de partage Octanol-eau (log Kow)	1.77-3.43	MacKay <i>et al.</i> , 2000
Coefficient de partage carbone organique-eau (Koc) [L/kg]	50-62	HSDB, 2008
Constante de dissociation (pKa)	3-3.2	HSDB, 2008

COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT**PERSISTANCE**

	Valeurs	Source
Hydrolyse	Le dichlorprop-p ne s'hydrolyse pas aux pH environnementaux.	E.C., 2003a
Photolyse	Un temps de demi-vie de 4 jours est rapporté pour sa photolyse dans l'eau.	E.C., 2003a
Biodégradabilité	Il n'a pas été trouvé de donnée de biodégradation et de dégradation abiotique dans l'eau pour le dichlorprop. Des temps de demi-vies de plusieurs centaines de jours dans les eaux souterraines sont mentionnés dans HSDB. Dans un système eau/sédiment, un temps de demi-vie d'une vingtaine de jour dans l'eau et en conditions aérobies est cité ; il est de l'ordre de 160 jours en conditions anaérobies.	HSDB, 2008

DISTRIBUTION DANS L'ENVIRONNEMENT

	Valeurs	Source
Adsorption	La valeur de K _{oc} du dichlorprop comprise entre 50 et 62 L/kg indique que cette substance n'a pas tendance à s'adsorber sur les sédiments et les particules en suspension dans l'eau.	HSDB, 2008
Volatilisation	La valeur de constante de Henry indique que le dichlorprop n'est pas une substance volatile.	HSDB, 2008
Bioaccumulation	Compte tenu de son faible log K _{ow} , la bioaccumulation de cette substance, est peu probable. Un BCF de 23 a été estimé (par QSAR) pour le poisson. Cette valeur est utilisée dans la détermination des normes de qualité.	HSDB, 2008

ECOTOXICITE ET TOXICITE**ORGANISMES AQUATIQUES**

Dans les tableaux ci-dessous, sont reportés pour chaque taxon uniquement les résultats des tests d'écotoxicité montrant la plus forte sensibilité à la substance. Toutes les données présentées ont été validées ou sont issues d'un rapport d'évaluation européenne ; elles proviennent d'essais réalisés sur le dichlorprop-P.

Ces résultats d'écotoxicité sont principalement exprimés sous forme de NOEC (*No Observed Effect Concentration*), concentration sans effet observé, d'EC₁₀ concentration produisant 10% d'effets et équivalente à la NOEC, ou de EC₅₀, concentration produisant 50% d'effets. Les NOEC sont principalement rattachées à des tests chroniques, qui mesurent l'apparition d'effets sub-létaux à long terme, alors que les EC₅₀ sont plutôt utilisées pour caractériser les effets à court terme.

ECOTOXICITE**ECOTOXICITE AQUATIQUE AIGUË**

			Source
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	0.091 mg/L <i>Navicula pelliculosa</i> , EC ₅₀ (120 h)	Hoberg, 1992
	Milieu marin	Pas d'information disponible.	
Invertébrés	Eau douce	>100 mg/L <i>Daphnia magna</i> , EC ₅₀ (48 h)	Elendt-Schneider, 1991 cité dans E.C., 2003a
	Milieu marin	Pas d'information disponible.	
	Sédiment	Pas d'information disponible.	
Poissons	Eau douce	> 206 mg/L <i>Oncorhynchus mykiss</i> , LC ₅₀ (96 h)	Munk, 1998 cité dans E.C., 2003a
	Milieu marin	Pas d'information disponible.	

ECOTOXICITE AQUATIQUE CHRONIQUE

			Source
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	0.016 mg/L <i>Navicula pelliculosa</i> , NOEC (120 h)	Hoberg, 1992
	Milieu marin	Pas d'information disponible.	
Invertébrés	Eau douce	>100 mg/L <i>Daphnia magna</i> , NOEC (21 j)	Dohmen, 1993 cité dans E.C., 2003a
	Milieu marin	Pas d'information disponible.	
	Sédiment	Pas d'information disponible.	
Poissons	Eau douce	> 100 mg/L <i>Oncorhynchus mykiss</i> , NOEC (28 j)	Munk, 1993 cité dans E.C., 2003a
	Milieu marin	Pas d'information disponible.	

NORMES DE QUALITE POUR LA COLONNE D'EAU

Les normes de qualité pour les organismes de la colonne d'eau sont calculées conformément aux recommandations du guide technique européen pour l'évaluation des risques dus aux substances chimiques (E.C., 2003b) et au projet de guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2009). Elles sont obtenues en divisant la plus faible valeur de NOEC ou d'EC₅₀ valide par un facteur d'extrapolation (AF, *Assessment Factor*).

La valeur de ce facteur d'extrapolation dépend du nombre et du type de tests pour lesquels des résultats valides sont disponibles. Les règles détaillées pour le choix des facteurs sont données dans le tableau 16, page 101, du guide technique européen (E.C., 2003b).

- **Moyenne annuelle (AA-QS_{water_eco}) :**

Une concentration annuelle moyenne est déterminée pour protéger les organismes de la colonne d'eau d'une possible exposition prolongée.

Pour le Dichlorprop (et plus particulièrement pour le dichlorprop-P, molécule active du dichlorprop), on dispose de données valides pour 3 niveaux trophiques à la fois en aigu et en chronique. En chronique, la plus basse NOEC a été observée pour *Navicula pelliculosa*, (NOEC à 0.016 mg/L). Un facteur d'extrapolation de 10 est donc appliqué (cf. note d du tableau 16, page 101 de E.C., 2003b). On obtient donc :

$$AA-QS_{water_eco} = 0.016 \text{ [mg/L]} / 10 = 1.6 \text{ }\mu\text{g/L}$$

- **Concentration Maximum Acceptable (MAC)**

La concentration maximale acceptable est calculée afin de protéger les organismes de la colonne d'eau de possibles effets de pics de concentrations de courtes durées. Pour la détermination de la MAC, le document guide pour l'évaluation des effets des substances avec des rejets intermittents est utilisée (ECHA, 2008, E.C., 2009)

On dispose de données aiguës sur les trois niveaux trophiques (algues, invertébrés, poissons), la plus faible étant celle sur *Navicula pelliculosa*, CE₅₀ = 0.091 mg/L. Par défaut, un facteur d'extrapolation de 100 s'applique pour calculer la MAC. Cependant le projet de document guide pour la détermination de normes de qualité environnementale (E.C., 2009) prévoit que pour les substances dont le mode d'action est bien connu et pour lesquels des données sont disponibles pour le taxon le plus sensible que la taxon puisse être diminué. Pour le dichlorprop, il est proposé d'abaisser ce facteur à 10 :

$$MAC = 0.091/10 = 0.0091 \text{ mg/L, soit } 9.1 \text{ }\mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau douce)		
Moyenne annuelle [AA-QS _{water_eco}]	2	µg/L
Concentration Maximum Acceptable [MAC]	9	µg/L

VALEUR GUIDE DE QUALITE POUR LE SEDIMENT (QS_{SED})

Un seuil de qualité dans le sédiment est nécessaire (i) pour protéger les espèces benthiques et (ii) protéger les autres organismes d'un risque d'empoisonnement secondaire résultant de la consommation de proies provenant du benthos. Les principaux rôles des normes de qualité pour les sédiments sont de :

1. Identifier les sites soumis à un risque de détérioration chimique (la norme sédiment est dépassée)
2. Déclencher des études pour l'évaluation qui peuvent conduire à des études plus poussées et potentiellement à des programmes de mesures
3. Identifier des tendances à long terme de la qualité environnementale (Art. 4 Directive 2000/60/CE).

Aucune information d'écotoxicité pour les organismes benthiques n'a été trouvée dans la littérature.

A défaut, une valeur guide pour le sédiment peut être calculée à partir du modèle de l'équilibre de partage.

Ce modèle suppose que :

- il existe un équilibre entre la fraction de substances adsorbées sur les particules sédimentaires et la fraction de substances dissoutes dans l'eau interstitielle du sédiment,
- la fraction de substances adsorbées sur les particules sédimentaires n'est pas biodisponible pour les organismes et que seule la fraction de substances dissoutes dans l'eau interstitielle est susceptible d'impacter les organismes,

- la sensibilité intrinsèque des organismes benthiques aux toxiques est équivalente à celle des organismes vivant dans la colonne d'eau. Ainsi, la norme de qualité pour la colonne d'eau peut être utilisée pour définir la concentration à ne pas dépasser dans l'eau interstitielle.

NB : La pollution actuelle peut être suivie dans les matières en suspension et les couches superficielles du sédiment. Les couches profondes intègrent la contamination historique sur des dizaines voire des centaines d'années et ne sont pas jugées pertinentes pour caractériser la pollution actuelle. Les paramètres par défaut préconisés par Lepper (2002) et le guide technique européen (E.C., 2003b) ont été choisis empiriquement pour caractériser les matières en suspension et les couches superficielles. Matières en suspension et couches superficielles contiennent relativement plus d'eau et de matière organique que les couches profondes du sédiment.

Une valeur guide de qualité pour le sédiment peut être alors calculée selon l'équation suivante (adaptation de l'équation 70 page 113 du guide technique européen, E.C., 2003b) :

$$QS_{\text{sed wet weight}} [\mu\text{g/kg}] = \frac{K_{\text{susp-eau}}}{RHO_{\text{susp}}} * AA-QS_{\text{water_eco}} [\mu\text{g/L}] * 1000$$

Avec :

RHO_{susp} : masse volumique de la matière en suspension en $[\text{kg}_{\text{sed}}/\text{m}^3_{\text{sed}}]$. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par Lepper, (2002) et le guide technique européen (équation 18 page 44, E.C., 2003b) est utilisée : 1150 kg/m^3 .

$K_{\text{susp-eau}}$: coefficient de partage matière en suspension/eau en m^3/m^3 . En l'absence d'une valeur exacte, les valeurs génériques proposées par Lepper, (2002) et le guide technique européen (équation 24 page 47, E.C., 2003b) sont utilisées. Le coefficient est alors calculé selon la formule suivante : $0.9 + 0.025 * K_{\text{oc}}$ soit $K_{\text{susp-eau}} = 2.15 - 2.45 \text{ m}^3/\text{m}^3$.

Ainsi, on obtient :

$$QS_{\text{sed wet weight}} [\mu\text{g/kg}] = 2.99 - 3.4 \mu\text{g/kg} \text{ (poids humide)}$$

La concentration correspondante en poids sec peut être estimée en tenant compte du facteur de conversion suivant :

$$\frac{RHO_{\text{susp}}}{F_{\text{solide_susp}} * RHO_{\text{solide}}} = \frac{1150}{250} = 4.6$$

Avec :

$F_{\text{solide_susp}}$: fraction volumique en solide dans les matières en suspension en $[\text{m}^3_{\text{solide}}/\text{m}^3_{\text{susp}}]$. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par Lepper (2002) et le guide technique européen (tableau 5 page 43, E.C., 2003b) est utilisée : $0.1 \text{ m}^3/\text{m}^3$.

RHO_{solide} : masse volumique de la partie sèche en $[\text{kg}_{\text{solide}}/\text{m}^3_{\text{solide}}]$. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par Lepper (2002) et le guide technique européen (tableau 5 page 43, E.C., 2003b) est utilisée : 2500 kg/m^3 .

Pour le dichlorprop, la concentration correspondante en poids sec est :

$$QS_{\text{sed dry_weight}} = QS_{\text{sed wet weight}} * 4.6 = 13.75 - 15.64 \mu\text{g/kg}_{\text{sed poids sec}}$$

Le LogKow de la substance étant inférieur à 5, un facteur additionnel de 10 n'est pas jugé nécessaire.

Il faut rappeler que les incertitudes liées à l'application du modèle de l'équilibre de partage sont importantes. Les sédiments naturels peuvent avoir des propriétés très variables en termes de composition (nature et quantité de matières organiques, composition minéralogique), de granulométrie, de conditions physico-chimiques, de conditions dynamiques (taux de déposition/taux de resuspension). Par ailleurs ces propriétés peuvent évoluer dans le temps en fonction notamment des conditions météorologiques et de la morphologie

de la masse d'eau. Si bien que le partage entre la fraction de substance adsorbée et la fraction de substance dissoute peut être extrêmement variable d'un sédiment à un autre et l'hypothèse d'un équilibre entre ces deux fractions ne semble pas très réaliste pour des conditions naturelles.

Par ailleurs, certains organismes benthiques peuvent ingérer les particules sédimentaires, et donc être contaminés par la fraction de substance adsorbée sur ces particules, ce qui n'est pas pris en compte par la méthode.

Proposition de valeur guide de qualité pour les sédiments (eau douce)	3	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed}}$ poids humide
	14	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed}}$ poids sec
Conditions particulières	Avec un Koc de 50-62 L/kg et un Log Kow = 1.77-3.43, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment n'est pas recommandée par le projet de document guide européen (E.C., 2009).	

EMPOISONNEMENT SECONDAIRE

Ce chapitre traite de la toxicité chronique induite par la substance sur les prédateurs *via* la consommation d'organismes aquatiques contaminés (appelés biota, i.e. poissons ou invertébrés vivant dans la colonne d'eau ou dans les sédiments). Il s'agit donc d'évaluer la toxicité chronique de la substance par la voie d'exposition orale uniquement.

Dans les tableaux ci-dessous, ne sont reportés pour chaque type de test que les résultats permettant d'obtenir les NOEC ou la valeur toxicologique de référence (VTR) les plus protectrices. N'ont été recherchés que des tests sur mammifères ou oiseaux exposés par voie orale (exposition par l'alimentation ou par gavage). Toutes les données présentées n'ont pas fait l'objet d'une validation supplémentaire puisqu'elles étaient issues d'une source jugée valide.

Les résultats de toxicité sont principalement donnés sous forme de doses journalières : NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*), ou LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level*). NOAEL et LOAEL sont exprimées en termes de quantité de substance administrée par unité de masse corporelle de l'animal testé, et par jour.

Pour calculer la norme de qualité liée à l'empoisonnement secondaire des prédateurs, il est nécessaire de connaître la concentration de substance dans le biota n'induisant pas d'effets observés pour les prédateurs (exprimée sous forme de NOEC). Il est possible de déduire une NOEC à partir d'une NOAEL grâce à des facteurs de conversion empiriques variables selon les espèces testées. Les facteurs utilisés ici sont ceux recommandés par le guide technique européen (Tableau 22, page 129, E.C., 2003b) et le projet de guide technique européen pour la détermination de normes de qualité (E.C., 2009). Les valeurs de ces facteurs de conversion dépendent de la masse corporelle des animaux et de leur consommation journalière de nourriture. Celles-ci peuvent donc varier d'une façon importante selon le niveau d'activité et le métabolisme de l'animal, la valeur nutritive de sa nourriture, etc. En particulier elles peuvent être très différentes entre un animal élevé en laboratoire et un animal sauvage.

Afin de couvrir ces sources de variabilité, mais aussi pour tenir compte des autres sources de variabilité ou d'incertitude (variabilité inter et intra-espèces, extrapolation du court terme au long terme, etc.) des facteurs d'extrapolation sont nécessaires pour le calcul de la $QS_{\text{biota_sec}} \text{ pois}$. Les valeurs recommandées pour ces facteurs d'extrapolation sont données dans le guide technique européen (tableau 23, page 130, E.C., 2003b). Un facteur d'extrapolation supplémentaire ($AF_{\text{dose-réponse}}$) est utilisé dans le cas où la toxicité a été établie à partir d'une LOAEL plutôt que d'une NOAEL.

ECOTOXICITE POUR LES VERTEBRES TERRESTRES**TOXICITE ORALE POUR LES MAMMIFERES**

	Type de test	NOAEL/LOAEL [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg _{biota}]
Toxicité sub-chronique et/ou chronique	Rat 2 ans. Adm. orale via la nourriture. Effet : toxicité rénale.	NOAEL = 3.64	WHO, 2003	20	72.8
Toxicité sur la reproduction	Pas d'information disponible.				

TOXICITE ORALE POUR LES OISEAUX

	Type de test	NOAEL/LOAEL [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg _{biota}]
Toxicité sub-chronique et/ou chronique	Pas d'information disponible.				
Toxicité pour la reproduction	Pas d'information disponible.				

NORME DE QUALITE EMPOISONNEMENT SECONDAIRE (QS_{BIOTA_SEC POIS})

La norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire (QS_{biota_sec pois}) est calculée conformément aux recommandations du guide technique européen (E.C., 2003b). Elle est obtenue en divisant la plus faible valeur de NOEC valide par les facteurs d'extrapolation recommandés dans le tableau 23 page 130 du guide (E.C., 2003b).

Pour le dichlorprop, un facteur de 30 est appliqué car la durée du test retenu (NOAEL à 3.64 mg/kg_{corporel}/j sur le rat, soit une NOEC de 72.8 mg/kg_{biota}) est de 2 ans. On obtient donc :

$$QS_{biota_sec\ pois} = 72.8 \text{ [mg/kg}_{biota}] / 30 = 2.42 \text{ mg/kg}_{biota} = 2420 \text{ }\mu\text{g/kg}_{biota}$$

Cette valeur de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire peut être ramenée à une concentration dans l'eau selon la formule suivante :

$$QS_{water\ sp} \text{ [}\mu\text{g/L]} = \frac{QS_{biota_sec\ pois} \text{ [}\mu\text{g/kg}_{biota}]}{BCF \text{ [L/kg}_{biota}] * BMF}$$

Avec :

BCF : facteur de bioconcentration,

BMF : facteur de biomagnification.

Ce calcul tient compte du fait que la substance présente dans l'eau du milieu peut se bioaccumuler dans le biota. Il donne la concentration à ne pas dépasser dans l'eau afin de respecter la valeur de la norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire déterminée dans le biota.

La bioaccumulation tient compte à la fois du facteur de bioconcentration (BCF, ratio entre la concentration dans le biota et la concentration dans l'eau) et du facteur de biomagnification (BMF, ratio entre la concentration dans l'organisme du prédateur en bout de chaîne alimentaire, et la concentration dans l'organisme de la proie au début de la chaîne alimentaire). En l'absence de valeurs mesurées pour le BMF, celles-ci peuvent être estimées à partir du BCF selon le tableau 29, page 160, du guide technique européen (E.C., 2003b).

Ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif. Il fait en effet l'hypothèse qu'un équilibre a été atteint entre l'eau et le biota, ce qui n'est pas véritablement réaliste dans les conditions du milieu naturel. Par ailleurs il repose sur un facteur de bioaccumulation qui peut varier de façon importante entre les espèces considérées.

Pour le dichlorprop, un BCF de 23 (estimé par QSAR pour le poisson, HSDB (2008)) et un BMF de 1 (cf. E.C., 2003b) ont été retenus. On a donc :

$$QS_{\text{water sp}} = 2.42 \text{ [mg/kg}_{\text{biota}}] / (23 \cdot 1) = 0.105 \text{ mg/L} = 105.5 \text{ } \mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire des prédateurs	2420	$\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}$
valeur correspondante dans l'eau	105	$\mu\text{g/L}$

SANTE HUMAINE

Ce chapitre traite de la toxicité chronique induite par la substance sur l'homme soit *via* la consommation d'organismes aquatiques contaminés, soit *via* l'eau de boisson.

Dans les tableaux ci-dessous, ne sont reportés pour chaque type de test que les résultats permettant d'obtenir les NOEC ou la valeur toxicologique de référence (VTR) les plus protectrices. Compte tenu du mode d'exposition envisagée, seuls les tests sur mammifères exposés par voie orale (dans l'alimentation ou par gavage) ont été recherchés.

Toutes les données présentées ont été validées.

Les résultats de toxicité sont principalement donnés sous forme de doses journalières : NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*), ou LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level*). NOAEL et LOAEL sont exprimées en termes de quantité de substance administrée par unité de masse corporelle de l'animal testé, et par jour.

TOXICITE

Pour l'évaluation des effets sur la santé humaine, seuls les résultats sur mammifères sont considérés comme pertinents. Contrairement à l'évaluation des effets pour les prédateurs, les effets de type cancérigène ou mutagène doivent être pris en compte.

	Type de test	NOAEL/LOAEL [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Valeur toxicologique de référence (VTR) [mg/kg _{corporel} /j]
Toxicité sub-chronique et/ou chronique	Rat 2 ans Administration orale via la nourriture Effet : toxicité rénale	NOAEL = 3.64	WHO, 2003	3.64.10 ⁻²⁽¹⁾ Facteur d'incertitude: 100 - AF intra-espèce = 10 - AF inter-espèce = 10

(1) Cette VTR a été déterminée par l'OMS.

	Classement CMR	Source
Cancérogénèse	La substance est inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 mais ne fait pas l'objet d'un classement pour la cancérogénèse	C.E., 2008
Mutagénèse	La substance est inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 mais ne fait pas l'objet d'un classement pour la mutagénèse.	C.E., 2008
Toxicité pour la reproduction	La substance est inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 mais ne fait pas l'objet d'un classement pour la reproduction.	C.E., 2008

NORME DE QUALITE POUR LA SANTE HUMAINE VIA LA CONSOMMATION DES PRODUITS DE LA PECHE (QS_{BIOTA_HH})

La norme de qualité pour la santé humaine est calculée de la façon suivante (Lepper, 2005) :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * VTR [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * \text{poids corporel} [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{\text{Cons. Journ. Moy.} [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}]}$$

Ce calcul tient compte de :

- un facteur correctif de 10% (soit 0.1) : La VTR donnée ne tient compte en effet que d'une exposition par voie orale, et pour la consommation de produits de la pêche uniquement. Mais la contamination peut aussi se faire par la consommation d'autres sources de nourriture, par la consommation d'eau, et d'autres voies d'exposition sont possibles (inhalation ou contact cutané). Le facteur correctif de 10% (soit 0.1) permet de rendre l'objectif de qualité plus sévère d'un facteur 10 afin de tenir compte de ces autres sources de contamination possibles.
- la valeur toxicologique de référence (VTR), correspondant à une dose totale admissible par jour ; pour cette substance elle sera considérée égale à 3.64.10⁻² mg/kg_{corporel}/j (Cf. tableau ci-dessus),
- un poids corporel moyen de 70 kg,

- Cons. Journ. Moy : une consommation moyenne de produits de la pêche (poissons, mollusques, crustacés) égale à 115 g par jour,

Ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif. Il peut être inadapté pour couvrir les risques pour les individus plus sensibles ou plus vulnérables (masse corporelle plus faible, forte consommation de produits de la pêche, voies d'exposition individuelles particulières). Le facteur correctif de 10% n'est donné que par défaut, car la contribution des différentes voies d'exposition varie selon les propriétés de la substance (et en particulier sa distribution entre les différents compartiments de l'environnement), ainsi que selon les populations considérées (travailleurs exposés, exposition pour les consommateurs/utilisateurs, exposition via l'environnement uniquement). L'hypothèse cependant que la consommation des produits de la pêche ne représente pas plus de 10% des apports journalier contribuant à la dose journalière tolérable apporte une certaine marge de sécurité (E.C., 2009).

Pour le dichlorprop, le calcul aboutit à :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * 0.0364 [\text{mg}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * 70 [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{0.115 [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}]} = 2.21 \text{ mg}/\text{kg}_{\text{biota}} = 2210 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$$

Comme pour l'empoisonnement secondaire, la concentration correspondante dans l'eau du milieu peut être estimée en tenant compte de la bioaccumulation de la substance :

$$QS_{\text{water_hh food}} [\mu\text{g}/\text{L}] = \frac{QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}]}{\text{BCF} [\text{L}/\text{kg}_{\text{biota}}] * \text{BMF}}$$

Pour le dichlorprop, on obtient donc :

$$QS_{\text{water_hh food}} = 2.21 / (23*1) = 0.096 \text{ mg}/\text{L} = 96.3 \mu\text{g}/\text{L}$$

Proposition de norme de qualité pour la santé humaine via la consommation de produits de la pêche	2210	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$
Valeur correspondante dans l'eau	96	$\mu\text{g}/\text{L}$

NORME DE QUALITE POUR LA SANTE HUMAINE VIA L'EAU DE BOISSON ($QS_{\text{DW_HH}}$)

Des normes de qualité réglementaires dans l'eau de boisson sont données pour certaines substances dans la Directive 98/83/CE (C.E., 1998). L'OMS recommande également des valeurs guides pour un certain nombre de substances pertinentes pour l'eau potable⁴. Les valeurs réglementaires de la Directive 98/83/CE doivent être privilégiées par rapport aux valeurs de l'OMS qui ne sont que de simples recommandations. Il faut signaler que ces normes réglementaires ne sont pas nécessairement établies sur la base de critères (éco)toxicologiques (par exemple les normes pour les pesticides avaient été établies par rapport à la limite de quantification analytique de l'époque pour ce type de substance, soit 0.1 $\mu\text{g}/\text{L}$).

Pour le dichlorprop, la Directive 98/83/CE mentionne une valeur de 0.1 $\mu\text{g}/\text{L}$ et l'OMS préconise une valeur de 100 $\mu\text{g}/\text{L}$ (WHO, 2003).

A titre de comparaison, la norme de qualité pour l'eau de boisson est calculée de la façon suivante (Lepper, 2005) :

$$QS_{\text{eau brute}} [\mu\text{g}/\text{L}] = \frac{0.1 * \text{VTR} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * \text{poids corporel} [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{\text{Cons.moy.eau} [\text{L}/\text{j}]}$$

⁴ http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq0506_12.pdf

Ce calcul tient compte de :

- un facteur correctif de 10% (soit 0.1) afin de tenir compte de ces autres sources de contamination possibles.
- la valeur toxicologique de référence (VTR), correspondant à une dose totale admissible par jour ; pour cette substance elle sera considérée égale à $3.64 \cdot 10^{-2} \text{ mg/kg}_{\text{corporel}}/\text{j}$ (Cf. tableau ci-dessus),
- un poids corporel moyen de 70 kg,
- une consommation d'eau moyenne de 2 L par jour,

L'eau de boisson est obtenue à partir de l'eau brute du milieu après traitement pour la rendre potable. La fraction éliminée lors du traitement dépend de la technologie utilisée ainsi que des propriétés de la substance.

$$QS_{\text{dw_hh}} [\mu\text{g/L}] = \frac{QS_{\text{eau brute}} [\mu\text{g/L}]}{1 - \text{fraction éliminée}}$$

En l'absence d'information, on considèrera que la fraction éliminée est nulle et le critère pour l'eau de boisson s'appliquera alors à l'eau brute du milieu. Par ailleurs, on rappellera que ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif et peut s'avérer inadéquat pour certaines substances et certaines populations.

Pour le dichlorprop, on obtient :

$$QS_{\text{dw_hh}} = \frac{0.1 * 0.0364 * 70}{2 * (1 - 0)} = 0.127 \text{ mg/L} = 127 \mu\text{g/L}$$

La valeur la plus protectrice, fixée par la directive 98/83/CE est proposée comme norme de qualité pour l'eau destinée à la production d'eau potable.

Proposition d'objectif de qualité pour l'eau destinée à l'eau potable	0.1	μg/L
--	-----	------

PROPOSITION DE NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE (NQE)

La NQE est définie à partir de la valeur de la norme de qualité la plus protectrice parmi tous les compartiments étudiés.

		Valeur	Unité
PROPOSITION DE NORMES DE QUALITE			
Organismes aquatiques (eau douce) moyenne annuelle	AA-QS _{water_eco}	2	µg/L
Organismes aquatiques (eau douce) Concentration Maximum Acceptable	MAC	9	µg/L
Empoisonnement secondaire des prédateurs valeur correspondante dans l'eau	QS _{biota sec pois}	2420	µg/kg _{biota}
	QS _{water_sp}	105	µg/L
Santé humaine via la consommation de produits de la pêche valeur correspondante dans l'eau	QS _{biota hh}	2210	µg/kg _{biota}
	QS _{water hh food}	96	µg/L
Santé humaine via l'eau destinée à l'eau potable	QS _{dw_hh}	0.1	µg/L

Pour le dichlorprop, la norme de qualité pour l'eau destinée à l'eau potable mentionnée dans la Directive 98/83/CE (C.E., 1998) est la valeur la plus faible pour l'ensemble des approches considérées.

Selon le projet de document guide pour la détermination des norme de qualité environnementale (E.C., 2009), la norme pour l'eau de boisson ne doit être adoptée comme norme de qualité environnementale que pour les eaux destinées au captage des eaux de boissons. Pour les autres eaux, la valeur de 2 µg/L dans l'eau correspondant à la valeur de norme de qualité pour la protection des organismes aquatiques peut être considérée.

Il faut rappeler que la valeur de la norme de qualité pour l'eau destinée à l'eau potable a été dérivée en l'absence d'information sur la fraction éliminée. Par défaut, cette fraction a été fixée à zéro, ce qui implique que l'eau brute du milieu doit respecter le critère pour l'eau de boisson et que l'on néglige donc la possibilité d'éliminer une certaine fraction lors du traitement.

La proposition de NQE pour le dichlorprop est donc la suivante :

PROPOSITION DE NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE		
Moyenne Annuelle dans l'eau (eau destinée à la production d'eau potable):	NQE_{EAU} =	0.1 µg/L
Moyenne Annuelle dans l'eau (eau <u>non</u> destinée à la production d'eau potable):	NQE_{EAU} =	2 µg/L
Concentration Maximale Acceptable dans l'eau:	MAC =	9 µg/L

VALEURS GUIDES POUR LE SEDIMENT

Avec un Koc de 50-62 L/kg et un Log Kow = 1.77-3.43, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment n'est pas recommandée par le projet de document guide européen (E.C., 2009).

BIBLIOGRAPHIE

C.E. (1967). Directive 67/548/CEE du Conseil, du 27 juin 1967, concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives relatives à la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances dangereuses. Journal officiel n° 196 du 16/08/1967 p. 0001 - 0098.

C.E. (1976). Directive du conseil du 4 mai 1976 concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté (76/464/CEE), Journal officiel n° L 129 du 18/05/1976.

C.E. (1991). Directive du conseil du 15 juillet 1991 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques (91/414/CEE), Journal officiel n° L 230 du 19/08/1991: p. 0001 – 0032.

C.E. (1998). Directive 98/83/CE du conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, Journal Officiel L 330/32 du 5.12.1998: 32-54.

C.E. (2006). 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 o 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, JO L 396 du 30.12.2006: p. 1–849.

C.E. (2008). Règlement (CE) no 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) no 1907/2006.

Dohmen (1993). "Effect of dichlorprop-p on the reproduction of *Daphnia magna* Straus in a chronic toxicity test. ." Unpublished Report no. P92-W118.BASF, Germany.

E.C. (2003a). European Commission. EU Review Programme - Dichlorprop-p. Draft Assessment Report. October 2003.

E.C. (2003b). Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) N° 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.

E.C. (2004). Commission staff working document on implementation of the Community Strategy for Endocrine Disrupters - a range of substances suspected of interfering with the hormone systems of humans and wildlife (COM(1999) 706)). SEC(2004) 1372., European Commission.

E.C. (2009). Draft Technical Guidance Document for deriving Environmental Quality Standards (July 2009 version). Not yet published.

ECHA (2008). Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment. Guidance on information requirements and chemical safety assessment., European Chemicals Agency: 65.

Elendt-Schneider (1991). Determination of the acute toxicity of dichlorprop-p (Reg. nr. 172365) on the water flea *Daphnia magna* Straus. Unpublished Report no. 1-89-0279-50-1., BASF, Germany.

ETOX. (2007). "ETOX: Datenbank für ökotoxikologische Wirkungsdaten und Qualitätsziele." from <http://webetox.uba.de/webETOX/index.do>.

Hoberg, J. R. (1992). 2,4-DP-P DMAS - Toxicity to the freshwater diatom, *Naviculla pelliculosa*. Report No. 92-10-4460. Unpublished, Springborn Laboratories Inc., USA.

HSDB (2008). "Dichlorprop. Hazardous Substances Data Bank, National Library of Medicine."

Lepper, P. (2002). Towards the derivation of quality standards for priority substances in the context of the water framework directive., Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology.

MacKay, D., W. Y. Shiu, *et al.* (2000). Physical-chemical properties and environmental fate Handbook, Chapman & Hall/ CRCnetBase.

DICHLORPROP- n° CAS : 120-36-5

Munk, R. (1993). Sublethal toxic effects on the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum 1792) of dichlorprop-p in a flow-through system (28 days). Unpublished Report No 42F0187/915135., BASF, Germany.

Munk, R. (1998). Acute toxicity study on the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum 1792) of dichlorprop-p in a static system (96 hr.). Unpublished Report No. 12F0187/915150. , BASF, Germany.

Petersen, G., D. Rasmussen, *et al.* (2007). Study on enhancing the Endocrine Disrupter priority list with a focus on low production volume chemicals, DHI: 252.

PNUE (2001). Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants: pp 47.

WHO (2003). Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guideline for drinking-water quality. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/44).