



MINISTÈRE
DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE,
DE LA BIODIVERSITÉ
ET DES NÉGOCIATIONS
INTERNATIONALES
SUR LE CLIMAT ET LA NATURE

*Liberté
Égalité
Fraternité*

Surveillance de la toxicité des rejets aqueux industriels

Guide pour la caractérisation initiale et la surveillance de la toxicité des rejets aqueux dans le cadre de la mise œuvre des Meilleures Techniques Disponibles liées à la directive « IED » relative aux émissions industrielles et aux émissions de l'élevage

Historique des versions du document

Version	Date	Commentaire
1	18/05/2026	Création

Affaire suivie par

Bureau des émissions industrielles (BEI)

Sous-direction des risques chroniques et du pilotage

Service des risques technologiques

Direction générale de la prévention des risques

Ce guide est disponible sur le site : <https://aida.ineris.fr/guides/ied>

Table des matières

1	Glossaire	4
2	Introduction.....	5
3	Contexte réglementaire et champ d'application du guide.....	6
3.1	MTD relatives à la surveillance de la toxicité des effluents aqueux	6
3.2	Objet du guide	7
4	Caractérisation initiale de l'écotoxicité des rejets aqueux.....	8
4.1	Etape 1 : Définitions des modalités des campagnes de mesures	8
4.1.1	Analyse des spécificités du site	8
4.1.2	Point(s) de prélèvement.....	8
4.1.3	Fréquence et durée	9
4.1.4	Modalités des opérations d'échantillonnage	9
4.2	Etape 2 : Sélection des essais d'écotoxicité et réalisation des campagnes de mesures	10
4.2.1	Description des essais cités dans les conclusions sur les MTD.....	10
4.2.2	Sélection de la batterie d'essais en fonction de la salinité de l'effluent et du milieu récepteur	15
4.2.3	Réalisation des campagnes de mesures.....	16
4.3	Etape 3 : Analyse des résultats et sélection des essais pour la surveillance de la toxicité.....	16
4.3.1	Analyse des résultats et sélection des essais pour définir la surveillance	16
4.3.2	Définition de la fréquence de surveillance pérenne en fonction des niveaux de toxicité	16
4.3.3	Exemples de mise en place de la démarche.....	17
5	Surveillance de la toxicité des rejets aqueux industriels.....	19
5.1	Principe.....	19
5.2	Modulation de la fréquence de surveillance pérenne.....	20
5.2.1	Augmentation de la toxicité	20
5.2.2	Réduction de la fréquence	20
6	Synthèse	21
7	Références.....	22
8	Annexe.....	23
	Annexe 2 - Intérêt des bioessais pour la caractérisation et la surveillance des effluents aqueux	24
	Annexe 3 - Restitution des résultats.....	27
	Annexe 4 - Exemples d'essais alternatifs appropriés	28
	Annexe 5 - Expression des résultats des essais d'écotoxicité.....	30
	Annexe 6 - Exemples de mise en œuvre dans d'autres Etats-membres.....	31

1 Glossaire

BREF	Document de référence sur les meilleures techniques disponibles (<i>Best available techniques REFerence document</i>)
CE50	Concentration efficace qui entraîne un effet néfaste sur 50 % de la population test
CLP	Règlement européen 1272/2008 dit CLP pour classification, étiquetage et emballage
CWW	Systèmes communs de traitement et de gestion des eaux et des gaz résiduels dans l'industrie chimique (<i>Common Waste Water and waste gas treatment/management systems in the chemical sector</i>)
ERE	Evaluation des risques environnementaux
IED	Directive 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil du 24 novembre 2010 modifiée relative aux émissions industrielles et aux émissions de l'élevage (prévention et réduction intégrées de la pollution)
ICPE	Installation classée pour la protection de l'environnement
LVIC	Secteur de la chimie inorganique à grand volume de production (<i>Large Volume Inorganic Chemicals</i>)
LVOC	Secteur de la chimie organique à grand volume de production (<i>Large Volume Organic Chemicals</i>)
MI	Matières inhibitrices
MTD	Meilleures techniques disponibles
NEA-MTD	Niveaux d'émissions associés aux MTD
OFC	Produits de chimie organique fine (<i>Organic Fine Chemicals</i>)
POL	Polymères
SIC	Chimie inorganique de spécialité (<i>Speciality Inorganic Chemicals</i>)
STEP	Station d'épuration
UT	Unité toxique
VLE	Valeurs limites d'émission
WGC	Systèmes communs de gestion et de traitement des gaz résiduaires dans l'industrie chimique (<i>common Waste Gas management and treatment systems in the Chemical sector</i>)

2 Introduction

La réalisation d'essais de toxicité sur les rejets aqueux permet de montrer les effets potentiels de l'ensemble des polluants biodisponibles d'un effluent et ainsi de prendre en compte les effets « cocktail » d'un rejet industriel. Il s'agit d'une approche intégratrice qui, toutefois, ne permet pas, à elle seule, d'identifier la ou les substance(s) en cause dans la mise en exergue d'un effet. Elle trouve donc un intérêt à être utilisée en complément ou de manière combinée à une surveillance de paramètres physico-chimiques ciblés.

La réglementation européenne, avec la directive 2010/75/UE relative aux émissions industrielles (IED)¹, demande à certaines activités la mise en place d'une surveillance des rejets aqueux au moyen d'essais écotoxicologiques. Les secteurs de la chimie et du textile sont déjà concernés et cette meilleure technique disponible (MTD) va s'étendre progressivement aux autres secteurs pertinents.

Cette MTD précise que les modalités de cette surveillance (fréquence de suivi en particulier) sont « à déterminer **sur la base d'une évaluation des risques**, après une **caractérisation initiale** », réalisée sur une **combinaison appropriée** d'une batterie d'essais d'écotoxicité pré-ciblés (bactéries luminescentes, algues, daphnies, œufs de poisson et lentilles d'eau).

Cette rédaction soulève des questions opérationnelles sur la définition des essais à réaliser et la fréquence de surveillance à retenir.

Un premier état des lieux des pratiques dans d'autres Etats-membres a permis d'identifier des modalités de mise en œuvre hétérogènes de cette surveillance écotoxicologique. Certains pays définissent au niveau national une méthodologie ou des prescriptions nationales et d'autres laissent les modalités de mise en œuvre à l'appréciation des autorités locales chargées de l'autorisation ou à l'exploitant lui-même.

Dans ce contexte, il est apparu nécessaire de proposer une démarche de mise en œuvre de ces MTD pour la France afin, d'une part, de s'assurer de l'homogénéité de traitement des installations vis-à-vis de cette obligation européenne et, d'autre part, de garantir la disponibilité de données qui soient interprétables, comparables et de qualité.

L'objectif de ce guide est de préciser les modalités relatives aux essais biologiques à mettre en œuvre pour réaliser une caractérisation initiale pertinente et les conclusions qui peuvent en être déduites pour définir, *in fine*, les modalités d'une surveillance écotoxicologique pérenne.

¹ Le BREF OFC avait déjà introduit une telle surveillance, mais il s'agit d'un BREF élaboré dans le cadre de la directive 2008/1/CE du parlement européen et du conseil du 15 janvier 2008 relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution (

3 Contexte réglementaire et champ d'application du guide

3.1 MTD relatives à la surveillance de la toxicité des effluents aqueux

La MTD 4 du BREF CWW du secteur de la chimie est formulée comme suit :

« La MTD consiste à surveiller les émissions dans l'eau conformément aux normes EN, au moins à la fréquence minimale indiquée ci-après :

Substance/paramètre		Norme(s)	Fréquence minimale de surveillance (1)
Toxicité (2)	Œufs de poissons (<i>Danio rerio</i>)	EN ISO 15088	À déterminer sur la base d'une évaluation des risques, après caractérisation initiale
	Daphnies (<i>Daphnia magna</i> Straus)	EN ISO 6341	
	Bactéries luminescentes (<i>Vibrio fischeri</i>)	EN ISO 11348-1, EN ISO 11348-2 ou EN ISO 11348-3	
	Lentilles d'eau (<i>Lemna minor</i>)	EN ISO 20079	
	Algues	EN ISO 8692, EN ISO 10253 ou EN ISO 10710	

(1) Le point d'échantillonnage se situe au point où les émissions sortent de l'installation.

(2) Ces méthodes peuvent être combinées de manière appropriée. »

Le détail des secteurs d'activité visés et des dates d'application est présenté à [l'annexe 1](#).

Particularités pour les sites IED textiles

La MTD 8 du BREF TXT sur le textile est quasiment identique à la MTD 4 du BREF CWW.

Toutefois, les quelques points qui diffèrent sont mentionnés **en gras et sont soulignés** ci-dessous :

Substance/paramètre		Norme(s)	Activités / procédés	Fréquence minimale de surveillance
Toxicité (9)	Œufs de poisson (<i>Danio rerio</i>)	EN ISO 15088	Toutes les activités/ tous les procédés	À déterminer après la caractérisation des effluents sur la base d'une évaluation des risques ⁽⁸⁾
	Daphnia (<i>Daphnia magna</i> Straus)	EN ISO 6341		
	Bactéries luminescentes (<i>Vibrio fischeri</i>)	Plusieurs normes EN disponibles (par exemple, EN ISO 11348-1, EN ISO 11348-2, EN ISO 11348-3)		
	Lentilles d'eau (<i>Lemna minor</i>)	Plusieurs normes EN disponibles (par exemple, EN ISO 20079, EN ISO 20227)		
	Algues	Plusieurs normes EN disponibles (par exemple, EN ISO 8692, EN ISO 10253, EN ISO 10710)		

(8) La caractérisation des effluents est effectuée avant la mise en service de l'unité ou avant la première mise à jour de l'autorisation délivrée à l'unité qui fait suite à la publication des présentes conclusions sur les MTD, et après chaque modification (par exemple, changement de « recette ») apportée à l'unité qui est susceptible d'accroître la charge polluante

(9) Il est possible d'utiliser **le paramètre de toxicité le plus sensible ou** une combinaison appropriée des paramètres de toxicité.

On note en particulier que la liste des essais du BREF CWW est complétée en ce qui concerne les lentilles d'eau. L'essai de mesure des effets inhibiteurs sur la croissance de la lentille d'eau *Spirodela polyrhiza* (NF EN ISO 20227) est considéré au même titre que l'essai de toxicité chronique 7 jours sur *Lemna minor* (NF EN ISO 20079). Dans le cadre de l'application du présent guide, cet essai sur *Spirodela polyrhiza* (NF EN ISO 20227) est donc utilisable pour les sites relevant du BREF CWW. S'il est mis en œuvre, les résultats de cet essai ne seront pas comparés à ceux issus de l'essai sur *Lemna minor* (NF EN ISO 20079) (et inversement).

Par ailleurs, il est précisé que la caractérisation de l'effluent doit se faire avant la mise en service de l'installation dans le cadre d'une demande d'autorisation d'exploiter (i.e. sur des effluents obtenus à partir d'essais sur pilote ou en laboratoire), ou avant la mise à jour de l'autorisation faite dans le cadre d'un réexamen, et après toute modification substantielle qui peut augmenter la charge polluante ou en modifier les caractéristiques².

3.2 Objet du guide

Le présent guide présente les notions principales relatives à l'utilisation d'essais d'écotoxicité, l'expression et l'interprétation des résultats, dont une description spécifique des essais cités par les MTD, ceci afin de faciliter la compréhension de la démarche.

Il propose les modalités et critères nécessaires pour la mise en œuvre de la phase de **caractérisation initiale**, en plusieurs étapes. En effet, les MTD mentionnent que la fréquence minimale de surveillance doit être « déterminée sur la base d'une évaluation des risques, **après caractérisation initiale** ». Néanmoins, cette notion de **caractérisation initiale** de l'écotoxicité de l'effluent aqueux n'est pas développée.

Ce guide propose, pour une harmonisation des pratiques sur la surveillance écotoxicologique, de définir les modalités d'une **caractérisation initiale pertinente**, le nombre des données à collecter et la typologie d'essais à appliquer ([cf. partie 4](#)).

Il est également important de mentionner que les essais listés dans les MTD 4 CWW et MTD 8 TXT n'intègrent pas d'essais spécifiques d'un mode d'action toxique, ce qui peut donc conduire à ne pas identifier spécifiquement des substances ayant un potentiel de perturbation endocrinienne par exemple. Plus de détails sur les différents types d'essais et leur utilisation sont présentés dans l'annexe 2.

Enfin, le dernier chapitre de ce guide présente les modalités à envisager pour la surveillance périodique, à l'issue de la caractérisation initiale. Il précise les conditions dans lesquelles la fréquence de cette surveillance peut être adaptée selon la stabilité des résultats obtenus ou par la réalisation d'une évaluation des risques environnementaux (ERE). Toutefois, les modalités de réalisation d'une ERE ne sont pas abordées dans le présent guide.

² La caractérisation des effluents est effectuée avant la mise en service de l'unité ou avant la première mise à jour de l'autorisation délivrée à l'unité qui fait suite à la publication des présentes conclusions sur les MTD, et après chaque modification (par exemple, changement de « recette ») apportée à l'unité qui est susceptible d'accroître la charge polluante.

4 Caractérisation initiale de l'écotoxicité des rejets aqueux

Afin de réaliser une caractérisation initiale pertinente et de définir les modalités de surveillance, celle-ci doit être menée selon les étapes suivantes :

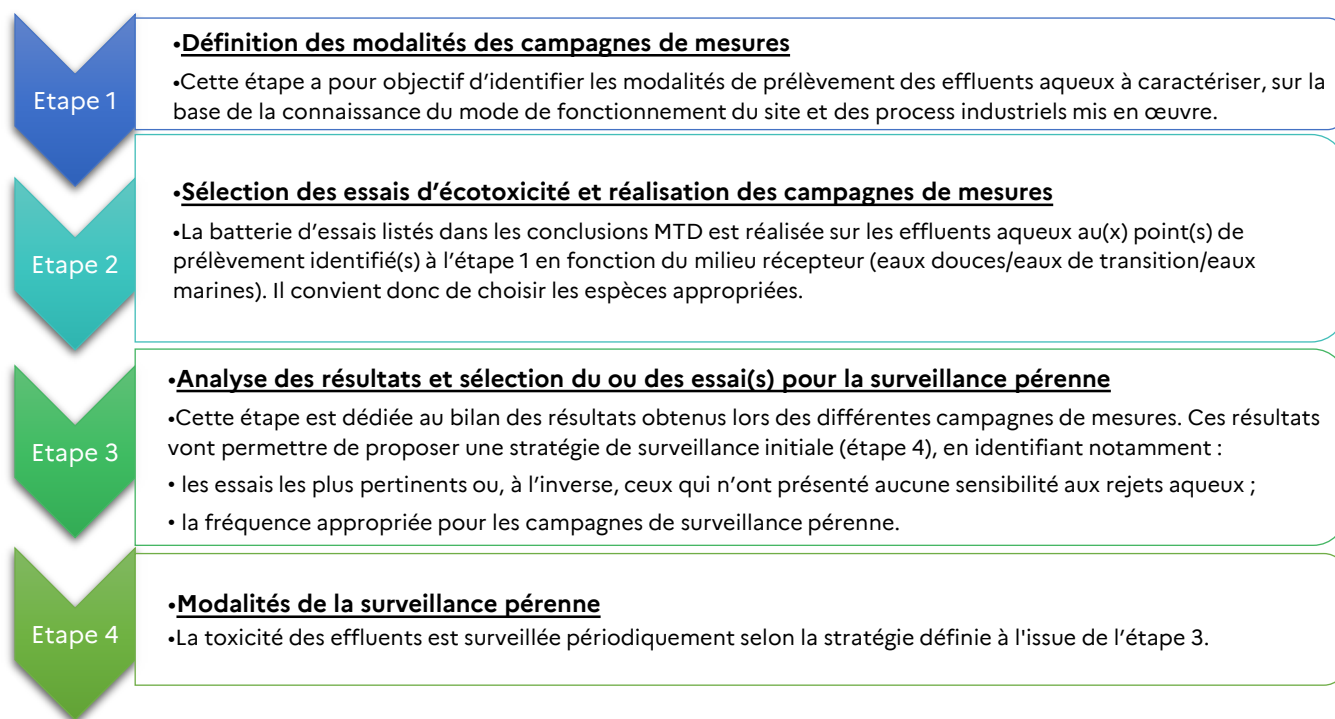


Figure 1 : Etapes pour la caractérisation initiale et la surveillance de la toxicité des rejets aqueux

4.1 Etape 1 : Définitions des modalités des campagnes de mesures

4.1.1 Analyse des spécificités du site

La connaissance des spécificités du site considéré est un prérequis indispensable. La variabilité des productions au cours de l'année (production continue, par lots (« batch »), etc.) ainsi que les conditions de rejet des effluents aqueux (rejet continu ou discontinu, bassin tampon, etc.) peuvent influencer significativement les modalités de caractérisation initiale. En effet, l'analyse de ces spécificités va permettre l'identification des prélèvements à réaliser et leur fréquence en fonction des différentes productions et configurations des sites, afin d'avoir une représentativité suffisante des résultats.

Les modalités d'échantillonnage devront autant que possible être **alignées sur celles prescrites dans l'arrêté préfectoral au titre de la surveillance des substances caractéristiques de l'activité industrielle ou entrant dans la qualification des masses d'eau.**

A noter : Une nouvelle caractérisation initiale sera nécessaire après une modification substantielle déclenchant une nouvelle autorisation environnementale, lorsque celle-ci est **susceptible d'influencer les caractéristiques des effluents aqueux.**

4.1.2 Point(s) de prélèvement

Les conclusions sur les MTD définissent le point d'échantillonnage comme « le point où les émissions sortent de l'installation ». C'est donc à cet endroit que doivent s'effectuer les prélèvements pour la réalisation des essais d'écotoxicité, **que le site rejette ses effluents directement dans le milieu naturel ou indirectement via une station d'épuration externe à l'établissement.** Les eaux pluviales ne sont pas

concernées, sauf si elles sont susceptibles d'être significativement polluées du fait de l'activité menée par l'installation industrielle. Les eaux de refroidissement ne sont pas concernées.

Pour les établissements disposant d'une station d'épuration interne, les essais de toxicité sont réalisés sur les effluents rejetés après ce traitement interne.

Pour le cas particulier des plates-formes chimiques, conformément à la doctrine nationale, la surveillance sera réalisée à la sortie de chaque site de la plate-forme et, le cas échéant, à la sortie de la STEP de la plate-forme classée 3710 au titre des ICPE. En effet, la MTD ne fait pas de distinction entre les rejets directs et les rejets indirects, elle s'applique donc **systématiquement à la sortie de chaque établissement**.

4.1.3 Fréquence et durée

4.1.3.1 Production et rejet continu (sans bassin tampon)

Afin d'obtenir des données suffisamment représentatives, une campagne de mesures est réalisée tous les 3 mois pendant un an, soit quatre campagnes.

4.1.3.2 Production par lots

Dans les cas de production par lot, les rejets aqueux font l'objet d'une variabilité importante au cours du temps (nature des polluants ou des volumes rejetés). Les modalités de prélèvement doivent donc être adaptées. Dans ces cas, il convient de réaliser soit **autant de campagnes de mesures que nécessaire afin d'assurer la représentativité des résultats, soit d'adopter une approche majorante en considérant le pire cas possible**. Dans le cas d'une approche « pire cas », l'exploitant pourra proposer une stratégie d'échantillonnage sur la base de la connaissance des process mettant en œuvre les substances les plus écotoxiques, afin d'éviter une duplication des campagnes.

C'est notamment le cas pour les productions par lots (typiquement sur les sites de chimie fine), les productions en continu mais sur une période limitée impliquant des changements dans les substances présentes dans les effluents, ou les traitements finaux de type physico-chimiques effectués par bâchées.

4.1.4 Modalités des opérations d'échantillonnage

La réalisation d'essais d'écotoxicité nécessite de disposer d'échantillons ayant fait l'objet des mêmes précautions que dans le cas d'une analyse chimique pour limiter les incertitudes et les biais d'interprétation (représentativité, absence de contamination, stabilité, etc.). Les opérations d'échantillonnage doivent respecter les exigences décrites dans le guide³ « échantillonnage et analyse des substances dans l'eau » pour les ICPE.

Les échantillons prélevés pour les essais d'écotoxicité doivent être transportés et conservés à une température comprise entre 2 °C et 8 °C dans des récipients en polyéthylène, en polypropylène, en polytétrafluoroéthylène (PTFE) ou en verre. Les récipients doivent être remplis en totalité avec l'échantillon. La durée de conservation entre le prélèvement et le lancement de l'essai n'excède généralement pas 48 heures. On notera que cette durée de 48 heures n'est pas réalisable systématiquement, étant données les contraintes des transporteurs ou des laboratoires. En cas de contraintes de ce type, la durée de conservation entre le prélèvement et le lancement de l'essai doit être la plus courte possible et ne devrait pas dépasser 72h pour des échantillons réfrigérés.

³ Guide de mise en œuvre relatif aux opérations d'échantillonnage et d'analyse de substances dans les rejets aqueux des ICPE

A défaut, une conservation adaptée des échantillons est à mettre en œuvre, comme la congélation⁴. Dans ce cas l'ensemble des essais de la batterie devra être réalisé sur l'échantillon congelé et le temps de conservation entre le prélèvement et la réalisation des essais ne devrait pas excéder 2 mois. L'expérience a montré que la qualité des échantillons peut être affectée lors de la congélation et de la décongélation (propriétés physiques et écotoxicité). Ce mode de conservation exige donc un contrôle des procédés de congélation et décongélation, décrits ci-dessous (NF EN ISO 5667-16) :

- les échantillons doivent être congelés à une température $\leq -18^{\circ}\text{C}$ le plus rapidement possible après l'échantillonnage ;
- afin de réduire les temps de congélation – décongélation, il est approprié d'utiliser des récipients d'un volume n'excédant pas un litre et remplis au maximum avec 700 ml d'échantillon. Dans le cas de la nécessité de disposer de volumes plus importants, il est conseillé d'homogénéiser le prélèvement et de le diviser en sous échantillons ;
- les échantillons congelés devront être décongelés, soit à l'abri de la lumière à une température comprise entre 2°C et 8°C pendant toute une nuit, soit le jour de l'essai, à une température ne dépassant pas 25°C (par exemple dans un bain thermostaté, soumis à une légère agitation). L'utilisation du micro-ondes est à proscrire ;
- la décongélation de l'échantillon doit être complète avant l'utilisation, pour éviter les phénomènes de concentration. Il convient de ne pas recongeler un échantillon et de le conserver au réfrigérateur pour les essais conduits dans les jours suivants.

A l'issue de la décongélation, l'échantillon peut présenter des matières en suspension ou des floculats. Si ceux-ci ne sont pas dissous après une remise en agitation douce de l'échantillon, il est recommandé de laisser reposer l'échantillon entre 30 minutes et 2 heures et de prélever le surnageant.

Le mode de conservation, et en particulier la congélation, étant susceptible de modifier l'échantillon (précipitation, floculation...), il est important que celui-ci soit identique pour tous les essais et pour toutes les campagnes, afin de permettre une comparaison fiable des résultats obtenus pour les différentes campagnes.

4.2 Etape 2 : Sélection des essais d'écotoxicité et réalisation des campagnes de mesures

4.2.1 Description des essais cités dans les conclusions sur les MTD

Les essais d'écotoxicité sélectionnés (BREF CWW et TXT) renseignent sur des effets toxiques pour différents niveaux trophiques, via :

- des essais de toxicité aiguë sur bactéries luminescentes (*Vibrio fischeri*), crustacés (*Daphnia magna* Straus) et poissons (premiers stades de développement pour les œufs de poissons-zèbre *Danio rerio*) ;
- des essais de toxicité chronique sur plusieurs espèces représentatives des producteurs primaires : les algues et la lentille d'eau (*Lemna minor*).

Ils sont applicables en majorité aux eaux douces mais certaines des espèces listées permettent une meilleure représentativité pour des eaux plus salines.

Ainsi, pour des effluents qui ne présentent pas de salinité dans un milieu dulçaquicole⁵, les essais d'inhibition de la luminescence des bactéries luminescentes *Vibrio fischeri* (NF EN ISO 11348),

⁴ Dans ce cas, il conviendra de laisser un espace de tête d'environ 10 % pour éviter la rupture du flacon.

⁵ Un milieu dulçaquicole abrite des organismes qui vivent et se reproduisent en eau douce.

d'inhibition de la croissance des algues d'eau douce unicellulaires (NF EN ISO 8692)⁶, d'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna* (NF EN ISO 6341)¹¹ et de toxicité aiguë des eaux résiduaires vis-à-vis des œufs de poisson-zèbre (*Danio rerio*) (NF EN ISO 15088) sont recommandés.

Parmi les producteurs primaires, les espèces d'algues proposées permettent de couvrir différents milieux récepteurs (eaux douces : *Pseudokirchneriella subcapitata* (renommée *Raphidocelis subcapitata*) ou *Desmodesmus subspicatus* ; eaux saumâtres et marines : *Ceramium tenuicorne* ; eaux marines : *Skeletonema costatum*, ou *Phaeodactylum tricornutum*). Il est donc possible de sélectionner l'essai en accord avec le milieu récepteur dans lequel sont rejetés les effluents aqueux, afin de se rapprocher des conditions réelles et donc de l'identification d'un éventuel impact sur le milieu récepteur. Par ailleurs, ces différentes espèces peuvent également permettre de mieux appréhender les effets toxiques des effluents salins.

L'essai d'inhibition de la croissance de la lentille d'eau (*Lemna minor*), décrit dans la norme NF EN ISO 20079, peut quant à lui être mis en œuvre lorsque les conditions ne permettent pas la réalisation de l'essai sur algues (effluents colorés par exemple). L'essai de la norme NF EN ISO 20227 *Spirodela polyrhiza* prend en compte la croissance des premières frondes ayant germé à partir de turions (petits bourgeons végétatifs) sur une durée de 3 jours. Il ne peut toutefois être considéré, du fait d'un manque de recul et d'une évaluation des sensibilités respectives des deux essais, comme équivalent à l'essai d'inhibition de la croissance de la lentille d'eau (*Lemna minor*) décrit dans la norme NF EN ISO 20079.

Au regard des connaissances sur ces essais, certains semblent se prêter plus à une caractérisation initiale qu'à un suivi régulier. Ainsi, l'essai sur œufs de poisson zèbre présente un intérêt pour une caractérisation initiale de l'effluent, mais les quelques contraintes associées à sa mise en œuvre en routine par manque de matériel (disponibilité des œufs notamment) pourraient limiter dans un premier temps son utilisation pour un suivi régulier des rejets. À l'inverse, l'essai d'inhibition de la luminescence de *Vibrio fischeri* n'apportera que peu d'informations pour caractériser de façon exhaustive l'écotoxicité du rejet, mais sa mise en œuvre aisée, sa simplicité et sa rapidité de réponse sont des critères favorables pour une action de suivi de la qualité du rejet et de ses évolutions.

Cas spécifique des matières inhibitrices

Le suivi du paramètre « toxicité aiguë », déterminé à partir des matières inhibitrices (MI) dans le cadre de la redevance pour pollution de l'eau d'origine non domestique⁷, **ne peut pas être considéré comme répondant à la MTD**. Ce suivi consiste en la réalisation d'un essai écotoxicologique (inhibition de la mobilité des daphnies) qui, bien que faisant partie de la batterie d'essais indiqués dans la MTD 4, ne permet pas **seul** de répondre à l'exigence de la MTD sans une étape préalable de caractérisation initiale plus approfondie.

Pour la caractérisation initiale, il est possible de combiner les prélèvements avec ceux réalisés pour la mesure des MI dans le cadre de la redevance pour la pollution de l'eau d'origine non domestique, pour ne pas dupliquer l'essai d'inhibition de la mobilité des daphnies. Toutefois, il convient que cet essai soit réalisé en même temps que les autres essais, sur le même échantillon et que sa durée d'exposition soit étendue à 48 heures.

6 Des lignes directrices de l'OCDE sont également disponibles pour ces essais (respectivement OCDE 201 et 202). Les protocoles expérimentaux étant assez similaires, il est possible d'appliquer ces lignes directrices en remplacement des normes NF EN ISO, en s'assurant toutefois du respect des critères de validité requis dans les normes NF EN ISO.

7 Arrêté du 21/12/07 modifié relatif aux modalités d'établissement des redevances pour pollution de l'eau et pour modernisation des réseaux de collecte

Le tableau 1 détaille les différents essais cités par la MTD 4 CWW et la MTD 8 TXT, ainsi que les gammes de salinité des échantillons pour lesquels ils sont applicables.

Les conclusions sur les MTD n'étant ni prescriptives ni exhaustives sur ces points, d'autres essais garantissant un niveau de protection de l'environnement au moins équivalent peuvent être utilisés. Des exemples d'essais alternatifs appropriés sont listés à l'annexe 4.

Tableau 1 : Présentation des essais écotoxicologiques préconisés dans la MTD 4 CWW et la MTD 8 TXT

MTD visant l'essai	Description	Référence normative	Domaine d'utilisation	Durée	Type d'effets	Commentaires
CWW et TXT	Toxicité aiguë des eaux résiduaires vis-à-vis des œufs de poisson-zèbre (<i>Danio rerio</i>)	NF EN ISO 15088	Eaux douces	48 heures	Aigus	L'essai est sensible au taux d'oxygénation de l'échantillon et des dilutions testées ainsi qu'à leur pH. Un ajustement de ces paramètres peut donc être nécessaire avant la réalisation de l'essai (concentration O ₂ > 4 mg/L ; pH = 7,0 ± 0,2).
CWW et TXT	Inhibition de la mobilité des daphnies (<i>Daphnia magna</i> Straus)	NF EN ISO 6341 (1)	Eaux douces	24 ou 48 heures	Aigus	La version de la norme publiée en 2012 laisse la possibilité d'appliquer une durée d'exposition de 48 heures pour les effluents comme pour les substances chimiques. Historiquement, les valeurs de CE50 étaient déterminées après 24 heures (par exemple MI pour le calcul de la redevance). La mesure des effets après 48 heures permet de gagner en sensibilité.
CWW et TXT	Inhibition de la luminescence des bactéries (<i>Vibrio fischeri</i> (2))	NF EN ISO 11348-1, -2 ou -3 (3)	<u>Eaux marines</u> et eaux douces (salinité entre 20 et 50 g/L))	30 min	Aigus	La différence entre les protocoles décrits dans les 3 parties de la norme réside dans la préparation du réactif biologique pour la réalisation de l'essai (1 : bactéries fraîchement préparées ; 2 : bactéries déshydratées ; 3 : bactéries lyophilisées). La sensibilité des 3 méthodes n'est pas tout à fait équivalente. Par ailleurs, la nécessité d'atteindre une salinité de 20 g/L dans l'échantillon à tester peut conduire à une modification de la biodisponibilité des contaminants présents.
CWW et TXT	Inhibition de la croissance des lentilles d'eau (<i>Lemna minor</i>)	NF EN ISO 20079	Eaux douces	7 jours	Chroniques	L'essai représente une alternative à l'essai sur les algues lorsque les échantillons à tester sont colorés.
TXT	Inhibition sur la croissance de la lentille	NF EN ISO 20227	Eaux douces	72 heures	Aigus	L'essai ne nécessite pas de maintenir une culture de l'espèce testée, et peut être effectué en utilisant des turions stockés

	d'eau <i>Spirodela polyrhiza</i>					(petits bourgeons végétatifs). L'essai ne peut pas être considéré comme équivalent à celui sur <i>Lemna minor</i> .
CWW et TXT	Inhibition de la croissance des algues d'eau douce unicellulaires (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (4), <i>Desmodesmus subspicatus</i>)	NF EN ISO 8692	Eaux douces	72 heures	Chroniques	Ces trois essais sont regroupés sous l'intitulé « algues » dans les MTD des BREFs CWW et TXT. Les espèces considérées couvrent différents milieux récepteurs : eaux douces, eaux saumâtres et eaux marines. En ce qui concerne la norme NF EN ISO 8692, l'espèce <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> est la plus couramment utilisée au niveau national. Une forte densité de particules dans l'échantillon peut perturber le mesurage de la croissance (compteur de particules, spectrophotomètre) pour les essais NF EN ISO 8692 et NF EN ISO 10253. Par ailleurs, les bactéries, des algues d'autres espèces et des prédateurs peuvent perturber la croissance des algues. De ce fait, il peut être nécessaire de filtrer l'échantillon avant la réalisation de l'essai. Certaines méthodes de mesure de la population algale peuvent ne pas être applicables dans le cas d'effluents colorés.
CWW et TXT	Inhibition de la croissance de la macro-algue <i>Ceramium tenuicorne</i>	NF EN ISO 10710	Eaux marines et saumâtres (salinité entre 4 et 32 g/L en fonction du clone choisi)	7 jours	Chroniques	
CWW et TXT	Inhibition de la croissance des algues marines (<i>Phaeodactylum tricorutum</i> , <i>Skeletonema costatum</i>)	NF EN ISO 10253	Eaux marines (salinité préconisée entre 30 et 35 g/L)	72 heures	Chroniques	

(1) : Norme utilisée pour déterminer les MI dans le cadre de la redevance pour la pollution de l'eau d'origine non domestique

(2) : Désormais dénommé *Aliivibrio fischeri*

(3) : Norme (partie 3) utilisée pour déterminer les MI en milieu marin et dans les eaux de transition dans le cadre de la redevance pour pollution de l'eau d'origine non domestique

(4) : Désormais dénommée *Raphidocelis subcapitata*

4.2.2 Sélection de la batterie d'essais en fonction de la salinité de l'effluent et du milieu récepteur

Cas d'un rejet non salin

La batterie d'essais « de base » est conduite sur :

- deux espèces d'eaux douces (**invertébrés et poissons**)
 - o inhibition de la mobilité des daphnies (*Daphnia magna* (NF EN ISO 6341)) ;
 - o toxicité aiguë vis-à-vis des œufs de poisson-zèbre (*Danio rerio* (NF EN ISO 15088)) ;
- une espèce marine (**bactérie**)
 - o inhibition de la luminescence des bactéries (*Vibrio fischeri* (NF EN ISO 11348)) ;
- et une espèce **d'algue** pour laquelle, il peut être pertinent de gagner en représentativité par rapport au milieu récepteur de choisir des essais sur des organismes représentatifs de ces milieux.
 - rejet en eau douce ou en milieu dulçaquicole : espèce d'eau douce
 - o inhibition de la croissance de l'algue d'eau douce (*Raphidocelis subcapitata* (NF EN ISO 8692)) ;
 - rejet en eau de transition⁸ : espèce estuarienne et côtière
 - o inhibition de la croissance de la macro-algue (*Ceramium tenuicorne* (NF EN ISO 10710)) ;
 - rejet en eau marine : espèces marines
 - o inhibition de la croissance des algues marines⁹ (*Phaeodactylum tricornutum*, *Skeletonema costatum* (NF EN ISO 10253)).

Dans le cas des essais conduits sur des organismes marins (bactérie ou algues), il est nécessaire de compléter l'échantillon non salin afin d'atteindre la salinité requise pour la survie de l'espèce testée. Cette supplémentation est généralement précisée dans les normes des essais. A noter que l'ajout de sel peut conduire à une modification de la biodisponibilité des contaminants présents dans l'échantillon.

Cas d'un rejet salin

La présence de sel en forte concentration dans le rejet n'est pas compatible avec une survie des espèces d'eau douce et ne permet donc pas de déterminer finement le niveau de toxicité lié aux contaminants chimiques.

L'utilisation d'espèces euryhalines (tolérantes au sel) permet donc de s'affranchir des effets liés à la présence de concentrations élevées en ions dans les rejets aqueux.

La batterie suivante d'essais est alors préconisée¹⁰ :

- o inhibition de la luminescence des bactéries (*Vibrio fischeri* (NF EN ISO 11348)) ;
- o détermination de la toxicité létale aiguë vis-à-vis de copépodes marins (*Copepoda*, *Crustacea* (FD ISO 14669)) ;
- o inhibition de la croissance des algues marines (*Phaeodactylum tricornutum*, *Skeletonema costatum* (NF EN ISO 10253)).

Pour l'essai sur œufs de poissons, il n'existe pas d'alternative normalisée. S'il est conduit sur un effluent salin, la gamme des concentrations testée devra présenter des niveaux de salinité compatibles avec la survie des organismes. Si des dilutions trop importantes doivent être apportées pour s'affranchir de la salinité, l'essai pourrait ne pas permettre de conclure à une absence d'impact sur le milieu récepteur. Il est dans ce cas recommandé de compléter la batterie d'essais par un essai alternatif, par exemple sur oursins (voir annexe 4).

⁸ Masses d'eaux de surface à proximité des embouchures de rivières, qui sont partiellement salines en raison de leur proximité d'eaux côtières, mais qui sont fondamentalement influencées par des courants d'eau douce

⁹ Des difficultés pouvant être rencontrées quant à la disponibilité de la macro algue *Ceramium tenuicorne*, une autre espèce d'algue adaptée à la salinité peut être utilisée, en considérant la gamme de salinité acceptable et en procédant aux dilutions nécessaires pour rester dans cette gamme.

¹⁰ Il est à noter que les espèces préconisées pour les essais sur rejet salins tolèrent en général des concentrations maximales en sel de 50 g/L. Dans le cas où la salinité du rejet est supérieure à 50 g/L, il conviendra de limiter la gamme des concentrations aux concentrations pour lesquelles la salinité est inférieure à 50 g/L.

Pour tous les rejets, des exemples d'essais alternatifs appropriés par milieu sont proposés en annexe 4.

4.2.3 Réalisation des campagnes de mesures

Une fois que la batterie d'essais en fonction du milieu récepteur et du type d'effluent est sélectionnée, **une campagne de mesures trimestrielle est réalisée pendant un an (4 campagnes). L'exploitant transmet, à l'issue des campagnes, les résultats à l'inspection des installations classées sous le format unique joint au présent guide**, dans lequel sont reportées :

- les modalités de prélèvement, de conservation de l'échantillon et de réalisation des essais ;
- les données brutes de chaque essai ;
- la valeur de CE50 calculée (exprimée aussi en Unité toxique), la méthode de calcul et l'intervalle de confiance.

L'inspection des installations classées peut également demander la transmission de certains résultats au fur et à mesure des campagnes de mesures.

4.3 Etape 3 : Analyse des résultats et sélection des essais pour la surveillance de la toxicité

Cette troisième étape a pour objectif de faire le bilan des résultats obtenus lors des quatre campagnes de mesures (définies à l'étape 2). Ces résultats vont permettre de sélectionner les essais les plus sensibles à conserver pour la surveillance pérenne.

4.3.1 Analyse des résultats et sélection des essais pour définir la surveillance

Il convient d'évaluer quels essais sont sensibles au rejet de l'installation au regard du pourcentage de dilution associé à la CE50. Il convient ensuite de conserver les essais les plus sensibles, permettant ainsi de fournir, *a priori*, les indications les plus précises sur l'évolution du niveau de la toxicité du rejet. Il est ainsi également préconisé de conserver les essais où les résultats sont le plus stables, c'est-à-dire, pour un même essai, ne pas avoir un résultat CE50 inférieur à 25 % et un autre supérieur à 50 %, afin d'avoir un essai, *a priori*, peu perturbé par d'éventuelles fluctuations de production.

La sélection de deux essais apparaît comme une combinaison suffisante pour réaliser la surveillance. Celle-ci sera à définir au cas par cas. Deux exemples sont proposés au paragraphe 4.3.3.

Pour les productions par lots, l'ensemble des campagnes de mesure réalisées pour assurer la représentativité des rejets doivent être prises en compte. En fonction de la diversité des lots de production, le choix des essais pourra varier selon la production afin de garantir une surveillance pertinente de la toxicité des rejets.

4.3.2 Définition de la fréquence de surveillance pérenne en fonction des niveaux de toxicité

L'exploitant propose une fréquence pour la surveillance initiale en fonction des niveaux de toxicité observés lors des campagnes de mesures. Les modalités d'expression des résultats des essais d'écotoxicité sont détaillées en annexe 5. Classiquement, au niveau national, les résultats des essais identifiés dans les MTD (MTD 4 CWW et MTD 8 TXT) sont présentés sous forme de CE50 exprimées en pourcentage de concentration du rejet. Il est possible de transformer les CE50 (concentration qui entraîne un effet sur 50 % de la population) en Unités Toxiques ($UT = 100/CE50$) correspondant, dans ce cas, au facteur de dilution du rejet pour disposer de résultats qui évoluent proportionnellement à la toxicité.

A ce stade, aucune hiérarchisation n'est appliquée entre les essais en ce qui concerne leur sensibilité

respective. Tous les résultats des essais réalisés lors de la caractérisation initiale sont considérés comme équivalents. Les modalités suivantes sont proposées pour définir la fréquence des campagnes de mesures de la surveillance initiale, sur la base de l'effluent le plus toxique :

- **CE₅₀ < 25 % d'effluent (ou > 4 UT) pour l'essai le plus sensible**¹¹ : la fréquence de surveillance est **trimestrielle** ;
- **CE₅₀ comprise entre 25 et 50 % (ou entre 2 et 4 UT) pour l'essai le plus sensible** : la fréquence de surveillance est **semestrielle** ;
- **CE₅₀ > 50 % (ou < 2 UT) ou non déterminable pour tous les essais** : la fréquence de surveillance est **annuelle**.

Dans le cas d'une production par lots, il apparaît difficile de fixer une fréquence telle que définie ci-dessus, appropriée pour une production et rejet continus, car elle va dépendre de la périodicité des productions au cours de l'année. Celle-ci doit donc être définie au cas par cas.

Les fréquences de surveillance ont été définies en se fondant sur l'expertise de l'INERIS en lien avec le ministère chargé de la transition écologique, ainsi que sur les pratiques d'autres Etats membres. Ces pratiques européennes, disparates, sont présentées en annexe 6.

A noter : Il n'existe pas d'échelle de toxicité permettant de classer les rejets aqueux au même titre que les substances chimiques dans le cadre du règlement CLP. Quelques propositions ont été faites par le passé, mais aucune d'entre elles ne s'est révélée consensuelle et n'est reconnue officiellement. Toutefois, l'obtention de valeurs de CE₅₀ < 10 % traduit des niveaux de toxicité significatifs qui doivent conditionner des actions de la part de l'industriel (recherche de l'origine, abaissement de la toxicité en cas de rejets directs, évaluation de l'impact potentiel sur la station d'épuration et de sa capacité d'abattement de la toxicité en cas de rejets indirects, etc.). Cette valeur de 10 % ne doit en aucun cas être considérée comme une VLE.

4.3.3 Exemples de mise en place de la démarche

Cas n° 1 : production continue / rejet direct / milieu récepteur dulçaquicole

Réalisation, sur 4 prélèvements annuels, au point de rejet (1 par trimestre), des essais :

- d'inhibition de la luminescence des bactéries (NF EN ISO 11348) ;
- d'inhibition de la mobilité des daphnies (NF EN ISO 6341) ;
- d'inhibition de la croissance de l'algue d'eau douce (NF EN ISO 8692) ;
- de toxicité aiguë des eaux résiduaires vis-à-vis des œufs de poisson-zèbre (NF EN ISO 15088).

Les résultats obtenus lors des campagnes de mesures sont présentés ci-dessous.

Tableau 2 : Exemple de résultats obtenus lors des 4 campagnes de mesures – production continue

Essai de toxicité	Prélèvement échantillon 1	Prélèvement échantillon 2	Prélèvement échantillon 3	Prélèvement échantillon 4
Œufs de poisson-zèbre Toxicité aiguë (<i>Danio rerio</i>)	CE ₅₀ 48h : 31,1 % (3,21 UT)	CE ₅₀ 48h : 52,0 % (1,92 UT)	CE ₅₀ 48h : 40,0 % (2,5 UT)	CE ₅₀ 48h : 41,5 % (2,41 UT)
Daphnies Inhibition de la mobilité (<i>D. magna</i> Straus)	CE ₅₀ 48h : 31,5 % (3,17 UT)	50 % < CE ₅₀ 48h < 100 % 2 UT > CE ₅₀ 48h > 1 UT	CE ₅₀ 48h ; 45,4 % (2,20 UT)	CE ₅₀ 48h : 60,0 % (1,67 UT)

¹¹ CE50 la plus faible exprimée en pourcentage de rejet aqueux ou plus forte valeur calculée en UT

Bactéries Inhibition de la luminescence (<i>Vibrio fischeri</i>)	Absence d'effet inhibiteur à 80 % (plus forte concentration testée au cours de l'essai).	CE50 non déterminable (30 % d'effet à 80 %)	CE ₅₀ 30 min : 79,5% (1,26 UT)	Absence d'effet inhibiteur à 80 % (plus forte concentration testée au cours de l'essai).
Algues d'eau douce Inhibition de la croissance (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	CE ₅₀ 72h : 29,7 % (3,37 UT)	CE ₅₀ 72h : 48,5 % (2,06 UT)	CE ₅₀ 72h : 53,3 % (1,88 UT)	CE ₅₀ 72h : 79,3 % (1,26 UT)

Les résultats des quatre campagnes de mesures montrent que les effets inhibiteurs apparaissent globalement peu marqués et stables entre les différents échantillons prélevés. Les essais daphnies, algues et œufs de poissons ont répondu de façon assez similaire. L'essai bactéries s'est révélé le moins sensible des quatre mis en œuvre, les résultats s'échelonnant entre une absence d'effet inhibiteur à la plus forte concentration testée (80 %) et une CE₅₀ correspondant à cette concentration.

Dans le cadre de la sélection des essais pour la surveillance, la batterie d'essais peut être réduite en ne conservant que deux essais. La suppression de l'essai sur bactéries est logique, du fait de sa moindre sensibilité. En revanche, la décision apparaît moins évidente entre les 3 autres essais, du fait de leur sensibilité équivalente.

Il semble important de conserver des essais dont les réactifs biologiques sont susceptibles de répondre à des polluants différents. Pour cette raison, il est préférable de conserver un producteur primaire (algues d'eau douce) plutôt que de ne considérer que les daphnies et les œufs de poissons.

Ainsi, l'exploitant pourrait proposer de ne conserver que les essais algues et œufs de poissons et, pour des raisons pratiques de laboratoires prestataires, de coût ou de mesures des MI, une combinaison essais algues et daphnies serait également acceptable.

Dans le cadre de cet exemple, il peut être proposé de réaliser les essais sur les algues et, pour des raisons pratiques, des essais sur les daphnies, à une fréquence de surveillance semestrielle.

Cas n° 2 : productions diversifiées par lots / rejet direct / milieu récepteur dulçaquicole

Réalisation, lors de trois différents lots de production, de deux prélèvements annuels au point de rejet, des essais bactéries, daphnies, algues et œufs.

Tableau 3 : Exemple de résultats obtenus lors de 3 campagnes de mesures –production par lots (chimie)

Essai de toxicité	Lot de production 1		Lot de production 2		Lot de production 3	
	Prélèvement 1	Prélèvement 2	Prélèvement 1	Prélèvement 2	Prélèvement 1	Prélèvement 2
Œufs de poisson-zèbre Toxicité aiguë (<i>Danio rerio</i>)	CE ₅₀ 48h : 29,1 % (3,44 UT)	CE ₅₀ 48h : 40,3 % (2,48 UT)	CE ₅₀ 48h : 52,0 % (1,92 UT)	CE ₅₀ 48h : 41,5 % (2,41 UT)	CE ₅₀ 48h : 54,4 % (1,85 UT)	CE ₅₀ 48h : 59,5 % (1,68 UT)
Daphnies Inhibition de la mobilité (<i>D. magna</i> Straus)	CE ₅₀ 48h : 12,5 % (8,0 UT)	CE ₅₀ 48h : 28,3 % (3,53 UT)	CE ₅₀ 48h : 25,4 % (3,94 UT)	CE ₅₀ 48h : 30,0 % (3,33 UT)	CE ₅₀ 48h : 30,0 % (3,33 UT)	CE ₅₀ 48h : 23,6 % (4,24 UT)

Bactéries Inhibition de la luminescence (<i>Vibrio fischeri</i>)	CE ₅₀ 30min : 9,2 % (10, 87 UT)	CE ₅₀ 30min : 25,3 % (3, 95 UT)	CE ₅₀ 30min : 18,4 % (5, 43 UT)	CE ₅₀ 30min : 16,0 % (6, 25 UT)	CE ₅₀ 30min : 27,4 % (2, 20 UT)	CE ₅₀ 30min : 29,6 % (3,38 UT)
Algues d'eau douce Inhibition de la croissance (<i>Pseudokirchneriella</i> <i>subcapitata</i>)	CE ₅₀ 72h : 15,8 % (6,33 UT)	CE ₅₀ 72h : 31,8 % (3,14 UT)	CE ₅₀ 72h : 23,3 % (4,29 UT)	CE ₅₀ 72h : 26,3 % (3,80 UT)	CE ₅₀ 72h : 39,3 % (2,54 UT)	CE ₅₀ 72h : 31,3 % (3,19 UT)

L'analyse des campagnes de mesures fait apparaître des résultats stables en ce qui concerne les rejets aqueux émis lors des lots de production 2 et 3. En revanche, les données obtenues pour le lot de production 1 montrent des différences significatives de toxicité entre les deux prélèvements. Les effets observés pour le premier d'entre eux étant les plus importants, il convient de renouveler la série d'essais sur le rejet aqueux généré lors du lot de production 1 pour confirmer ou non le niveau de toxicité observée.

Les données dans leur ensemble font apparaître :

- une absence de pertinence de l'essai de toxicité aiguë sur les œufs de poisson-zèbre par rapport aux autres essais de la batterie ;
- une plus grande sensibilité de l'essai sur bactéries luminescentes (*Vibrio fischeri*) ;
- des réponses globalement équivalentes pour l'essai d'inhibition de la mobilité des daphnies et d'inhibition de la croissance des algues.

Dans le cadre de la sélection des essais pour la surveillance, les essais sur bactéries et daphnies pourraient être retenus en première intention. Pour cet exemple, sous réserve de la confirmation des résultats sur le lot de production 1, la fréquence serait trimestrielle en focalisant les prélèvements sur le lot de production 1. Toute modification significative de la production (nouveau process, modification du process) nécessiterait de caractériser de nouveau le rejet émis en fonction des nouvelles modalités, en appliquant l'ensemble des essais.

5 Surveillance de la toxicité des rejets aqueux industriels

5.1 Principe

La surveillance pérenne succède à la caractérisation initiale, qui a permis d'obtenir des données de toxicité sur 4 campagnes de mesures. L'étape 3 précédemment décrite a permis de déterminer, en fonction de la toxicité mesurée, les modalités de surveillance : essais d'écotoxicité et fréquence. Cette surveillance se déroule selon les mêmes modalités que les campagnes de mesures, pour ce qui concerne les points de prélèvement et les modalités d'échantillonnage (respectivement décrits aux 3.1.2 et 3.1.4).

Les résultats de la surveillance pérenne sont transmis à l'inspection des installations classées sous le format unique joint au présent guide.

5.2 Modulation de la fréquence de surveillance pérenne

5.2.1 Augmentation de la toxicité

Dans le cas où les résultats obtenus lors de la surveillance pérenne mettent en évidence **un niveau de toxicité supérieur à celui observé lors de la caractérisation initiale, de nature à modifier la fréquence de suivi**, il est préconisé :

- de renouveler la campagne de mesure afin de confirmer cette augmentation du niveau de toxicité ;
- d'investiguer sur les modifications de la nature du rejet pouvant expliquer cette toxicité (rejet accidentel, défaut de fonctionnement...).

Si les résultats de la nouvelle campagne confirment l'augmentation de la toxicité, la fréquence de suivi devra être revue en conséquence.

5.2.2 Réduction de la fréquence

En fonction des niveaux de toxicité mesurés au cours de la surveillance pérenne, l'exploitant peut demander une réduction de la fréquence de surveillance ou du nombre d'essais de toxicité réalisés. Cette demande, à adresser à l'inspection des installations classées, ne peut être formulée que dans certaines conditions.

L'exploitant peut demander une réduction de la fréquence de réalisation des essais de toxicité, ou de leur nombre, selon **l'une des options suivantes** :

- A) si trois résultats successifs correspondent à une gamme de toxicité moins importante que lors de la caractérisation initiale ;**
- B) sur la base d'une ERE pour le milieu récepteur individuelle.** Dans ce cas, l'exploitant déposera un dossier auprès de l'inspection des installations classées.
Dans le cas de rejets indirects, le milieu récepteur est celui concerné par le rejet de la station d'épuration externe. Lorsque cette station d'épuration externe est classée IED et qu'elle est également soumise à une surveillance de la toxicité, les résultats de cette surveillance pourront être utilisés dans l'ERE de l'exploitant de l'installation à l'origine des rejets indirects.

En tout état de cause, la fréquence de surveillance ne pourra être inférieure à une fois tous les trois ans.

6 Synthèse

La figure 2 présente la chronologie des différentes étapes décrites précédemment :

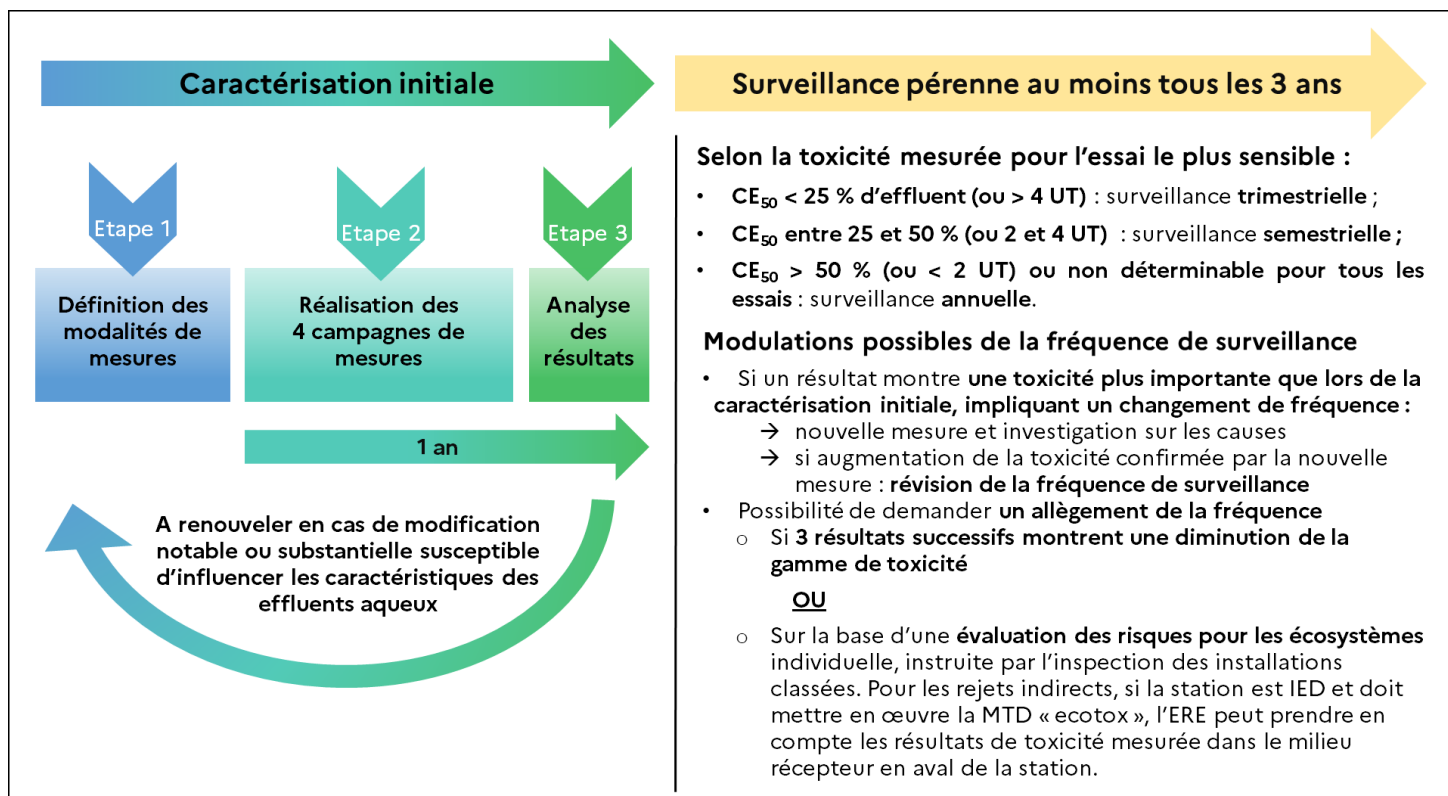


Figure 2 : Chronologie des étapes pour la caractérisation initiale et la surveillance de la toxicité

7 Références

- Arrêté du 4 novembre 2024 relatif aux meilleures techniques disponibles (MTD) applicables aux installations du secteur de la chimie relevant du régime de l'autorisation au titre de l'une au moins des rubriques suivantes de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement : 3410 à 3460, ou 3710 lorsque la charge polluante principale provient d'une ou plusieurs installations relevant de l'une au moins des rubriques 3410 à 3460
- Arrêté du 9 janvier 2025 relatif aux meilleures techniques disponibles (MTD) applicables à certaines installations classées du secteur de l'industrie textile relevant du régime de l'autorisation au titre des rubriques 3620 ou 3710 pour lesquelles la charge polluante principale provient d'une ou plusieurs installations relevant de la rubrique 3620 de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement
- Arrêté du 21/12/2007 modifié relatif aux modalités d'établissement des redevances pour pollution de l'eau et pour modernisation des réseaux de collecte
- Décision d'exécution (UE) 2016/902 de la Commission du 30 mai 2016 établissant les conclusions sur les meilleures techniques disponibles (MTD) pour les systèmes communs de traitement/gestion des effluents aqueux et gazeux dans le secteur chimique, au titre de la directive 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil
- Décision d'exécution (UE) 2022/2508 de la Commission du 9 décembre 2022 établissant les conclusions sur les meilleures techniques disponibles (MTD) pour l'industrie textile, au titre de la directive 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil relative aux émissions industrielles
- Guide de mise en œuvre relatif aux opérations d'échantillonnage et d'analyse de substances dans les rejets aqueux des ICPE en vigueur
- Guide échantillonnage et analyse des substances dans l'eau ICPE VF 02-2022
- NF EN ISO 5667-16 : Qualité de l'eau — Échantillonnage — Partie 16 : Lignes directrices pour les essais biologiques des échantillons
- NF EN ISO 6341 : Qualité de l'eau - Détermination de l'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna* Straus (*Cladocera*, *Crustacea*) - Essai de toxicité aiguë
- NF EN ISO 8692 : Qualité de l'eau - Essai d'inhibition de la croissance des algues d'eau douce avec des algues vertes unicellulaires
- NF EN ISO 10253 : Qualité de l'eau - Essai d'inhibition de la croissance des algues marines avec *Skeletonema sp.* et *Phaeodactylum tricornutum*
- NF EN ISO 10710 : Qualité de l'eau - Essai d'inhibition de croissance sur la macro-algue d'eaux marine et saumâtre *Ceramium tenuicorne*
- NF EN ISO 11348-1 : Qualité de l'eau - Détermination de l'effet inhibiteur d'échantillons d'eau sur la luminescence de *Vibrio fischeri* (Essai de bactéries luminescentes) - Partie 1 : méthode utilisant des bactéries fraîchement préparées
- NF EN ISO 11348-2 : Qualité de l'eau - Détermination de l'effet inhibiteur d'échantillons d'eau sur la luminescence de *Vibrio fischeri* (Essai de bactéries luminescentes) - Partie 2 : méthode utilisant des bactéries déshydratées
- NF EN ISO 11348-3 : Qualité de l'eau - Détermination de l'effet inhibiteur d'échantillons d'eau sur la luminescence de *Vibrio fischeri* (Essai de bactéries luminescentes) Partie 3 : méthode utilisant des bactéries lyophilisées
- NF EN ISO 15088 : Qualité de l'eau - Détermination de la toxicité aiguë des eaux résiduaires vis-à-vis des oeufs de poisson-zèbre (*Danio rerio*)
- NF EN ISO 20079 : Qualité de l'eau - Détermination de l'effet toxique des constituants de l'eau et des eaux résiduaires vis-à-vis des lentilles d'eau (*Lemna minor*) - Essai d'inhibition de la croissance des lentilles d'eau
- NF EN ISO 20227 : Qualité de l'eau - Détermination des effets d'inhibition sur la croissance de la lentille d'eau *Spirodela polyrhiza* par les eaux usées, les eaux naturelles et les produits chimiques - Méthode utilisant un bioessai miniaturisé indépendant d'une culture mère
- Règlement (CE) 1272/2008 du Parlement 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

8 Annexe

Annexe 1 - Dates d'application en fonction du secteur d'activité

Secteur (BREF)	Échéance	Référence réglementaire
Chimie organique à grand volume de production (LVOC)	30 octobre 2025	Arrêté du 4 novembre 2024 relatif aux meilleures techniques disponibles (MTD) applicables aux installations du secteur de la chimie relevant du régime de l'autorisation au titre de l'une au moins des rubriques suivantes de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement : 3410 à 3460, ou 3710 lorsque la charge polluante principale provient d'une ou plusieurs installations relevant de l'une au moins des rubriques 3410 à 3460
Industrie du chlore ou de la soude (CAK)		
Systèmes communs de traitement et de gestion des eaux et des gaz résiduels dans le secteur chimique (CWW)		
Chimie fine organique (OFC)	12 décembre 2026 pour les installations autorisées avant le 13 décembre 2022 et immédiatement pour les installations autorisées à compter du 13 décembre 2022	
Chimie inorganique de spécialité (SIC)		
Fabrication de polymères (POL)		
Systèmes communs de gestion et de traitement des gaz résiduaires dans le secteur chimique (WGC)		
Chimie inorganique à grand volume de production (LVIC)	4 ans à compter de la date de publication au Journal officiel de l'Union Européenne des conclusions sur les MTD pour la chimie inorganique à grand volume de production (LVIC)	
Chimie inorganique à grand volume de production : produits solides et autres (LVIC-S)		
Chimie inorganique à grand volume de production : ammoniac, acides et engrais (LVIC-AAF)		
Industrie textile (TXT)	20 décembre 2026	Arrêté du 9 janvier 2025 relatif aux meilleures techniques disponibles (MTD) applicables à certaines installations classées du secteur de l'industrie textile relevant du régime de l'autorisation au titre des rubriques 3620 ou 3710 pour lesquelles la charge polluante principale provient d'une ou plusieurs installations relevant de la rubrique 3620 de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement

Annexe 2 - Intérêt des bioessais pour la caractérisation et la surveillance des effluents aqueux

La caractérisation de la toxicité des rejets aqueux par l'intermédiaire d'essais biologiques de laboratoire présente l'avantage d'intégrer les effets potentiels de l'ensemble des polluants biodisponibles, même ceux non considérés ou non détectés par l'analyse chimique, en prenant en compte leurs éventuels effets synergiques, additifs ou antagonistes.

Les essais d'écotoxicité de laboratoire se répartissent globalement en deux grandes catégories :

- des essais à court terme, qui permettent d'observer des effets se manifestant rapidement sur les organismes considérés,
- des essais à moyen et long terme qui vont mettre en évidence des effets retardés ou apparaissant après une durée d'exposition prolongée.

Les essais à court terme se caractérisent par une exposition à des concentrations de polluant(s) pouvant induire rapidement des manifestations toxiques significatives (par exemple, inhibition de la mobilité), jusqu'à la mort des organismes.

Les essais à moyen et long terme se caractérisent par une exposition à de plus faibles concentrations de polluants (non toxiques à court terme) mais qui peuvent aboutir, du fait de l'exposition prolongée, à des atteintes significatives des organismes considérés. Les effets physiologiques les plus couramment mesurés concernent la croissance, la reproduction mais également la survie à long terme des organismes exposés.

Par ailleurs, d'autres types d'effets peuvent être observés au niveau moléculaire ou biochimique lors d'expositions des organismes à des substances ayant des propriétés cumulatives, génotoxiques, cancérigènes, immunotoxiques ou perturbatrices endocriniennes.

La terminologie « toxicité aiguë » et « toxicité chronique » est également couramment appliquée pour définir ces deux catégories d'essais. Il convient toutefois de garder à l'esprit que ces notions de durées restent relatives. Les organismes utilisés dans les essais biologiques de laboratoire ont en effet des durées de vie très différentes. De ce fait, des durées d'exposition correspondant à des essais de type aigu pour le poisson peuvent être considérées, pour des bactéries ou des algues, comme des durées d'exposition de type chronique, intégrant des effets sur plusieurs générations.

Le tableau ci-dessous présente les principaux avantages et limites des bioessais pour l'évaluation de l'écotoxicité des rejets.

Principaux avantages des bioessais	Limites des bioessais
Ils mettent en évidence la présence d'effets toxiques d'un rejet aqueux sur des organismes vivants, même si sa composition chimique n'est pas connue.	Les bioessais de toxicité générale (tels que ceux repris dans la MTD 4) ne permettent pas d'identifier la nature chimique du (ou des) contaminant(s) à l'origine de la toxicité observée, mais seulement les effets d'une exposition des organismes à la matrice testée, à l'inverse des bioessais spécifiques d'un mode d'action.
Ils permettent de donner une signification biologique aux résultats d'analyses chimiques d'une matrice complexe.	Les bioessais normalisés sont limités à quelques espèces « étalons », parfois peu représentatives de celles de l'environnement.
Ils sont fiables et reproductibles du fait de la maîtrise des conditions dans lesquelles ils sont réalisés.	Ils n'intègrent pas la complexité et la variabilité du milieu naturel. Certaines adaptations permettent toutefois d'améliorer leur représentativité par rapport aux situations environnementales réelles.

Ils permettent d'obtenir des informations sur le danger intrinsèque d'une matrice complexe (déchet, effluent, etc.) vis-à-vis de l'environnement, à un coût généralement moindre à celui des analyses chimiques exhaustives (polluants organiques, spéciation de métaux, etc.)	La durée des bioessais les plus longs implique de s'assurer de la stabilité de la matrice durant l'expérimentation.
Ils permettent, pour certaines méthodes, d'obtenir des résultats dans des délais comparables à ceux nécessaires pour des analyses chimiques complexes (organiques par exemple).	Ils peuvent nécessiter dans certains cas des volumes importants de rejets aqueux (jusqu'à une dizaine de litres) pour certains essais chroniques.

Tableau Annexe 2 : avantages et limites des bioessais

Un seul bioessai ne peut être sensible à l'ensemble des contaminants présents dans un rejet aqueux. Chaque organisme test présente, en effet, une spécificité propre de réponse en fonction des classes de contaminants. Il apparaît donc que seule une association de plusieurs essais biologiques (ou batterie d'essais) permette de caractériser de façon exhaustive les effets de l'échantillon environnemental considéré.

Pour l'élaboration d'une batterie, il convient de trouver un équilibre entre le nombre d'essais à mettre en œuvre et l'exhaustivité de la réponse obtenue. Les essais choisis doivent être complémentaires et non redondants. La constitution d'une batterie d'essais va dépendre des objectifs affichés et ne pourra donc pas être définie de façon générale. Toutefois, certains critères de sélection sont couramment évoqués et apparaissent incontournables pour établir une association d'essais pertinente.

Le critère qui est cité le plus souvent concerne la prise en compte d'organismes représentatifs de différents **niveaux trophiques**. La plupart des écotoxicologues considèrent qu'il est nécessaire de disposer d'informations au minimum sur les effets vis-à-vis des organismes de 3 niveaux trophiques : les **décomposeurs** (par exemple bactéries), les **producteurs primaires** (par exemple algues) et les **consommateurs** (par exemple crustacés, poissons).

Les autres critères cités dans la littérature entrant dans la sélection d'une batterie sont les suivants :

- association de différents effets toxiques (aigus, chroniques, génotoxiques, modes d'action spécifiques, etc.) ;
- association d'espèces présentant différentes voies d'exposition ;
- sélection d'essais normalisés ;
- utilisation d'essais de mise en œuvre aisée ;
- disponibilité des organismes ;
- adéquation du bioessai à l'effluent ;
- importance écologique des organismes sélectionnés ;
- sensibilité des organismes aux différents polluants ;
- représentativité des organismes par rapport l'environnement considéré ;
- durée d'exposition (essais courts privilégiés) ;
- coût.

L'importance du critère portant sur la représentativité des organismes par rapport à l'environnement considéré doit être modulé par rapport à l'objectif affiché. Si les essais sont effectués dans un but comparatif ou de classification, ce critère peut ne pas être prépondérant ; la sensibilité et la standardisation des méthodes deviennent alors prioritaires. En revanche, s'il s'agit d'évaluer les impacts pour un environnement spécifique, la représentativité devient alors primordiale.

Dans un souci d'optimisation, la mise en œuvre des différents essais peut également faire l'objet d'une structuration, la première étape étant constituée d'essais de toxicité à court terme, et la seconde étape étant constituée d'essais de toxicité à moyen terme et d'autres représentatifs de modes d'actions spécifiques (perturbation endocrinienne par exemple) ; ceux-ci seront réalisés préférentiellement en l'absence d'effets lors de la première étape, l'ensemble des essais devant couvrir les différents niveaux trophiques des écosystèmes.

Annexe 3 - Restitution des résultats

La présente annexe compile l'ensemble des informations à collecter dans le cadre de la caractérisation initiale et de la surveillance initiale (et également pour le suivi périodique) afin de s'assurer de la robustesse et de la pertinence des résultats obtenus. Le modèle de rendu des résultats est joint au présent guide.

Etablissement :

- nom usuel de l'établissement ;
- code AIOT ;
- site en rejet direct : indiquer la masse d'eau réceptrice ;
- site en rejet indirect : préciser s'il s'agit d'une station d'épuration urbaine (« STEP urbaine ») ou industrielle (« STEP industrielle ») et sa référence.

Description des échantillons :

- dates de prélèvement ;
- localisation du prélèvement ;
- description, aspect, couleur ;
- flaconnage ;
- modalités de transport ;
- date de réception au laboratoire ;
- mode de conservation des échantillons avant essais.

Informations relatives aux essais d'écotoxicité :

- prétraitement de l'échantillon (décantation, filtration, etc.) ;
- données de caractérisation physico-chimiques de l'effluent (pH, O₂, conductivité) ;
- type d'effluent (doux, saumâtre, salin) ;
- aspect, couleur de l'échantillon avant essai ;
- date de réalisation des essais ;
- données brutes individuelles pour les différentes concentrations testées ;
- données sur la(les) substance(s) de référence et date de réalisation de l'essai ;
- données de caractérisation physico-chimiques des dilutions réalisées (minimum, maximum et valeurs intermédiaires si pas de demande spécifique dans le texte normatif) ;
- valeurs de CE 50 en % de l'effluent (si ces valeurs ne sont pas déterminables, indiquer le % d'effet à la plus forte concentrations testée ou plus faible dilution) ;
- méthode de calcul des CE50.

Annexe 4 - Exemples d'essais alternatifs appropriés

Description	Référence normative	Domaine d'utilisation	Durée de l'essai	Type d'effets	Commentaires
Inhibition de la croissance de la population du rotifère (<i>Brachionus calyciflorus</i>)	NF ISO 20666	Eaux douces	48 h	Chroniques	
Détermination des effets létaux vis-à-vis du rotifère marin (<i>Brachionus plicatilis</i>)	ISO 19820	Eaux marines et estuariennes	24 ou 48 h	Aigus	Les effets sont mesurés soit après 24 heures soit après 48 heures d'exposition. La norme indique que la prolongation de l'exposition à 48 h augmente considérablement la sensibilité de l'essai.
Inhibition de la reproduction de (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	NF ISO 20665	Eaux douces	7 (±1) jours	Chroniques	L'essai se termine au moment où 60 % des femelles adultes présentes dans les solutions témoins ont obtenu leur troisième portée, en général au jour 7. Mais cela peut arriver prématurément au jour 6 ou tardivement au jour 8.
Détermination de la toxicité létale aiguë vis-à-vis de copépodes marins (<i>Acartia tonsa</i> ; <i>Tisbe battagliai</i> ; <i>Nitocra spinipes</i>).	FD ISO 14669	Eaux marines et estuariennes (salinité entre 1 g/L et 36 g/L en fonction de l'espèce choisie)	48 h	Aigus	Les différentes espèces proposées dans cette norme ne peuvent pas être considérées comme équivalentes entre elles du point de vue de leur sensibilité.
Détermination des effets sur le développement embryo-larvaire de bivalves marins (huitre : <i>Magallana gigas</i> ; moule : <i>Mytilus edulis</i> ou <i>Mytilus galloprovincialis</i>)	NF ISO 17244	Eaux marines et estuariennes	24 h (huitre) ; 48 h (moule)	Embryo-toxiques	

		(salinité entre 20 à 40 g/L pour les moules 25 à 35 g/L pour les huitres)			
Essai de toxicité chronique sur les larves d'oursin	ASTM E1563-21a	Eaux marines	96 h	Embryo-toxiques	
Essai de toxicité chronique - Test de fertilisation de l'oursin <i>Arbacia punctulata</i>	US EPA 1008.0	Eaux marines / eaux saumâtres Salinité 30g/L	1 h	Taux de fertilisation (effet sur la reproduction)	Cet essai est préconisé dans l'approche Whole Effluent Toxicity (WET) par l'US EPA

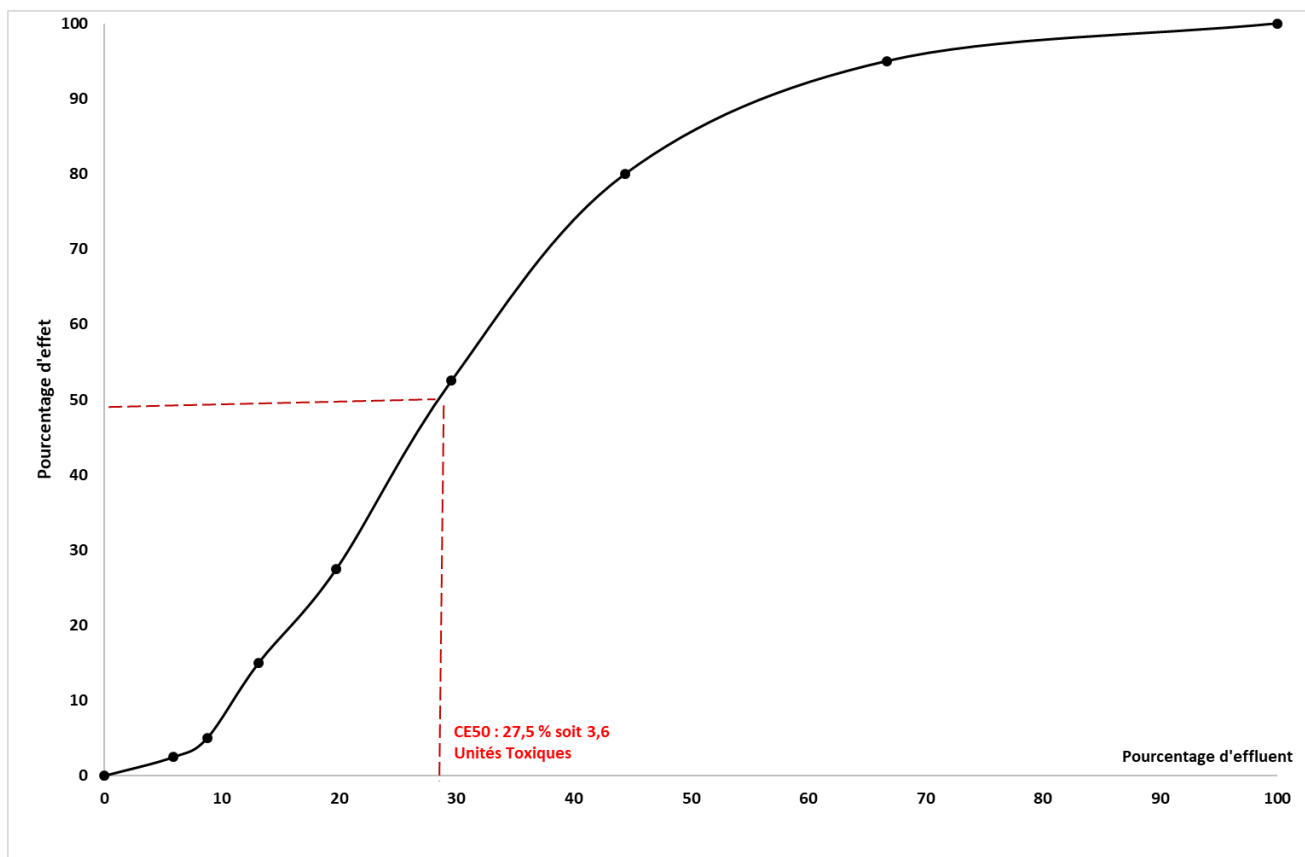
Annexe 5 - Expression des résultats des essais d'écotoxicité

Le principe des essais d'écotoxicité consiste à exposer un organisme biologique à différentes dilutions du rejet aqueux afin d'évaluer dans quelle gamme de concentrations s'exprime des effets toxiques. Le niveau d'effet mesuré pour chacune des concentrations permet d'établir une courbe concentration / réponse puis de calculer la **CEx, concentration qui entraîne un effet sur x % de la population** (en général CE50 pour les essais de toxicité aiguë et CE10 pour les essais de toxicité chronique). La relation entre les concentrations et les réponses obtenues correspond le plus souvent à une courbe de type sigmoïde.

La relation entre la valeur de la CEx et la toxicité est inversement proportionnelle. C'est à dire que lorsque le critère d'effet est exprimé en pourcentage de l'effluent étudié, plus la CEx obtenue est faible, plus la toxicité de celui-ci est élevée (et inversement, plus la CEx sera élevée, plus la toxicité sera faible).

Pour faciliter l'interprétation des résultats d'essais et éviter la manipulation d'un paramètre qui évolue en sens inverse des données physico-chimiques, il est possible de transformer les CE50 en Unités Toxiques ($UT = 100/CE_{50}$) correspondant au facteur de dilution. Les résultats ainsi obtenus augmentent en fonction du niveau de toxicité. C'est sur cette base qu'est calculée la quantité de MI dans le cadre de la redevance pour la pollution de l'eau. Les MI, exprimées en équitox, correspondent au flux de toxicité de l'effluent qui est égal à $(100/CE_{50}) \times \text{débit du rejet en m}^3$.

Un exemple de représentation graphique des résultats d'un essai d'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna* est présenté ci-dessous. L'axe des ordonnées représente le pourcentage d'inhibition de la mobilité mesuré après 24 heures d'exposition et l'axe des abscisses matérialise la gamme des concentrations d'effluent testées (5,9 ; 8,8 ; 13,2 ; 19,8 ; 29,6 ; 44,4 ; 66,7 et 100 % d'effluent). Dans le cas précis ci-dessous, la CE₅₀ est égale à 27,5 % d'effluent ou 3,6 unités toxiques (100/27,5).



Annexe 6 - Exemples de mise en œuvre dans d'autres Etats-membres

L'Allemagne intègre depuis plusieurs années, dans le cadre de sa réglementation générale relative aux rejets d'effluents aqueux, une approche expérimentale (et les VLE associées) pour évaluer la qualité des rejets pour certains secteurs d'activités industrielles. Les essais et les VLE retenus s'appuient sur plus de deux décennies de surveillance des rejets, qui leur ont permis, d'une part, de faire baisser le niveau de toxicité des rejets, d'autre part, de sélectionner les essais à maintenir en surveillance selon les secteurs, sur la base des critères qui leur sont propres. Les VLE définies correspondent à des valeurs de « *Lowest Ineffective dilution* » (LID), qui représente la plus faible dilution au-delà de laquelle l'essai présente une inhibition significative du paramètre mesuré.

En Autriche, à l'instar des pratiques allemandes, uniquement pour les rejets directs de certains secteurs, des VLE de toxicité sont fixées notamment pour les daphnies, les œufs de poissons et les bactéries. Ces VLE sont également exprimées en LID et sont listées dans des annexes sectorielles du « règlement général sur les émissions d'eaux usées (AAEV9) ». Lors du processus d'autorisation, les autorités décident de la pertinence d'inclure les VLE et la surveillance de ces paramètres dans les autorisations. Concernant la surveillance de la toxicité, il est de la responsabilité des autorités impliquées dans le processus d'autorisation d'effectuer l'évaluation des risques et de décider, au cas par cas, si des essais de toxicité sont nécessaires.

L'approche flamande propose, quant à elle, de réaliser des essais d'inhibition de la mobilité des daphnies, inhibition de la luminescence de *Vibrio fischeri*, toxicité aiguë des eaux résiduaires vis-à-vis des œufs de poisson-zèbre, inhibition de la croissance des algues d'eau douce unicellulaires. Ces essais sont réalisés sur le rejet aqueux sans dilution (à titre indicatif, un minimum de 4 mesures sur une période d'un an). Pour un effet inhibiteur supérieur à 50 %, il est recommandé de rechercher la source de la toxicité et de l'éliminer ou la réduire ; aucune action n'est requise si le pourcentage d'effet est inférieur à ce seuil. Ce seuil n'est pas imposé comme valeur limite d'émission, mais est considéré comme une limite à partir de laquelle une évaluation des causes de l'écotoxicité du rejet est requise.

Après évaluation et mise en œuvre des mesures correctives, la toxicité est réévaluée sur des échantillons représentatifs pour les 4 organismes. Si les effets toxiques sont inférieurs à 50 %, aucune autre action n'est requise. Si la toxicité résiduelle dans les rejets aqueux non dilués¹² reste supérieure à 50 %, une série de dilutions est exécutée avec l'organisme le plus sensible et une valeur de CE50 est déterminée. Il est ensuite vérifié si l'impact sur les eaux de surface est acceptable sur la base de la dilution réelle des rejets aqueux dans les eaux de surface. Si l'étude d'impact montre que le rejet est acceptable, une exigence spécifique est fixée dans l'autorisation sous la forme : « moins de 50 % d'effet pour une dilution 1/x des rejets aqueux ».

Les seuils pris en considération diffèrent significativement dans les deux approches détaillées ci-dessus, confirmant qu'il n'existe pas encore de consensus sur les niveaux de toxicité à prendre en compte. L'approche flamande applique, en première approche, un seuil unique pour tous les essais (LID < 1), pour déclencher ensuite la recherche de la source des effets toxiques mesurés.

La Suède indique, quant à elle, que les modalités précises de l'application de la MTD 4 sont définies au cas par cas dans les permis. Aussi, d'après les indications des représentants suédois, aucune consigne ou recommandation à l'échelle nationale n'a été formalisée pour une mise en œuvre homogène de la MTD. Concrètement, les notions de « caractérisation initiale » et « d'évaluation des risques » n'ont pas fait l'objet d'une interprétation nationale et la nécessité de les réaliser est décidée site par site. Pour cette MTD, et toutes celles sans niveaux d'émission associés, les exploitants décrivent comment ils

¹² Concentration 100% d'effluent

l'appliquent par rapport aux exigences légales des règles générales contraignantes. C'est également site par site que sont déterminés le type et la fréquence de surveillance et la nécessité de tester en routine le caractère écotoxicologique.

Enfin, il semblerait que certains sites en Italie aient mis en place une surveillance des rejets sur la base d'essais d'inhibition de la luminescence de *Vibrio fischeri*. Il s'agit d'une démarche au cas par cas.