

# Contamination de l'eau par les substances

## - Quelles connaissances ?

V0-01 du 28/02/2014 Rédaction T. Pelte	Relecture en cours DPP (Papouin – Stroffek – Boissery – Cadilhac – Navarro) + DIAB (Abad – Noury - Lagarrigue) + DDRi (Gasnier – Fontaine - Giot) + DREAL (Martinez – Cathala)	➔ 21/03/2014
V1-01 du 17/03/14	Transmission DG AERMC	
V1-02 du 20/03/14	Intégrations Rq ST2 + OF Transmission GT experts	

Mars 2014

## En résumé :

Les moyens disponibles pour établir la contamination des eaux par les substances sont toujours plus importants et performants.

La contamination des milieux aquatiques peut être caractérisée selon trois aspects :

- des pollutions diffuses et territorialisées par les pesticides généralement d'origine agricole,
- des contaminations marquées mais relativement localisées en « points noirs » en aval de forte activité anthropique industrielle ou de pôles urbains,
- une imprégnation généralisée par certains polluants persistants à caractère ubiquiste, signature de l'activité humaine.

Le constat de présence de la contamination ne suffit pas car aucun milieu n'est indemne de pollution par des substances.

Il faut interpréter selon le danger, en se référant aux normes de qualité environnementales lorsqu'elles existent notamment en qualifiant l'état chimique des masses d'eau (en l'occurrence NQE disponibles pour un nombre limité de substances : quelques dizaines). Il apparaît que la présence généralisée des substances ubiquistes suffit dans la majorité des cas à déclasser l'état chimique sans qu'il soit possible d'intervenir sur des rejets précis. L'objectif global de réduction des flux rejeté de ces substances devient donc le seul levier, potentiellement par l'interdiction d'usage et la maîtrise des déchets.

Il est également possible d'interpréter ces contaminations comme l'impact de rejets dégradant l'écosystème soit en altérant la ressource (réserve AEP ou poisson), soit en induisant des effets écotoxicologiques. Les études scientifiques confirment généralement que les secteurs sous influence de rejets « points noirs » présentent des dégradations. Des milieux prioritaires pour l'action sur les rejets peuvent être identifiés, notamment au travers de l'état des lieux et de l'identification des masses d'eau à risque de non atteinte des objectifs environnementaux. Ils font l'objet de mesures cibles sur la maîtrise des rejets.

Par ailleurs, avec les progrès dans la connaissance des substances, certains polluants émergents apparaissent et font l'objet d'une veille scientifique active. Les plus étudiés actuellement sont les résidus pharmaceutiques, mais sont également mentionnés les biocides, les résidus de produits cosmétiques, les retardateurs de flamme, des plastifiants, des surfactants ou des nanoparticules.

Pour ces problématiques émergentes, l'enjeu premier est de qualifier l'imprégnation environnementale par des campagnes de mesures adaptées au compartiment eau. En parallèle, le danger doit être précisé. Ces deux informations, une fois croisées, préciseront les niveaux de risques et de fait le degré d'efforts à engager en termes de maîtrise des rejets polluants.

## Table des matières

I.	Enjeux.....	7
II.	Quel niveau de contamination des milieux aquatiques ?.....	10
II.1.	Plus on cherche, plus on trouve. ....	10
II.2.	Les pesticides sont toujours aussi présents dans les eaux naturelles.....	12
II.3.	Quasiment omniprésentes dans l'environnement, certaines substances deviennent ubiquistes dans les milieux aquatiques .....	14
II.4.	Des secteurs de fortes activités anthropiques signent des contaminations singulières .....	16
III.	Quel est l'état des milieux ? Quels sont les risques associés ?.....	19
III.1.	Le bon état chimique et écologique garantissent la protection de la santé humaine et de l'environnement.....	19
III.2.	Au-delà des substances prioritaires, il existe des contaminations qui portent atteinte à l'environnement.....	22
	▪ Premier constat : les bilans de contamination reflètent bien des pressions anthropiques localisées de différents types et différentes intensités.....	22
	▪ Deuxième constat : sur les zones les plus contaminées, des effets écotoxiques sont observés par les scientifiques .....	25
	▪ Troisième constat : les milieux aquatiques reçoivent des pollutions qui s'accumulent et deviennent des dangers pour l'écosystème ou le consommateur .....	29
	▪ Quatrième constat : la connaissance progressant, elle révèle de nouvelles familles de contaminants pour les eaux, les substances émergentes. ....	32
IV.	En synthèse, quelles stratégies pour maîtriser les risques liés à la contamination des milieux aquatiques ? .....	45
IV.1.	En premier lieu, il est nécessaire d'agir sur les foyers de pollution connus .....	45
IV.2.	Second levier, les pressions urbaines doivent être abordées dans leur ensemble .....	45
IV.3.	Troisième levier, les pollutions héritées du passé bénéficient d'une gestion précautionneuse	47
IV.4.	Quatrième levier, entretenir une veille scientifique active et opérationnelle en particulier sur les polluants émergents .....	47

## Préambule

Dans l'Union européenne, plus de 100 000 produits chimiques sont inscrits à l'inventaire européen des substances chimiques existantes (EINECS : <http://esis.jrc.ec.europa.eu/>), dont 30 000 à 70 000 sont d'usage régulier (Sturb, 2009). Il s'agit de substances d'origine naturelle (sels minéraux, hydrocarbures, métaux lourds) ou d'origine synthétique produits comme les solvants, plastifiants, cosmétiques, détergents, phytosanitaires, médicaments,...

Leur diffusion dans l'environnement est très importante via les usages ou les rejets d'activités humaines et tout particulièrement dans l'eau qui est à la fois un vecteur de ces émissions polluantes et un réceptacle des flux émis.

Certaines substances sont ubiquistes dans les eaux naturelles, non seulement dans les pays industrialisés mais aussi dans des environnements protégés. Depuis juillet 2013, la Commission européenne reconnaît que des éléments attestent l'ubiquité à long termes de certaines substances dans les milieux aquatiques et invite à les considérer de façon particulière (EC, 2013).

D'une manière générale, les substances, même peu persistantes, peuvent constituer un sujet de préoccupation si leurs émissions impliquent des concentrations dans l'eau induisant des phénomènes d'écotoxicité, voire de toxicité humaine.

L'eau est l'un des compartiments environnementaux les plus surveillés en termes de contamination : d'après l'Onema, animateur du système d'information sur l'eau (SIE), 4,6 millions d'analyses sont réalisées chaque année sur environ 2 700 stations en France et concernent plus de 950 paramètres (Laronde et Petit, 2010 ; Dubois et Lacouture, 2011). Les paramètres les plus recherchés sont les phytosanitaires (plus de la moitié) et les micropolluants organiques (plus d'un tiers).

Cette surveillance a nettement progressé depuis les années 70, par la volonté de suivi des substances prioritaires pour répondre aux objectifs de la DCE, mais aussi et surtout du fait des progrès techniques au milieu des années 90 en termes de méthodes analytiques permettant la découverte de nouvelles substances toujours plus nombreuses dans les contrôles de qualité réalisés sur l'eau.

1971	1992	2007
957 stations	1 573 stations	2 734 stations
66 paramètres	271 paramètres	895 paramètres
132 000 analyses	662 000 analyses	4 589 000 analyses

Onema, 2010

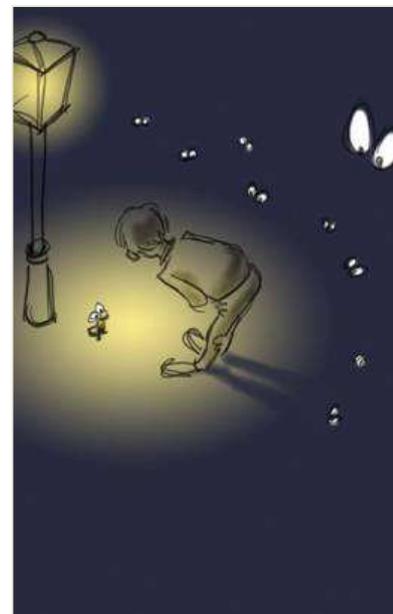
L'eau est très contrôlée, qu'il s'agisse d'eaux brutes ou destinée à l'alimentation en eau potable. En termes de qualité chimique, c'est à la fois le produit de consommation et le compartiment environnemental qui bénéficie du plus grand nombre de normes de qualité (xxxx à vérifier et préciser xxx). Et les principes de définition de ces normes sont très protecteurs, fixés sur les niveaux de concentration assurant l'absence d'effets, compte tenu des connaissances disponibles (principe du pire cas) (EC, 2011).

A ce titre, le domaine de l'eau fait figure de fer de lance dans la prise en compte des substances dans l'environnement : multiples contrôles de qualité, valeurs de référence pour qualifier l'état, plans de gestion intégrant des mesures de réduction des émissions.

La démarche réglementée par la directive cadre, avec ses deux directives filles spécifiques aux substances, permet de porter un effort particulier sur les 53 substances considérées comme prioritaires au niveau européen (cf. annexe). Elles définissent l'état chimique des eaux, avec un objectif de respect des normes de qualité environnementales (NQE) qui protègent la santé humaine et l'environnement.

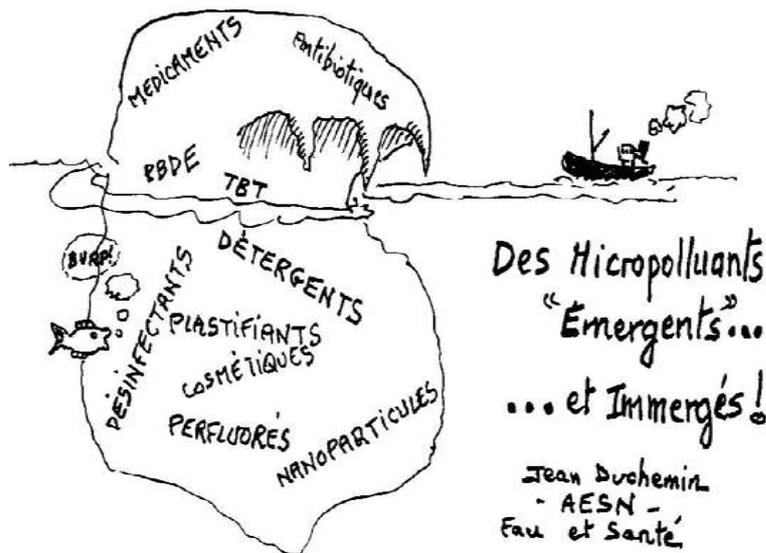
Pour autant, si ce développement récent (2008) des NQE est une avancée très significative en matière de gestion de l'environnement pour le cas des micropolluants, il ne doit pas masquer le manque de connaissances qui existe encore dans ce domaine (Chevreuil *et al.*, 2009). En ne portant l'effort que sur ce qui est éclairé par la réglementation, il est important d'éviter le syndrome du lampadaire<sup>1</sup> et d'ignorer les zones non éclairées : le danger lié aux contaminations ne se limite pas à ce qui est connu et encadré par des valeurs de références.

La question des substances est une problématique où la production de connaissance reste une dimension cruciale pour poser les enjeux et dimensionner les degrés d'effort, tant elle est complexe et en retard permanent : avec moins d'un millier de molécules recherchées dans les contrôles, c'est à peine 0,1% de ce qui existe qui bénéficie d'un bilan même parcellaire de contamination : nous ne voyons que la partie émergée de l'iceberg (Duchemin, 2012).



---

<sup>1</sup> Syndrome du lampadaire : parabole de l'ivrogne cherchant la nuit sa clé sous le réverbère, moins par conviction de l'avoir perdue là que parce que c'est le seul endroit où il fait clair (Le Moigne, 1999).



Par ailleurs, les sources de pollution par des substances sont nombreuses et partout présentes : elles concernent aussi bien les rejets de ménages, les activités agricoles, les gestions d'infrastructures, les activités artisanales ou les industries. De fait pour réduire ces contaminations, il est nécessaire d'envisager une multitude de voies d'action, sollicitant l'ensemble de ces champs d'activité (Agence de l'eau Seine-Normandie, 2008).

La diversité des interlocuteurs à mobiliser et des types d'ingénierie à mettre en œuvre rend ce chantier complexe, d'autant que la pollution toxique est une pollution « masquée », dont les effets ne sont parfois révélés qu'après des années, par exemple du fait de leur accumulation dans les milieux aquatiques ou de nouvelles capacités à mettre en évidence ces impacts (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 2003).

A cela s'ajoute le fait qu'il s'agit d'une pollution « invisible » : les sociologues de la Zone Atelier Bassin du Rhône (ZABR) ont observé que la perception des pollutions se fait généralement de manière sensitive (la couleur et aspect de l'eau, l'odeur, la mortalité des poissons, les déchets visuels) et le cas des substances s'inscrit de manière radicalement différente par l'absence de signes sensibles de la pollution (Armani *et al.*, 2012). Faute d'indicateur, les usagers ou les gestionnaires sont dérouterés. Ils dépendent d'un « tiers instruit », le scientifique, pour connaître la présence et les effets du produit. Or si les scientifiques et techniciens gestionnaires raisonnent en termes de risque, il semble que les usagers raisonnent en termes de danger : les « normes » de la majorité des populations « profanes », sont basées sur des indices de pureté et de présence, ce qui de plus alimente un sentiment d'anxiété plus ou moins aiguë et conscient.

## I. Enjeux

Face à cette complexité et aux difficultés techniques et scientifiques pour produire la connaissance à la hauteur de l'enjeu, il a été nécessaire de structurer la façon d'aborder la problématique des substances dans les eaux.

### *Une problématique « jeune et en pleine croissance »*

Historiquement et en premier lieu, les réglementations se sont attachées à **limiter l'exposition des milieux et des consommateurs**. C'est dans un premier temps la capacité à distinguer un produit qui contient des substances toxiques de ceux qui n'en ont pas, avec la directive n° 67/548/CEE du 27/06/67 concernant la classification et l'étiquetage des substances dangereuses (EC, 1967). C'est également l'émergence en 1975 puis en 1980 des directives pour la protection du consommateur d'eau potable (EC, 1975 ; EC, 1980) qui intègrent quelques substances, mais en considérant plutôt des familles chimiques. Pour la consommation de poissons ou de coquillages, des valeurs seuils sont produites au niveau national en réponse à des situations particulièrement problématiques (cas des PCB dans les années 80) mais n'intègrent les directives européennes que dans les années 90. (xxx à vérifier xxx). Sur les rejets, la directive de 1976 sur les substances dangereuses déversées dans les milieux aquatiques a marqué une étape importante en affichant deux visées complémentaires : une réduction globale des rejets et l'identification de premières substances dites prioritaires pour l'action de réduction.

Toutefois, et comme souvent, la directive se voulait un outil incitatif mais dans les années 80 les bases scientifiques n'étaient pas toutes suffisamment établies et les acteurs concernés ont été confrontés à des difficultés avant tout techniques : capacité analytique limitée dans les années 70-80, difficulté à caractériser les risques face à une multiplicité de substances... (Lascombe *et al.*, 2008). La transposition au niveau national de la directive 76/464/CEE a fixé par décret des normes relatives aux rejets mais la Commission européenne avait adressé une mise en demeure du 9 juillet 2004 dans laquelle elle critique notamment l'absence d'un instrument juridique contraignant pour les normes de qualité dans les milieux aquatiques. La réponse de la France a été la mise en œuvre en 2005 d'un plan national d'action pour la réduction des substances (le PNAR) qui a fixé les premières normes de qualité européennes, avant même celles fixées pour l'état chimique par l'Europe, en 2008.

Le second axe de travail pour appréhender ces substances porte quant à lui sur **les objectifs de qualité pour le milieu** : notion de bon état chimique (directive DCE 2000/60/CE) et normes de qualité environnementales (PNAR, directive fille substances 2008/105/CE). C'est une réponse à la nécessité d'évaluer les risques associés à ces contaminations dans les milieux aquatiques : Les concepts sont très récents, formulés dans les années 90, en particulier par l'ouvrage fondateur de Glenn Suter « Ecological Risk Assessment » (Suter, XXXX). Le principe est d'estimer la concentration dangereuse pour les organismes aquatiques, déterminée sur la base d'essais de laboratoire sur quelques

espèces, et définir des concentrations « sans effet prévisibles » en ajoutant des facteurs de sécurité pour compenser le manque de connaissance. Ces valeurs de **danger** sont confrontées à l'**exposition**, en l'occurrence le niveau de contamination. La comparaison des deux définit un risque si l'exposition est supérieure au danger.

$$\text{Risque} = \text{danger} \times \text{exposition}$$

Les objectifs de qualité des milieux se déclinent donc substance par substance et correspondent à la valeur la plus basse du danger connu (concentration sans effet prévisible).

Cette approche est très encadrée par les textes réglementaires. Elle est ambitieuse en ce sens qu'elle vise à protéger l'homme et l'environnement en visant des concentrations environnementales inférieures aux effets connus. Sa limite est de ne porter l'effort que sur quelques dizaines de substances pour lesquelles l'ensemble de la chaîne suivante peut être déclinée :

- Substance jugée prioritaire : analyse multi-critères de niveau national (Onema-ministère en charge de l'écologie) et/ou européen (Commission européenne → directives fille)
- Fixation d'une norme de qualité environnementale (NQE) : données expérimentales d'écotoxicité (experts scientifiques)
- Bilan de l'état des milieux : données de surveillance ou de contrôle (agences de l'eau, ARS, DGAL)
- Inventaire des rejets à l'origine de la contamination : données de rejets, émissions et pertes (DREAL, agences de l'eau, Onema)
- Définition et mise en œuvre de mesures de réduction des rejets, émissions et pertes (DREAL, SDAGE).

Pour les centaines d'autres substances, c'est la réponse environnementale qui motive les actions de réduction des rejets en substances et en l'occurrence une situation de dégradation liée à l'impact des pressions. C'est l'approche classiquement utilisée pour élaborer et mettre en œuvre les plans de gestion des eaux, basée sur les **liens entre pressions et impacts** (cf. encart ci-dessous).

Ils posent les principes d'identification des masses d'eau à risque de ne pas atteindre les objectifs environnementaux pour l'état des lieux (RNAOE) (Comité de Bassin Rhône-Méditerranée, 2013).

Ils sont également la base pour identifier les leviers mobilisés dans les programmes de mesures (PDM).

Ainsi, sur cette dimension spécifique, et en complément de l'approche risque évoquée précédemment, l'enjeu consiste à réduire les pressions de manière à satisfaire aux objectifs environnementaux suivants :

- l'atteinte du bon état écologique, en garantissant le respect des NQE pour les polluants spécifiques listés selon une approche risque et en réduisant la contamination des milieux par toute substance pouvant induire des effets écotoxiques, y compris les substances jugées non prioritaires au niveau national ou européen,
- garantir une qualité environnementale qui préserve la ressource en eau potable ou en organismes consommables (poissons, fruits de mer),

- induire une tendance évolutive à la baisse des concentrations environnementales dans les compartiments qui accumulent, en premier lieu les sédiments, mais également le biote et les aquifères,
- induire une tendance évolutive à la baisse des flux d'apports fluviaux du continent à la mer.

*Les principes dominants de la DCE pour l'atteinte des objectifs de bon état s'intègrent dans le cadre conceptuel du modèle DPSIR (« Driving forces – Pressures – State - Impacts – Responses », soit « Forces motrices – Pressions – Etat – Impacts – Réponses »). L'objectif d'état est défini selon l'impact qu'il induit sur les milieux aquatiques, à savoir un écart sensible aux conditions de référence.*

*Pour les substances, une nuance est introduite, inspirée par les approches santé-environnement qui utilisent un modèle de type DPSEEA, développé par l'OMS : forces motrices – pression – état – exposition – effet - action. D'après Gentry-Shields et Bartam (2014), le modèle DPSIR ne convient pas à l'approche santé environnement car il est nécessaire de distinguer les variables d'exposition et d'état dans la chaîne de causalité. La notion d'impact peut alors être remplacée par une analyse « dose-réponse » qui définit l'exposition acceptable. En l'occurrence il s'agit de la concentration sans effets prévisibles (Corvalan et al., 1999).*

***Il en résulte que pour les substances incluses dans les réglementations, le degré d'effort à engager sur les pressions n'est pas fonction des impacts, mais des expositions acceptables.***

## **II. Quel niveau de contamination des milieux aquatiques ?**

### **II.1. Plus on cherche, plus on trouve.**

La qualité de l'eau devient une préoccupation dès le 19<sup>ème</sup> siècle avec le développement des villes, des industries et de leurs déchets. Les problèmes sanitaires recensés provoquent le début de la surveillance de la qualité de l'eau, que ce soit l'eau du milieu ou l'eau qui va être consommée, et la naissance de la première loi sur l'eau française le 8 avril 1898.

Dans les années 60, toujours avec l'accroissement des villes et des industries, la dégradation de la qualité de l'eau devient une « réalité observable » dans les rivières françaises. C'est donc pour lutter contre les pollutions que la loi sur l'eau du 16 décembre 1964, voit le jour. L'article 3 de la loi de 1964 a fait du suivi de la qualité des eaux continentales une obligation légale, avec la mise en place d'un inventaire pour établir le degré de pollution des eaux superficielles (cours d'eau, canaux, lacs et étangs), ainsi que l'établissement d'objectifs d'amélioration de la qualité.

Sur les bassins Rhône-Méditerranée et Corse, les réseaux de suivi de la qualité des milieux, tout d'abord réservés aux cours d'eau, ne comptaient qu'une cinquantaine de stations en 1971 ciblées sur les zones les plus polluées. Aujourd'hui, les réseaux mis en place dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau comptent 850 stations réparties sur des secteurs jugés dégradés et non dégradés. Pour les eaux souterraines, le suivi de la qualité n'a commencé à être organisé qu'en 1987. Le nombre de stations suivies est passé de 50 à plus de 500. Pour les plans d'eau, le suivi dans le cadre de ces réseaux a débuté en 2007, avec le suivi de 74 plans d'eau.

La figure 1, ci-dessous, montre qu'au début le suivi de la qualité des cours d'eau s'est focalisé sur la physico-chimie dont le nombre de paramètres associés a très peu varié dans le temps (65 au maximum). Les premiers éléments mis en cause dans les cours d'eau et donc surveillés furent les matières en suspension, puis vinrent les matières organiques, les matières azotées et phosphorées, et enfin l'eutrophisation.

Les micropolluants sont progressivement intégrés dans les suivis, en premier lieu des métaux, surtout le plomb, le cadmium et le mercure, également des composés chlorés volatils (COHV) comme le tétrachloréthène, le chloroforme et le tétrachlorure de carbone. Viennent ensuite les chlorophénols, les HAP, les PCB, les phytosanitaires.

Le nombre de paramètres suivis a donc fortement augmenté dans les années 90. De quelques paramètres physicochimiques suivis dans les années 70, c'est aujourd'hui plus de 800 paramètres qui

sont analysés, avec des limites de quantification toujours plus basses, permettant de détecter les contaminations de l'eau. Tous milieux confondus, ce sont maintenant plus de 3 millions d'analyses qui sont réalisées chaque année pour évaluer l'état des cours d'eau, plans d'eau et eaux souterraines. (Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, 2013)

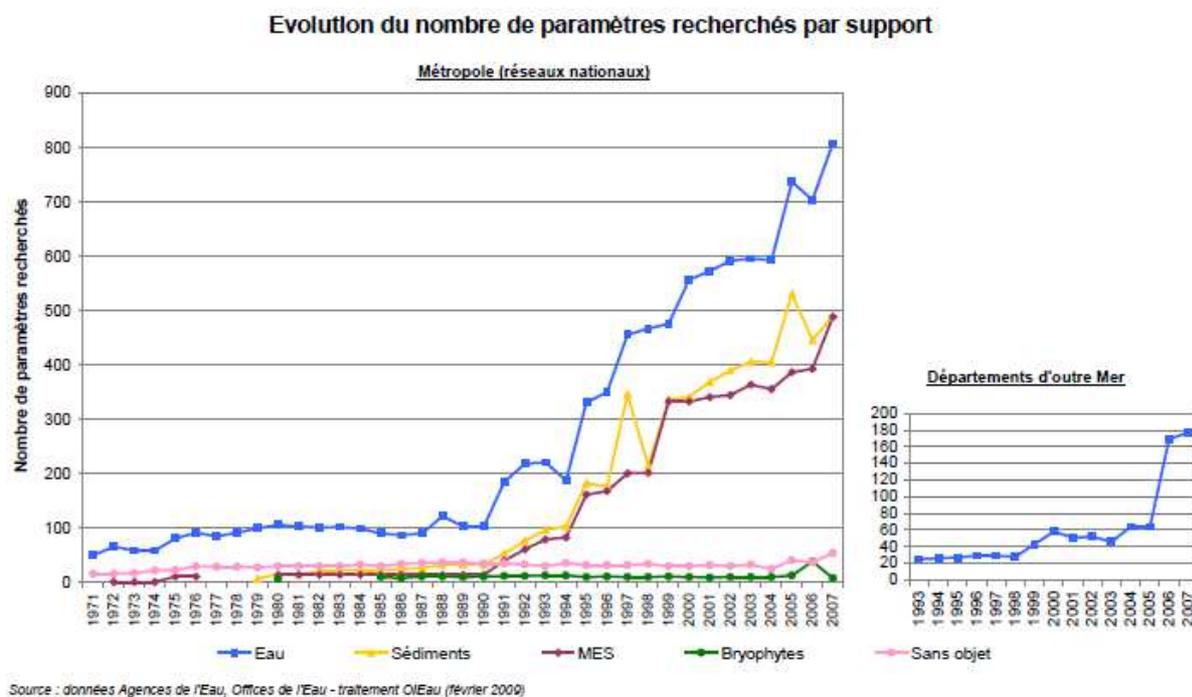


Figure 1 – évolution du nombre de paramètres recherchés par support : analyse niveau national effectuée par Laronde et Petit (2010) - Le support indiqué « Sans objet » correspond aux paramètres environnementaux (débit, température de l'air, pression atmosphérique, ...).

En termes de bilan de contamination, tiré sur la base des données de cette surveillance régulière, ce sont plus de 800 substances qui ont été retrouvées au moins une fois dans les cours d'eau français sur la période 2007-2009, plus de 550 molécules en ce qui concerne les eaux souterraines (Dubois et Lacouture, 2011).

Au niveau des bassins Rhône-Méditerranée et Corse, les suivis effectués sur les années 2008 à 2011 révèlent la présence de substances sur la totalité des stations de surveillance (Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, 2012 ; Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, 2013).

La présence des substances dans les milieux est donc indéniable, voir incontournable dans la mesure où certains contaminants considérés dans ces suivis et ces bilans peuvent avoir une origine essentiellement tellurique et naturelle, en l'occurrence les métaux.

Le constat de présence ne peut pas suffire pour diagnostiquer la dégradation de l'état chimique des milieux. Nécessairement, ces bilans doivent être passés au crible d'une part du risque associé à ces concentrations, d'autre part des pressions polluantes anthropiques qu'ils reflètent.

De l'analyse globale des données de contamination, il ressort trois niveaux de lecture qui dominent :

- Les résidus de produits phytosanitaires sont largement présents.

- Certaines familles de contaminants sont présentes un peu partout, empreinte d'une activité anthropique globalement impactante.
- des secteurs « points noirs » marqués par des rejets d'activités polluantes.

Il est nécessaire de distinguer ces trois niveaux de lecture car les voies d'entrée de ces polluants dans l'environnement sont différentes et le modèle de pression-impact ne répond pas aux mêmes vecteurs. La réponse à apporter n'est pas du même ordre pour ce qui est des mesures de réduction des rejets, émissions et pertes.

## **II.2. Les pesticides sont toujours aussi présents dans les eaux naturelles.**

Au niveau national, la synthèse des suivis 2007-2009 (Dubois et Lacouture, 2011) réalisée par le commissariat général au développement durable (CGDD) révèle une contamination quasi généralisée. En effet, des pesticides ont été détectés sur 92% des 2898 stations suivies sur cours d'eau (DOM compris), 75% des plans d'eau (204 points de mesure) et 70% des eaux souterraines (2321 points de mesure).

Toujours d'après ce bilan national, la concentration totale de pesticides mesurée dépasse 0,1µg/l en moyenne annuelle sur 51% des stations de surveillance. Pour 21%, la concentration totale dépasse 0,5 µg/l.

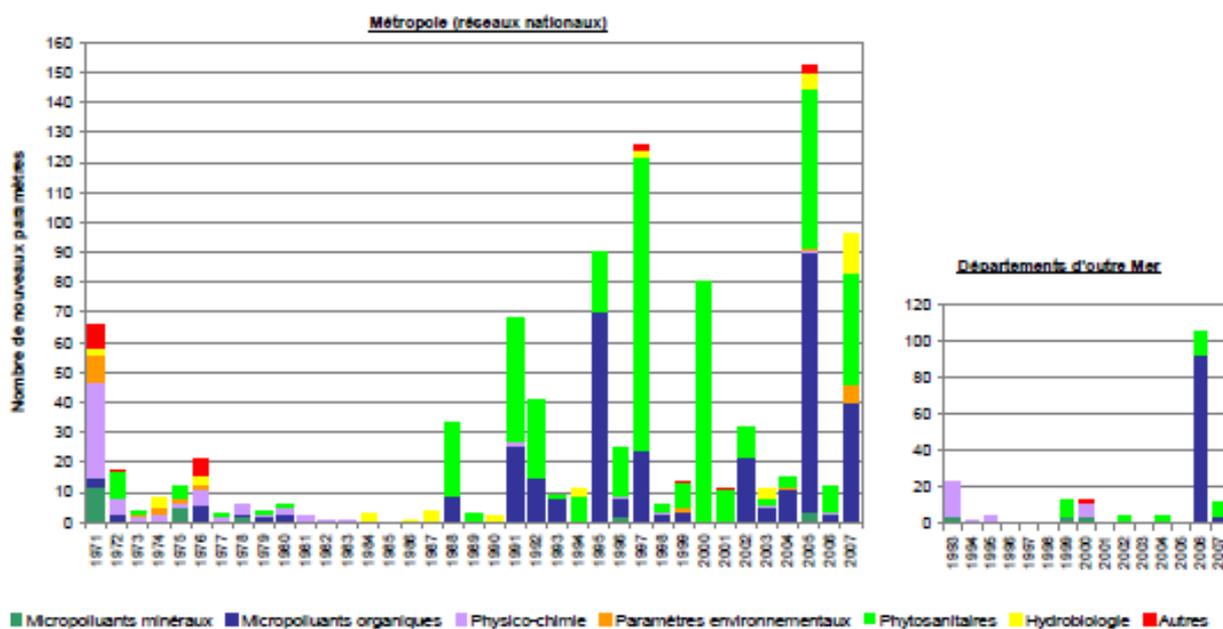
La surveillance menée sur les bassins Rhône-Méditerranée et Corse amène au même constat. Les bilans de l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse sur les mesures de surveillance rapportent qu'en 2011 94% des stations cours d'eau présentaient au moins une matière active phytosanitaire. La proportion était de 95% en 2012 (311 stations de mesure). Pour 10% d'entre elles, c'est plus d'une dizaine de substances qui sont mesurées dans l'eau brute (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 2012, 2013).

Pour les eaux souterraines, c'est 83% des stations de mesures en 2011 et 75% en 2012 qui présentent au moins une substance phytosanitaire dans les analyses effectuées.

Dans certains secteurs les concentrations peuvent être très élevées, avec plusieurs microgrammes par litre. Des niveaux de concentration préoccupants ont été mesurés sur 5 stations cours d'eau où la concentration en glyphosate, en AMPA (son métabolite) ou en diuron se situe entre 12 et 18,5 µg/l. (Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, 2012 ; Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, 2013)

La problématique des résidus de produits phytosanitaires était la principale motivation de l'effort de surveillance des substances porté dans les années 90 (cf. figure 2).

## Evolution du nombre de nouveaux paramètres suivis par groupe de paramètres



Source : données Agences de l'Eau, Offices de l'Eau - traitement O'Eau (Mvrier 2009)

Figure 2 : évolution du nombre de nouveaux paramètres suivis par groupe de paramètres entre 1971 et 2007 (Laronde et Petit, 2010)

Des programmes d'action ont été engagés depuis la fin des années 90 :

- Juillet 1996 : circulaire du ministère en charge de l'environnement pour que soient mis en place des groupes régionaux d'action contre les phytosanitaires (GRAP),
- Aout 2000 : Plan phyto – programme de réduction des pollutions par les phytosanitaires,
- Juin 2006 : plan interministériel de réduction des risques liés aux pesticides – PIRRP,
- Fin 2007 : Ecophyto 2018

Après plus de 15 années d'actions en faveur de la réduction des pollutions par les phytosanitaires, si certaines substances régressent suite à leur interdiction (atrazine, simazine,...), il faut reconnaître que le niveau de contamination n'a pas évolué de manière notable (cf. figure 3).

**Les pollutions par les pesticides restent un enjeu majeur parmi les substances qui contaminent les milieux aquatiques.**

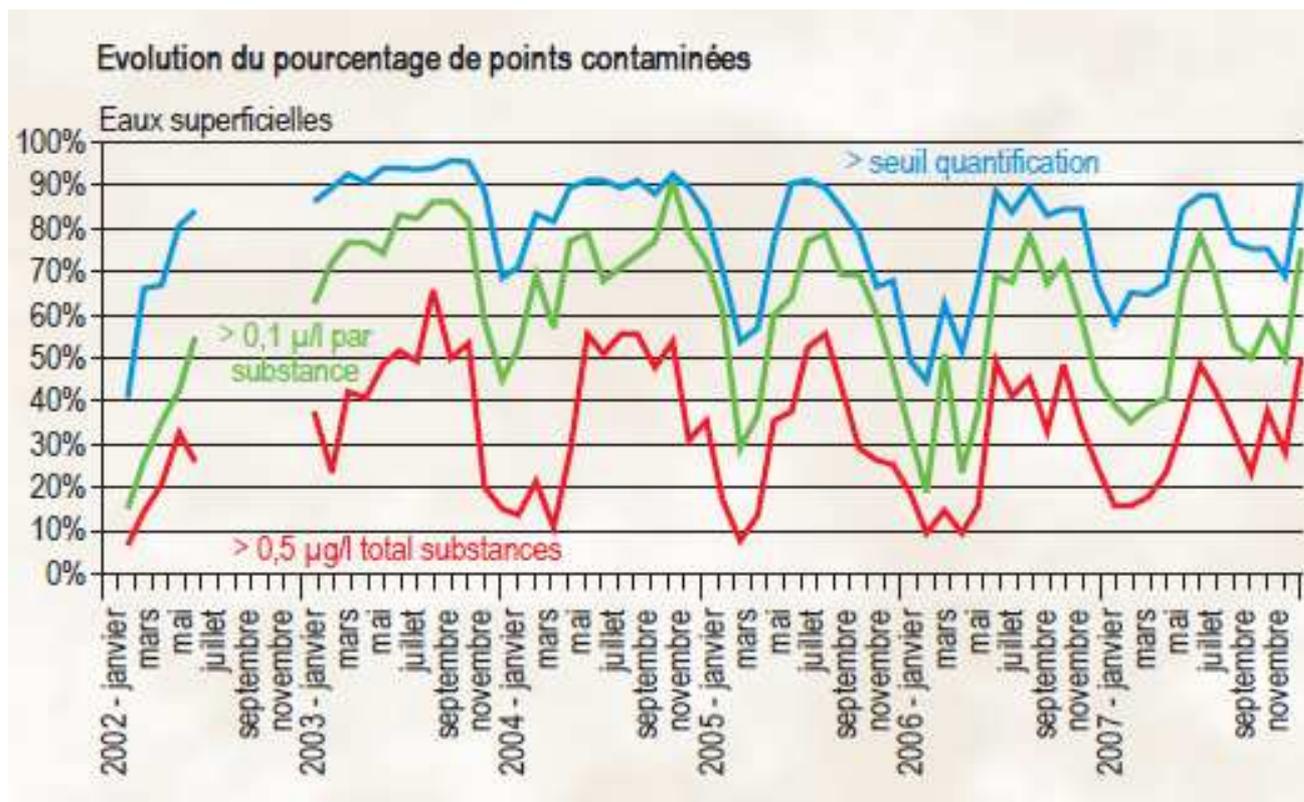


Figure 3 – évolution du pourcentage de points de suivi contaminés par des phytosanitaires sur les bassins Rhône-Méditerranée et Corse (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 2008)

### II.3. Quasiment omniprésentes dans l'environnement, certaines substances deviennent ubiquistes dans les milieux aquatiques

Qu'il s'agisse des rapports annuels de l'agence de l'eau sur les bilans de la qualité des eaux naturelles ou du travail de bilan national 2007-2009 du commissariat général au développement durable, l'exploitation des données de surveillance des substances dans les milieux aquatiques met en évidence que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont massivement quantifiés dans les cours d'eau métropolitains, ainsi que les retardateurs de flamme de type PBDE et les PCB dans les sédiments (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 2013 ; Dubois et Lacouture, 2011).

Ce constat mis en évidence depuis le développement de la surveillance des substances dans les années 90 interpellait sur la nature des rejets à l'origine des polluants concernés : les zones contaminées n'étant pas particulièrement en aval de sources polluantes identifiées, quelle devait être la démarche face à des contaminations de ce type ? Distinguer la part anthropique résiduelle ? Engager des campagnes d'investigation des rejets non recensés ? Ou admettre l'existence d'une imprégnation très large des milieux aquatiques ?

La Commission européenne a fourni des éléments de cadrage sur ce point avec sa directive fille 2013/0298/CE du 2 juillet 2013 en reconnaissant en paragraphe 21 le caractère ubiquiste de certaines substances qui sont de fait susceptibles d'être détectées pendant des décennies dans l'environnement aquatique, y compris à des concentrations qui pourraient présenter un risque

significatif, même si des mesures rigoureuses visant à réduire ou éliminer leurs émissions ont déjà été prises (EC, 2013).

Ces substances sont précisément identifiées par leur numéro CAS dans la liste des substances prioritaires de la directive cadre sur l'eau. Il s'agit :

- des retardateurs de flammes diphényléthers bromés et de l'hexabromocyclododécane,
- du mercure et de ses composés, très largement présents dans la chair des poissons d'eau douce,
- des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), dont l'origine est majoritairement diffuse et atmosphérique (combustion des matières fossiles pour la production d'énergie, chauffage, transport...),
- des composés du tributylétain, agents biocides utilisés pour le traitement du papier, du bois et des textiles industriels et d'ameublement ou dans des peintures pour coques de navires,
- de certains composés perfluorés, en particulier les PFOS, utilisés d'après l'Anses (2011) dans plus de 200 applications industrielles et domestiques (imperméabilisation de textiles, cuir et emballages, mousses anti-incendie, industrie électronique, synthèse de polymères fluorés,...),
- des dioxines et composés de type dioxine formés lors de combustions incomplètes de divers dérivés aromatiques chlorés, notamment l'incinération de déchets qu'ils soient ménagers ou industriels,
- des PCB de type dioxine (PCB-DL),
- de l'heptachlore, insecticide organochloré dont la production, la mise sur le marché ou l'utilisation sont maintenant complètement prohibées dans l'Union Européenne depuis 2004.

Le caractère ubiquiste de ces substances est très bien illustré par le bilan de l'état de contamination des bassins Rhône-Méditerranée et Corse présenté par l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse (2012, 2013) ou le bilan national 2007-2009 produit en 2011 par le CGDD (Dubois et Lacouture, 2011) :

- 99% des sites de surveillance des bassins Rhône-Méditerranée et Corse sont contaminés par les HAP en 2011 ; 97% en 2010. C'est essentiellement dans les sédiments que sont retrouvées ces substances, en particulier le benzo(a)pyrène. Le taux de quantification se situe entre 70 et 85% pour 9 composés de la famille des HAP, d'après les bilans nationaux réalisés.
- Près de la moitié des 520 stations suivies en 2010 présente des traces de contamination par les PCB dans les sédiments des bassins Rhône-Méditerranée et Corse, héritage d'une pollution souvent diffuse et de la remobilisation de sédiments anciennement contaminés (Desmet *et al.*, 2010). Le bilan national présente une proportion du même ordre de grandeur.
- Les métaux sont présents dans la totalité des cours d'eau, avec pour une majorité d'entre eux une origine naturelle tellurique. Les plus fréquemment quantifiés dans l'eau sont l'aluminium, le baryum, le manganèse ou le fer (plus de 80% de quantification d'après le bilan national 2007-2009). Plus spécifiquement pour le mercure, l'imprégnation est générale : lors du plan national d'action PCB piloté par l'Onema, la totalité des poissons analysés présentait des teneurs en mercure supérieures à la norme de qualité environnementale de 0,02µg/g (Mathieu et Babut, 2012). Ce constat est lié au fait que cet élément existe naturellement dans l'écorce terrestre et l'activité humaine a accru la présence dans l'environnement, notamment du fait de sa volatilité exceptionnuellement forte pour un élément d'une telle masse atomique.
- L'étude de la contamination des poissons d'eau douce par les contaminants persistants que sont les PCB, PBDE, PFC et métaux réalisée en 2008-2010 par Babut *et al.* (2011) sur le bassin Rhône-Méditerranée a mis en évidence une contamination généralisée des poissons par les retardateurs de flamme PBDE (100% des 93 sites étudiés). Ceci s'explique par une imprégnation globale des milieux par ces composés persistants : plus de 40% des analyses effectuées entre

2007 et 2009 au niveau national présentent des PBDE (Dubois et Lacouture, 2011), pour l'essentiel dans les sédiments.

- Concernant les perfluorés (PFC), des analyses sur poissons révèlent la présence de PFOS dans quasiment la totalité des sites étudiés (Babut *et al.*, 2011). La campagne d'occurrence des composés alkyls perfluorés menée par l'ANSES en 2009 sur les eaux destinées à la consommation humaine fait ressortir une proportion de 25% des échantillons d'eau brute présentant une teneur en PFC supérieure à la limite de quantification (Anses, 2011).
- Concernant les dioxines et furanes, le bilan national réalisé par Dubois et Lacouture (2011) met en évidence un taux de quantification dans les sédiments des cours d'eau de 94% (364 stations des bassins Artois-Picardie et Loire-Bretagne, pas de données ailleurs).

Ce tour d'horizon des ces quelques familles de substances met en évidence la présence de contaminations à caractère ubiquiste. Elles sont le reflet de l'empreinte anthropique sur l'environnement, au travers des multiples vecteurs de pollution des eaux : voie atmosphérique, lessivage des sols et surfaces imperméabilisées, héritages de pollutions passées, stockées dans les sédiments pour des polluants persistants, fond géochimique naturel dont les apports peuvent être aggravés par l'action de l'homme, exploitations minières notamment (Soleille et Brignon, 2006 ; Martinez et Sureau, 2006)

Les milieux aquatiques sont un réceptacle de cet ensemble de contaminants, dont la signature peut être observée y compris dans des secteurs de référence en termes de qualité écologique.

Le constat de présence de ces substances ne suffit donc pas à diagnostiquer une pollution et envisager une action sur d'éventuels rejets sources. Il est nécessaire de passer ces bilans au crible d'une part de la notion de risque – les concentrations observées dépassent-elles les niveaux de danger pour l'homme ou l'environnement ? – d'autre part du lien pression-impact : les concentrations observées sont-elles anormalement élevées au-delà des niveaux d'imprégnation moyens observés par ailleurs, sous l'effet d'un ou plusieurs rejets ?

## **II.4. Des secteurs de fortes activités anthropiques signent des contaminations singulières**

Dans le bassin Rhône-Méditerranée, les bilans de surveillance révèlent des secteurs particulièrement contaminés, au-delà d'un fond d'imprégnation tel que décrit précédemment. Il s'agit de secteurs réellement sous influence de rejets ponctuels ou diffus, sur lesquels plus d'une centaine de substances différentes peuvent être mesurées sur une station de suivi, généralement avec quelques niveaux de concentration anormalement élevés au regard des niveaux moyens de concentration (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 2012, 2013).

Ces secteurs bien identifiables au regard des bilans de surveillance expriment les liens entre des facteurs de pressions et les impacts environnementaux.

Ainsi, dans le secteur de forte densité d'activité viticole en Beaujolais et Bourgogne, les mesures réalisées mettent en évidence de nombreux pesticides. Parfois plusieurs dizaines comme sur la Saône à l'entrée de Lyon (une cinquantaine de substances actives).

En aval de plateformes chimiques, ce sont des substances très spécifiques qui sont mesurées dans l'eau ou les sédiments sur les stations de surveillance suivies en aval. Ce sont généralement des composés dérivés du chlore ou du benzène qui signent cet impact de rejets d'origine industrielle :

- sur la nappe interfluve du Doubs et de la Saône et sur la Saône elle-même en aval du site de Tavaux (39),
- sur la nappe du Rhône en aval du couloir de la chimie au sud de Lyon,
- sur le Rhône sous influence de la plateforme des Roches à Péage de Roussillon
- Dans les cas du Drac sous influence de la plateforme chimique du Pont-de-Claix et de Jarrie (38) et la Durance, ainsi que sa nappe, en aval du site chimique de Château-Arnoux-Saint-Auban (04), il s'agit réellement de cocktails avec plus d'une vingtaine de dérivés du chlore mesurés.

D'autres cours d'eau, de taille plus modeste et donc présentant une moindre capacité de dilution, traduisent l'impact conjugué d'une forte densité de population associée à une activité industrielle concentrée : le Gier à Givors (69), l'Huveaune à Marseille (13), le Tillet à Aix-les-Bains (74) en sont quelques exemples.

Plus globalement, le Rhône, en collecteur des flux de ses différents affluents et de rejets urbains ou industriels directs, présente également un cocktail de substances révélateur des activités anthropiques diverses qui alimentent cette pollution.

Ainsi donc, quelques tronçons de cours d'eau et secteurs de nappe marquent l'impact de rejets ponctuels selon une logique de « points noirs ». S'ils ont évolué au bénéfice d'actions engagées depuis les années 90, des secteurs cibles jugés prioritaires pour la lutte contre les toxiques avaient ainsi été identifiés dès le premier SDAGE de 1996 dans sa carte 4 du volume 3 (Comité de Bassin Rhône Méditerranée Corse, 1996), repris par le Panoramique 2000 (Comité de Bassin Rhône Méditerranée Corse, 2000), puis le Panoramique 2002 (Comité de Bassin Rhône Méditerranée Corse, 2002) et enfin la note technique SDAGE n°7 (SDAGE Rhône Méditerranée Corse, 2003). Il est indéniable qu'ils présentent une signature essentiellement industrielle, mais l'élargissement des inventaires de substances menés dans les milieux et les rejets de stations urbaines vient préciser les contributions éventuelles des rejets urbains ou agricoles.

### ***Incidences clé...***

- *La capacité à porter un diagnostic sur la contamination des milieux aquatiques par les substances est relativement récente (environ 20 ans) et elle a très vite évolué. Plus l'éventail des molécules recherchées s'élargit, plus le bilan semble s'aggraver, d'autant que conjointement les performances analytiques s'améliorent (diminution des limites de quantification). Pour autant, cette extension du champ de visibilité sur les substances a surtout consolidé les premiers éléments de constat sur la pollution diffuse par les pesticides et les impacts ponctuels d'activités industrielles, tout en ouvrant la problématique aux polluants ubiquistes et aux émergents davantage liés aux usages domestiques.*
- *Les bilans de contamination menés depuis des années semblent confirmer qu'il n'existe pas vraiment de secteur épargné par les apports de substances, qu'ils soient ponctuels ou diffus d'origine atmosphérique, ou liés aux ruissellements. Le constat de présence ne suffit donc pas pour porter un diagnostic sur la contamination. Il est nécessaire de le passer au crible de différents filtres qui sont :*

- **La gestion des risques** associés à la présence de ces substances : en raisonnant nécessairement substance par substance, interpréter les concentrations observées en les croisant aux dangers qu'elles portent (sur la base de données de référence en écotoxicologie et toxicologie). C'est l'objet de l'état chimique pour les 53 substances définies comme prioritaires au niveau européen et de l'état écologique pour les 9 substances définies au niveau français : les normes de qualité environnementales expriment le niveau de danger connu (cf. point I.).
- **La gestion des pressions** à l'origine d'impacts sur les milieux : en raisonnant cette fois par les types de pressions, caractériser les atteintes à l'intégrité des écosystèmes, au travers d'études scientifiques en chimie environnementale, en hydrobiologie ou en écotoxicologie, et fixer des niveaux de flux acceptables par le milieu ou au contraire intolérables compte tenu des impacts pressentis. Cette approche plus fonctionnelle invite à considérer les forces motrices de ces contaminations, les pressions qu'elles génèrent et les leviers d'action possible pour réduire les niveaux de pression.
- Globalement il ressort des bilans de contamination trois dimensions qui ouvrent des stratégies d'action sensiblement différentes :
  - une problématique pesticide, confirmée à travers les années, complexe à appréhender compte tenu de son caractère diffus et de la dispersion des apports ;
  - une problématique de rejets ponctuels industriels et urbains, impactant des linéaires de cours d'eau ou des secteurs de nappes en nombre limités et identifiables ;
  - une problématique de contaminants ubiquistes, signature d'une activité anthropique présentant de multiples vecteurs d'impact : héritages de pollutions passées, mise en circulation de substances volatiles, imprégnation globale de l'environnement hors eaux par les pratiques domestiques,...
- Face à ces constats, deux fronts se présentent pour les stratégies de maîtrise des pollutions par les substances :
  - les substances prioritaires aux objectifs environnementaux strictement définis (NQE, pourcentages de réduction des flux globaux) et objets du rapportage à la Commission européenne,
  - les substances dites émergentes, que la réglementation ne mentionne pas explicitement mais qui portent atteinte à la santé des écosystèmes aquatiques ou des consommateurs.

### III. Quel est l'état des milieux ? Quels sont les risques associés ?

Le constat de présence de substances dans le milieu ne suffit pas à asseoir un diagnostic sur la contamination des eaux. Il est indispensable de relativiser ces bilans au travers de la notion de danger et de la notion d'impact. C'est ce qui permet de qualifier l'état.

#### III.1. Le bon état chimique et écologique garantissent la protection de la santé humaine et de l'environnement

Les objectifs de bon état chimique et écologique des eaux, fixés par la DCE, sont définis par le non dépassement de normes de qualité environnementales (NQE) fixées pour une liste de substances prioritaires :

- Pour les eaux superficielles : 53 substances pour l'état chimique (NQE définies au niveau européen par des directives filles (EC, 2008 et 2013)) et 9 substances pour l'état écologique (NQE définies au niveau français par arrêté).
- Pour les eaux souterraines : **XXX substances définies au niveau français par arrêté.**

D'après la définition donnée en point 35 de l'article 1 de la DCE, les NQE correspondent à la concentration d'un polluant ou d'un groupe de polluants dans l'eau, les sédiments ou le biote qui ne doit pas être dépassée afin de protéger la santé humaine et l'environnement (EC, 2000).

En pratique et en application du guide européen pour la définition de normes de qualité environnementales (EC, 2011), ces valeurs seuils sont définies en fonction du danger que représente chacune des substances considérées, lequel est caractérisé par des tests d'écotoxicité standardisés réalisés sur a minima trois niveaux trophiques : les producteurs primaires (algues ou plantes aquatiques), les invertébrés vivant dans la colonne d'eau (les plus fréquents étant les Daphnies) et les sédiments et les poissons (Migné-Fouillen, 2011). Le jeu de données écotoxicologiques issues de tests menés sur des organismes aquatiques pertinents est principalement issu de bases de données, de rapports monographiques d'envergure européenne ou internationale, ou d'articles scientifiques sur des études menées en laboratoire, en mésocosmes ou sur le terrain. Les résultats d'écotoxicité à court terme sont exprimés sous forme d'EC50 (Effective Concentration), concentrations produisant 50 % d'effets sur la population, tandis que les effets sub-létaux (croissance, reproduction et comportement) observés à long terme sont exprimés sous forme de NOEC (No Observed Effect Concentration), concentration sans effet observé ou d'EC10, concentrations produisant 10 % d'effets sur la population.

La valeur objectif qui est fixée pour la NQE est la plus faible concentration de la substance sans risque pour l'environnement.

- Les NQE sont donc définies substances par substance pour les cours d'eau et pour une majorité des substances considérées pour les eaux souterraines.
- Le respect de la NQE garantit la protection de la santé humaine et de l'environnement.
- Le dépassement de la NQE (mauvais état) ne garantit plus la protection, mais ne signifie pas systématiquement d'induction d'effets toxicologiques (cf. figure 4 ci-dessous).

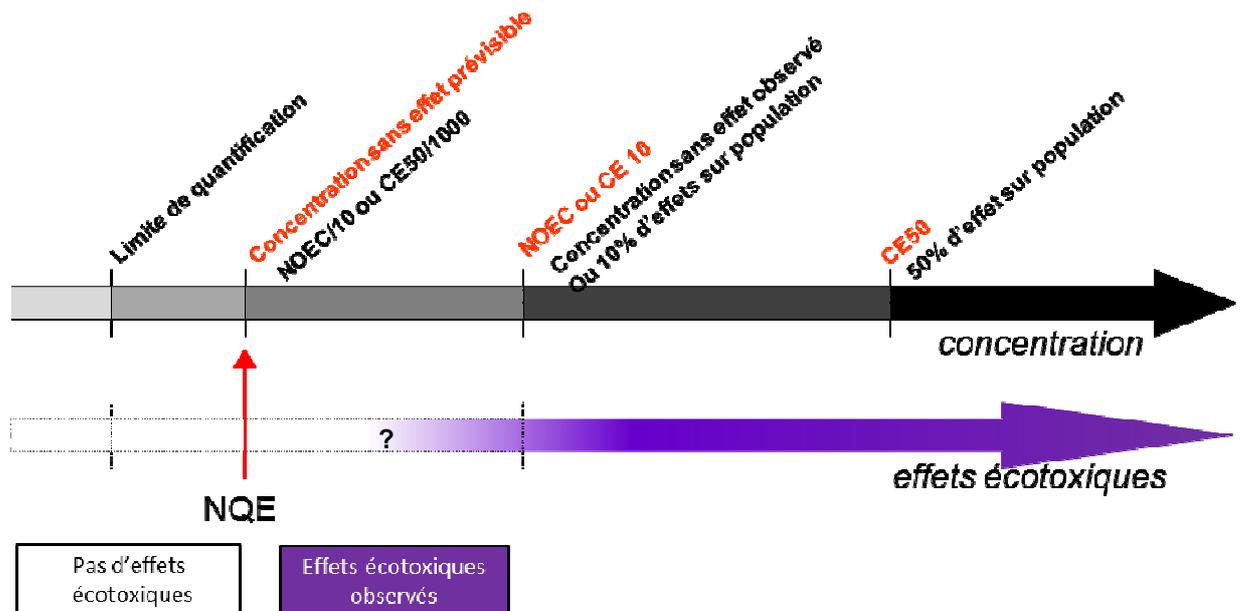


Figure 4 – schématisation du lien entre seuils de concentration et effets écotoxiques

Sur la base des surveillances réalisées pour la mise en œuvre de la DCE, des cartes d'état peuvent être régulièrement produites, exprimant le dépassement de ces valeurs seuils.

La carte ci-dessous (figure 5) illustre l'état chimique des cours d'eau, exprimé à l'échelle des stations de surveillance, les données étant exploitées conformément à l'arrêté national.

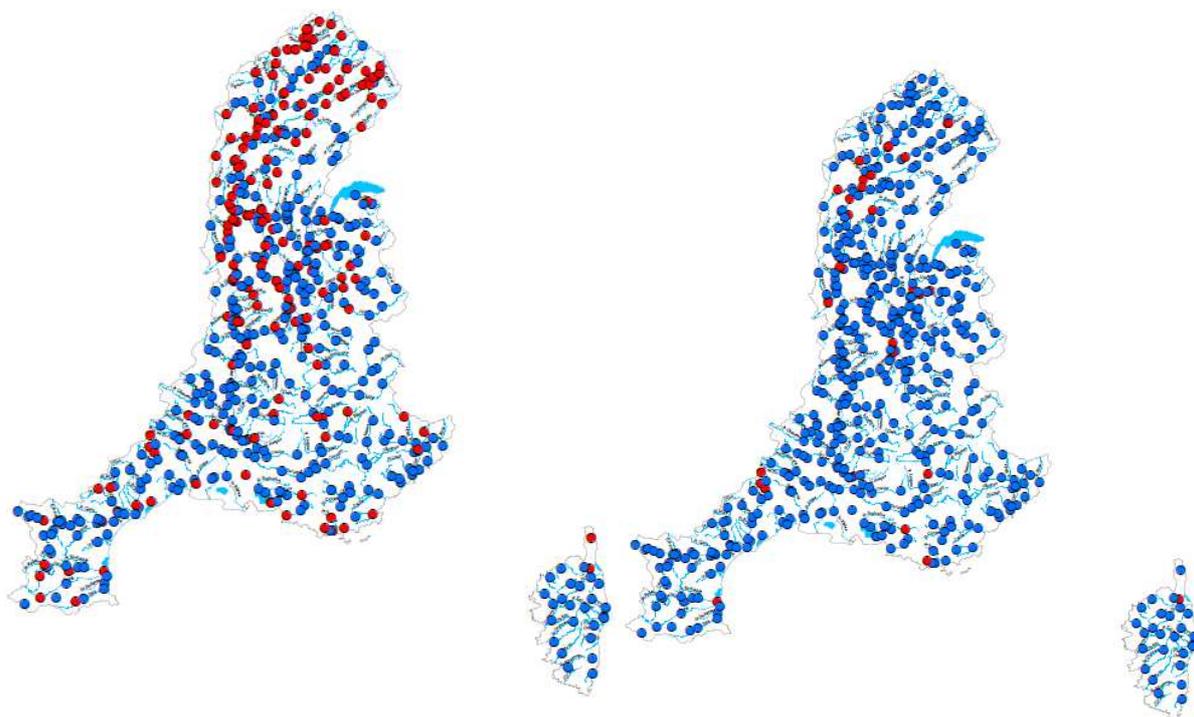


Figure 5 – cartes d'état chimique des bassins Rhône-Méditerranée et Corse, situation 2013, avec substances ubiquistes (à gauche) et sans substances ubiquistes (à droite)

#### **Incidences clés ...**

- *L'imprégnation globale de l'environnement ne permet pas d'assurer l'absence de risque, l'essentiel des dépassements de NQE étant lié à des substances considérées comme ubiquistes.*
- *Certaines stations peuvent présenter une contamination très large (plusieurs dizaines de substances présentes) et respecter les NQE pour les substances listées comme prioritaires : l'emprise de l'état chimique est limitée aux enjeux prioritaires européens. Les risques associés aux autres substances présentes ne sont pas qualifiée par cette voie.*

Ainsi donc, l'état chimique et le volet substances de l'état écologique (appelées « polluants spécifiques » dans les termes utilisés pour la DCE) permettent de porter un diagnostic de risque sur les substances jugées prioritaires, en encadrant l'ensemble du processus d'acquisition et d'interprétation des données selon une approche standardisée au niveau européen et national et donc garantissant l'objectivité du diagnostic posé.

Mais cela étant, il est nécessaire de considérer également la partie immergée de l'iceberg pour être en mesure :

- d'interpréter les risques ou effets associés à la présence des autres contaminants, dont la présence est constatée au travers des suivis (cf. partie II) mais pour lesquels il n'existe pas d'encadrement réglementaire,
- de mobiliser les connaissances scientifiques sur les polluants émergents qui ne sont pas surveillés en routine, mais dont la présence est révélée par différents travaux exploratoires,
- d'exploiter également les travaux qui étudient les dysfonctionnements de l'écosystème sous l'effet des pressions polluantes : phénomènes écotoxiques, bioaccumulation,....

Et au travers de cette analyse, il est important d'identifier quelles sont les forces motrices qui sont à l'origine de pressions portant atteinte à la protection de la santé humaine et de l'environnement.

### **III.2. Au-delà des substances prioritaires, il existe des contaminations qui portent atteinte à l'environnement**

- **Premier constat : les bilans de contamination reflètent bien des pressions anthropiques localisées de différents types et différentes intensités.**

Ainsi **la contamination par les pesticides**, caractérisée en point II, peut être liée à aux usages domestiques de jardinage, à l'entretien d'infrastructures ou des voiries, mais elle s'explique essentiellement par les apports d'activités agricoles.

Dans leur étude d'interprétation des données de surveillance de la contamination des eaux de surface par les pesticides, exploitant l'ensemble des bilans de contamination au niveau français, Gauroy *et al.* (2012) ont tout d'abord montré que le pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L de l'isoproturon, du 2,4-MCPA et du chlortoluron s'explique essentiellement par le pourcentage de surface en orge ou blé tendre (figure 6).

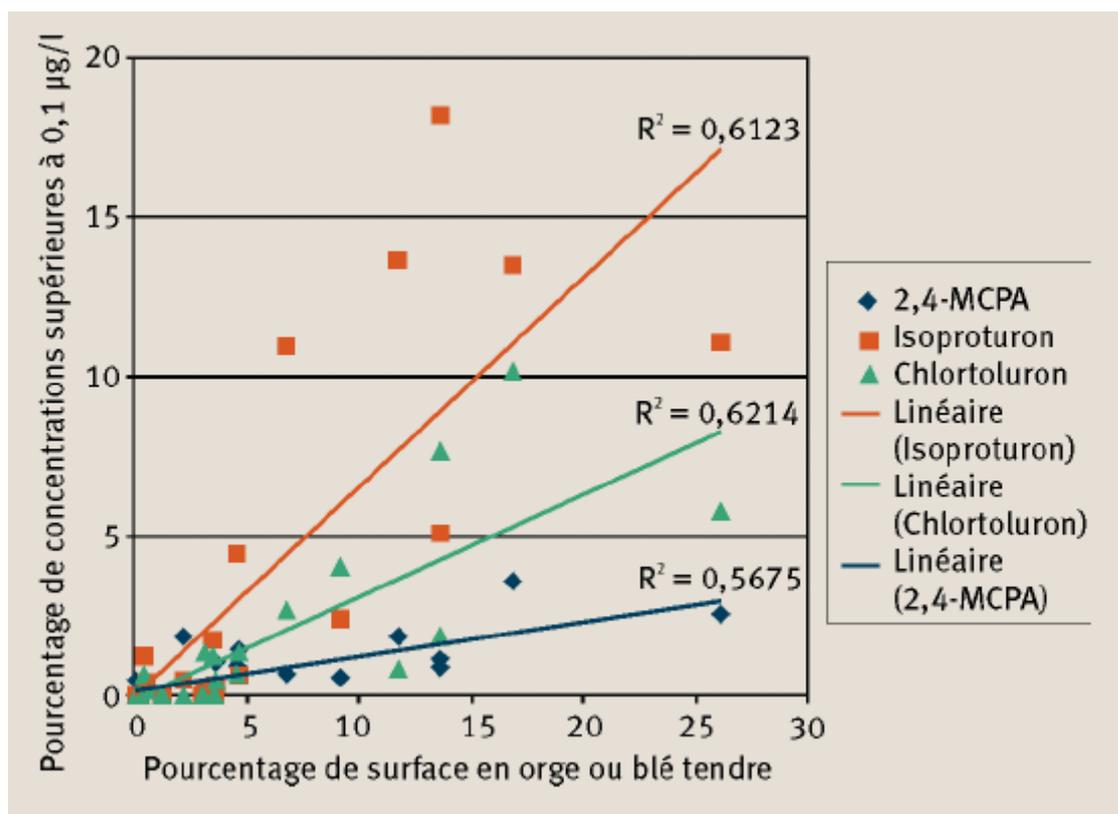


Figure 6 - Pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par HER de 1997 à 2006, pour trois molécules utilisées sur céréales, en fonction du pourcentage de surface de l'HER cultivée en orge ou blé tendre en 2000 (d'après le RGA 2000), et droites de régression linéaire correspondantes (Gauroy *et al.*, 2012).

Plus généralement, l'étude a montré par des analyses en composantes principales sur le pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par molécule, pour une sélection de 55 substances actives ou métabolites, que les contaminations sont effectivement liées à la localisation des cultures cibles.

Par ailleurs, sur les bassins Rhône-Méditerranée et Corse, les zones les plus touchées par les pesticides (concentrations totales supérieures à 5 µg/l) sont pour la plupart localisées sur des cours d'eau de petite taille ou dans des secteurs où prédominent les cultures spécialisées, notamment la viticulture et dans une moindre mesure la grande culture (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 2008).

De la même manière, pour **les autres substances organiques**, les quelques secteurs présentant des contaminations par des cocktails de substances anormalement élevés ou avec des concentrations significativement plus importantes que sur l'ensemble des autres stations se situent en aval de plateformes d'activité industrielles (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 2012, 2013).

Ce constat est renforcé par l'exploitation des inventaires de substances menés dans les rejets, pour le calcul des flux rejetés pour ces composés chlorés ou benzéniques (cf. tableau 1) : les substances de ce type sont en très grande majorité issues des rejets ICPE.

Substances	Flux moyen annuel issu des ICPE (g/an*)	Flux moyen annuel issu des STEU (g/an**)	Part des rejets industriels

Hexachlorocyclohexane	16 933	3723	82%
Hexachlorobenzène	5 764	310	95%
Hexachlorobutadiène	65 049	0	100%
Mercure (métal total)	29 125	2 745	91%
Nonylphénols	173 165	23 970	88%
Pentachlorobenzène	20 517	1 073	95%
Tétrachlorure de carbone	45 952	0	100%
Tétrachloroéthylène	617 937	350 484	64%
Trichloroéthylène	683 392	22 754	96%
1,2 dichloroéthane	2 311 657	0	100%
1,2,3 trichlorobenzène	86 026	0	100%
1,2,4 trichlorobenzène	251 030	0	100%
Benzène	401 560	0	100%
Trichlorométhane	1 293 578	297 110	81%

Tableau 1 – extrait de l'inventaire 2010 des rejets en substance du bassin Rhône-Méditerranée, calculés sur la base des concentrations mesurées entre 2010 et 2013 dans les rejets industriels et urbains, soit 1 200 ICPE (Installations classées pour la protection de l'environnement) et plus de 290 stations d'épuration dont la capacité est supérieure à 10 000 EH (Comité de Bassin Rhône Méditerranée, en cours).

Pour ces deux types de contamination, les vecteurs de pressions sont donc bien identifiables parmi les activités anthropiques. La territorialisation des impacts est possible en mettant en avant les secteurs anormalement contaminés (cf. point II). Et au-delà de la classification de l'état chimique et des substances de l'état écologique, quelles peuvent être les phénomènes induits par ces contaminations au sein des écosystèmes ? Les équipes d'écotoxicologues se sont naturellement penchées sur les zones les plus touchées pour caractériser les effets par divers outils.

Enfin, **l'imprégnation de l'environnement par les substances ubiquistes** est également la signature d'activités anthropiques, mais sans qu'il soit possible d'appliquer simplement la logique spatiale (la pollution n'est pas directement attribuable à des sources localisables) et même temporelle (la pollution est parfois l'héritage du passé).

Ainsi, en ce qui concerne les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), leur origine est essentiellement due aux dépôts atmosphériques provenant de la combustion domestique et des transports (DUCOS, 2010). Et l'Ineris a démontré dans ses travaux scientifiques mobilisant des outils de modélisation que les dépôts en France sont étroitement liés à la météorologie et aux imports de HAP des pays situés plus à l'Est où les émissions sont plus importantes (Bessagnet, 2011).

Pour les PCB, la mission d'évaluation du plan polychlorobiphényles (Douard *et al.*, 2013) affirme que l'apport des sols pollués et des sédiments pollués explique la majorité des flux observés dans les rivières. Ils précisent que les chiffres obtenus au niveau de la station observatoire du Rhône à Arles – SORA fait apparaître des quantités annuelles de PCB dans l'eau arrivant à la mer (144kg) largement supérieures aux rejets industriels connus (moins de 5 kg). Cette présence de PCB est vraisemblablement liée à une contamination sédimentaire historique se traduisant, selon les conditions hydrologiques, par des relargages dans les particules en suspension dans l'eau.

Autre illustration du décalage temporel et spatial entre les sources de pollutions anthropiques et l'état de contamination : le mercure. Sa présence dans l'environnement est en partie liée au fait que cet élément existe naturellement dans l'écorce terrestre mais Cossa (2012) rapporte qu'au début des

années 2000, les sources anthropiques sont responsables de plus de 50 à 75 % de l'ensemble des émissions et rejets de mercure. Plus précisément, il rapporte que les sédiments littoraux du Golfe du Lion sont systématiquement contaminés par le mercure avec des enrichissements de l'ordre de 5 par rapport à la référence pré-industrielle et pouvant atteindre plusieurs centaines dans certaines zones portuaires, telles que celles de Marseille, Nice et la Rade de Toulon. Cossa évoque une proportion équivalente des flux d'apports atmosphériques au Golfe du Lion et d'apports particuliers du Rhône. Sur le plateau continental de la zone littorale, les concentrations dans les sédiments ont néanmoins été divisées par un facteur 4 à 5 depuis les années 60 et les concentrations en HgT des matières en suspension du Rhône ont été divisées par plus de moitié dans les 15 dernières années. On peut raisonnablement imputer ces variations à celles de la consommation du charbon qui est l'une des sources diffuses de mercure dans l'atmosphère.

▪ **Deuxième constat : sur les zones les plus contaminées, des effets écotoxiques sont observés par les scientifiques**

L'écotoxicologie est une discipline qui s'est développée et imposée très récemment, dans les années 90 (Lascombe *et al.*, 2008). Ceci signifie que les connaissances disponibles sur cette dimension n'ont pour la plupart pas plus de 25 ans. Le bassin du Rhône a été un terrain d'expérimentation privilégié pour les scientifiques, avec l'intégration d'un volet d'études en écotoxicologie dans le Plan d'Action Rhône du Comité de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 1999), puis l'expérimentation d'outils nouveaux sur les secteurs considérés comme les plus contaminés par les substances.

Ainsi, bien que la qualification de l'état des masses d'eau du Rhône les classe en bon état chimique (cf. point III.1) du moins pour les substances non ubiquistes, nous avons vu qu'au-delà des 53 substances prioritaires le fleuve présente une contamination significative et élevée en aval du secteur lyonnais laquelle induit des phénomènes d'écotoxicité sur les organismes aquatiques dans ce secteur. Plusieurs études menées du début des années 90 à aujourd'hui convergent sur ce constat :

- Le programme « écotox Rhône » mené en 1992 dans le cadre du Plan Rhône a montré que les sédiments de la station de Saint Vallier réagissaient de manière plus importante au test d'inhibition de bactéries luminescentes Microtox® (Comité de Bassin Rhône Méditerranée Corse, 1992).
- Ce premier diagnostic sur le Rhône a été conforté en 1995-96 par l'utilisation de bioindicateurs oligochètes qui ont permis de diagnostiquer un effet toxique présumé sur le Rhône dans tout son secteur aval de Lyon de Chasse-sur-Rhône à Arles (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 1999). Une seconde étude menée en 2004 par Asconit Consultant pour le compte de l'agence de l'eau a confirmé ce diagnostic au niveau de la station d'expérimentation située à Solaize en aval de Lyon en utilisant le même bioindicateur (Asconit, 2005).
- Toujours en aval de Lyon, mais en utilisant le test EROD sur poissons comme biomarqueur de contamination, Garric *et al.* (1995) et Flammarion (1997) ont observé une plus forte réponse biologique à la contamination toxique au niveau de Vernaison.
- Dans leurs études menées en 1999 et 2000, Flammarion *et al.* (2001) ont observé une occurrence modérée mais significative d'ovocytes chez les chevaines mâles sur le Rhône à Givors, toujours en aval de Lyon (figure 7).

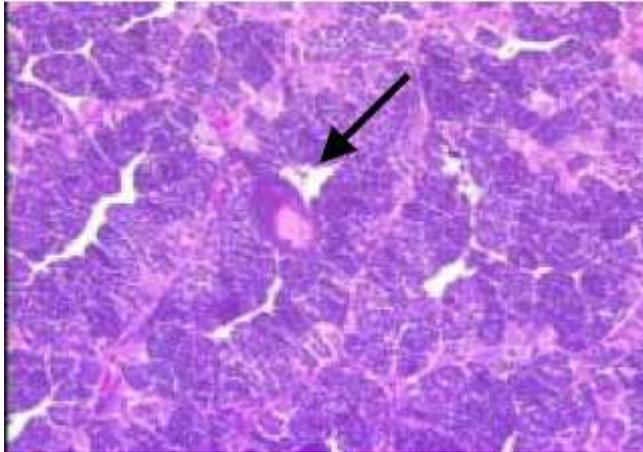


Figure 7 – exemple de coupe histologique de gonade de chevine mâle présentant un ovocyte dans un testicule d'après Flammarion *et al.*, 2001

- Enfin, Devaux et Olivier (2013) ont observé l'existence de phénomènes toxiques érodant la capacité de reproduction des populations de poissons dans le Rhône dans le secteur aval de Lyon. Avec leurs équipes de la Zone Atelier Bassin du Rhône (ZABR), ils ont pu mettre en évidence un endommagement de l'ADN plus marqué pour des hotus pêchés sur le site de Baix (aval de la confluence Rhône-Isère) par rapport à Miribel (amont de l'agglomération lyonnaise). Cette différence significative entre les stations observées a été corrélée positivement à une perturbation de la reproduction.

Au-delà du cas du Rhône, les études d'écotoxicologie ont été menées sur d'autres secteurs considérés comme contaminés d'après les bilans de qualité réalisés par l'agence de l'eau. Elles ont démontré l'existence de phénomènes écotoxiques sur ces milieux :

- L'étude d'Asconit Consultants de 2004 a utilisé l'indice oligochètes pour mettre en évidence des effets toxiques sur les secteurs **Ardières, Arc Provençal et Durance** reconnus comme fortement contaminés. Le signal a été moins marqué sur les secteurs mêlant pollution organique forte et pollution par les substances, en particulier sous l'influence de rejets de stations d'épuration urbaines.(Asconit, 2004).
- Les travaux de l'Irstea (ex-Cemagref) sur l'impact des pesticides d'origine viticole dans le Beaujolais ont démontré l'existence de phénomènes écotoxiques sur la **Morcille, affluent de l'Ardières** (69) en utilisant la technique du PICT (pollution-induced community tolerance ou acquisition de tolérance induite par la pollution) sur des populations bactériennes. Tlili *et al.* (2008) ont montré que les concentrations environnementales du pesticide diuron dans ce cours d'eau peuvent avoir des effets mesurables sur les communautés périphytiques.
- Des mesures de génotoxicité conduites sur un invertébré, le gammare *Gammarus fossarum*, par Lacaze (2001) ont également montré la présence d'effets toxiques des polluants sur l'**Ardières** (69), mais l'auteur les attribue plutôt à l'effet des effluents urbains de la ville de Beaujeu. Ce diagnostic a été confirmé par les travaux de Coulaud (2012) toujours avec les gammares : les rejets de la station d'épuration de Beaujeu induiraient une diminution de la survie des adultes (-39,5% et -50%) et des juvéniles (-35,3%) ainsi qu'une baisse de la fécondité des femelles (-33,3% et -28,1%).
- Le modèle gammare a également été utilisé par Coulaud (2012) pour tester les effets des contaminations environnementales sur 15 stations réputées contaminées sur la région Rhône-Alpes. Une inhibition de l'alimentation a pu être observée pour 8 sites sur les 15 testées : le **Drac** à Fontaine, la **Turdine** à l'Arbresle, le **Gier** à Givors, le **Rhône** à Givors, l'**Ardières** à

Saint Jean d'Ardières, le **Doux** à Saint Jean de Muzols, la **Cance** à Sarras et la **Veyle** à Servas (cf. tableau 2 et figure 8) .

Les résultats de cette étude apportent des informations très éclairantes à divers titres : le site présentant le plus fort cocktail de contaminants dans l'eau et les sédiments est le Drac à Fontaine (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 2013) et il s'agit du site où le bio indicateur marque l'effet écotoxique à chaque mesure. Par ailleurs, les sites où le bioindicateur exprime l'effet écotoxique deux fois sur les trois mesures réalisées sont la Turdine à l'Arbresle, le Gier à Givors et l'Ardières à Saint Jean, or ce sont des rivières identifiées comme à fort enjeu pour les substances depuis le premier SDAGE et les premières campagnes de surveillance des micropolluants (Comité de Bassin Rhône Méditerranée Corse, 1996).

site (rivière, lieu)	Référence ONEMA	date (no.)	métaux	pesticides	autres contaminants
Doux, Saint Jean de Muzols (n)	6106030	10/2009 (P1) 06/2010 (P16, P29)	+	+	+
Cance, Sarras (o)	6103500	10/2009 (P2) 06/2010 (P17, P30)	+	+	+
Albarine, Saint Rambert (p)	6300001	10/2009 (P3)			+
Veyle, Lent (q)	6048570	10/2009 (P4) 06/2010 (P18, P31)		++	
Veyle, Servas (r)	6049550	10/2009 (P5) 06/2010 (P19, P32)		+++	
Ange, Brion (s)	6086100	10/2009 (P6)	++		+++
Drac, Fontaine (t)	6146500	10/2009 (P7) 06/2010 (P20, P33)	+++	+++	+++
Turdine, Arbresle (u)	6057200	10/2009 (P8) 06/2010 (P21, P34)	+		+
Azergues, Legny (v)	6800009	10/2009 (P9) 06/2010 (P22, P35)	+++	+	
Azergues, Lucenay (w)	6057700	10/2009 (P10) 06/2010 (P23, P36)	+++	+++	+
Gier, Givors (x)	6097000	10/2009 (P11) 06/2010 (P24, P37)	++	+	++
Rhône, Givors (y)	na	10/2009 (P12) 06/2010 (P25, P38)	++	+	++
Bourbre, Pont de Cheruy (z)	na	10/2009 (P13) 06/2010 (P26, P39)	+	+	+
Saône, Ile Barbe (aa)	6059500	10/2009 (P14) 06/2010 (P27, P40)	++	+++	+
Ardières, Saint Jean (ab)	6051550	10/2009 (P15) 06/2010 (P28, P41)	+++	+++	+

Tableau 2 – liste des stations testées par Coulaud (2012) pour évaluer l'effet de la contamination environnementale sur les populations de gammarès. Les mesures d'inhibition de l'alimentation sont indiquées par un cercle rouge.

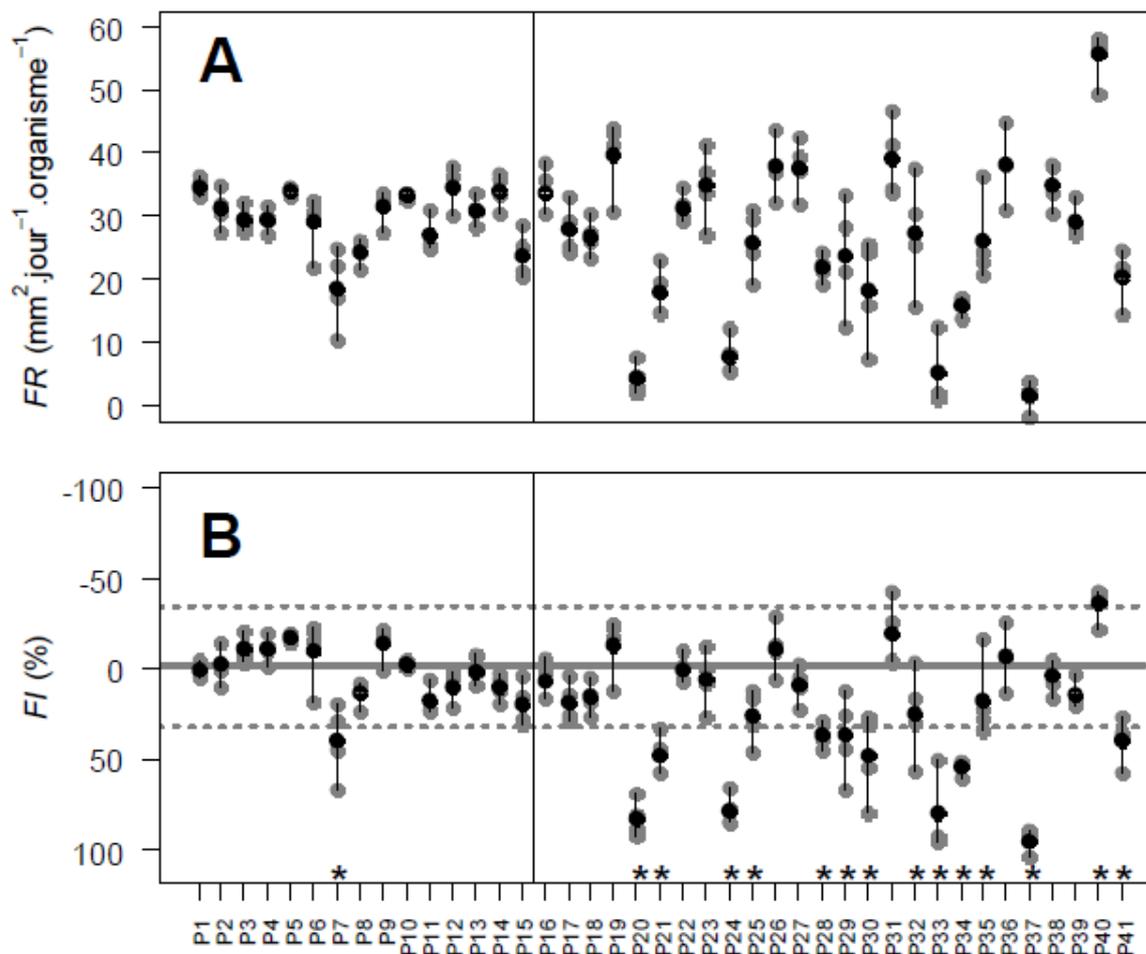


Figure 8 d'après Coulaud (2012) - Mesure du taux d'alimentation de *G. fossarum* in situ dans des sites contaminés en octobre 2009 (P1-P15) et juin 2010 (P16-R41). (A) Taux d'alimentation observé in situ (FR,  $\text{mm}^2 \cdot \text{jour}^{-1} \cdot \text{organisme}^{-1}$ ). Les points gris correspondent aux mesures du taux d'alimentation des quatre réplicats pour chaque site, les points noirs à la moyenne du taux d'alimentation pour chaque site et les traits noirs à la variabilité des valeurs de FR entre la valeur minimale et la valeur maximale pour chaque site. (B) Correction de l'influence de la température avec le calcul d'un indice. La ligne grise pleine correspond à la moyenne et les lignes en pointillés à l'intervalle de confiance à 95% de la distribution de l'ensemble des valeurs de FI observées dans les sites de référence (sous l'hypothèse vérifiée d'une distribution normale de ces valeurs).

- Durand (2012) a également pu mettre en évidence des effets écotoxiques mais cette fois en prélevant des sédiments naturels pour les exposer à divers bioessais en laboratoire. Ainsi, l'auteur a pu observer :
  - o sédiments de la **Saône** à l'île Barbe (entrée de l'agglomération lyonnaise) → effet sur la survie et l'alimentation de gammarès,
  - o sédiments de la **Bienne** à Saint Claude → effet sur la survie et l'alimentation des gammarès + effet sur la croissance et la survie des chironomes + effet sur la reproduction des potamopyrgus (mollusques),
  - o sédiments de la **baie de Vidy dans le Léman** (sous influence du rejet de Lausanne) → effet sur la survie et l'alimentation des gammarès,
  - o sédiments de l'**Ardières** à Pizay (zone viticole) → effets sur la survie, la croissance et la phase d'émergence des chironomes,

- sédiments de l'**Azergue** à Morancé → mortalité de *Potamopyrgus*,
  - sédiments du **Bion (affluent de la Bourbre)** à Bourguoin Jailleu → effet inhibiteur sur la reproduction du *Potamopyrgus*.
- Sur les sédiments marin, différentes études ont cherché à tester la toxicité des sédiments contaminés par les rejets directs en substances ou diffus liés aux activités portuaires. Ainsi, Galgani (2007) a pu tester un outil d'évaluation basé sur le développement larvaire d'une huître creuse. Avec cet outil, il a pu localiser des zones à forte toxicité des sédiments, dans le **golfe de Fos sur mer**, dans l'**étang de Bolmon** ou certains secteurs de l'**étang de Berre**, dans la **rade de Marseille** (cf. figure 9).

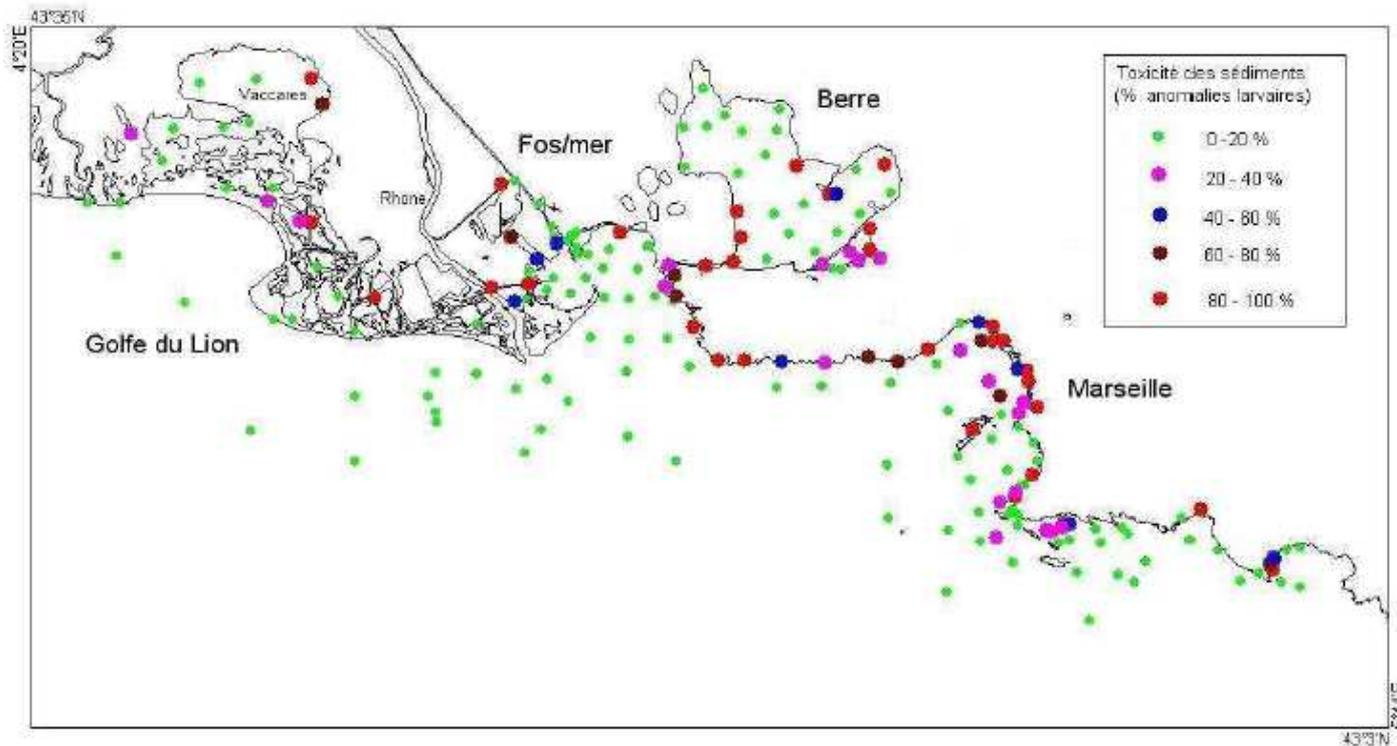


Figure 9 - Synthèse des mesures de toxicité des sédiments des bouches du Rhône. Localisation des sites par classes de toxicité des sédiments (Galgani, 2007).

▪ **Troisième constat : les milieux aquatiques reçoivent des pollutions qui s'accumulent et deviennent des dangers pour l'écosystème ou le consommateur**

La naissance de l'écotoxicologie comme discipline scientifique à part entière est liée, dans les années 70, à l'identification de polluants persistants comme le DDT, les PCB ou les dioxines et plus généralement l'ensemble des polluants organiques persistants appelés communément POP (Lascombe *et al.*, 2008).

Ainsi donc, au-delà du caractère toxique immédiat propre à certaines substances, notamment les pesticides ou biocides, ce sont bien les phénomènes d'accumulation dans les milieux qui ont amené les prises de conscience des dangers inhérents à ce type de pollution. D'autant que ce caractère rémanent induit des craintes sociales qui s'expriment très clairement. Par leurs études en sociologie,

Armani *et al.* (2012) ont observé que certaines populations riveraines du fleuve peuvent se montrer très anxieuses de ne pas être à l'abri de la pollution par des PCB invisibles qui peuvent donc être de partout et « attaquer » de nulle part. De plus de nombreuses personnes évoquent la multiplicité des pollutions, de l'eau, de l'air, des pesticides dans les aliments. L'omniprésence de la pollution et la vision d'une pollution qu'on ne peut « nettoyer » peut apparaître très anxiogène.

La crise sanitaire des PCB, en 2005, a remis en avant l'état de contamination du fleuve Rhône et plus largement de divers cours d'eau du bassin Rhône-Méditerranée par ces POP, non que la pollution ait augmenté, mais parce que le transfert de cette substance dans la chaîne trophique des sédiments jusqu'aux poissons ne permet plus de garantir l'absence de risque pour leur consommation.

De fait, avec cette crise, la surveillance environnementale des polluants persistants a sensiblement évolué : elle était historiquement centrée sur l'évolution tendancielle des « stocks », afin de s'assurer que les mesures de réduction sur les rejets se traduisaient sur la qualité des milieux (approche concentrations). Depuis la fin des années 2000, le transfert de ces polluants est davantage caractérisé, surveillé et diagnostiqué que ce soit des cours d'eau vers la mer, de l'eau vers le biote, des milieux aquatiques vers une ressource d'eau potable ou un organisme consommé (coquillage, poisson).

Ainsi, les bilans des flux du continent vers la Méditerranée ce sont précisés, avec des suivis adaptés au niveau de la station observatoire du Rhône en Arles (SORA) associant l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse et l'institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN). Après quelques années d'acquisition de données, il ressort que plus de 90% des flux de contaminants apportés du fleuve à la mer sont des éléments métalliques, avec un flux annuel supérieur à 2000 tonnes pour le zinc (phases dissoute et particulaire cumulées), plus de 1000 tonnes pour le chrome et plusieurs centaines de tonnes pour le cuivre, le plomb, l'arsenic ou le nickel (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 2013).

Les flux de pesticides du Rhône à la mer représentent quelques dizaines de tonnes chaque année, à 98% portés par la phase dissoute et pour seulement quelques substances : le foséthyl aluminium (7 tonnes/an), fongicide présent sur une quarantaine de stations cours d'eau du bassin et l'un des plus vendus et l'AMPA (16 tonnes/an) issu de la dégradation du glyphosate, matière active la plus vendue sur le bassin, et de détergents.

Les HAP représentent 40 tonnes/an, les flux de PCB du Rhône à la Méditerranée environ 100kg chaque année.

A noter que les apports fluviaux du Rhône pèsent en général pour plus de 90% des apports sur l'ensemble de la façade méditerranéenne française (80% à 99% selon les polluants considérés), d'après Gairoard *et al.* (2012).

Par ailleurs, une étude récente de Launay (2014) a permis d'estimer la part relative des grands affluents du Rhône dans les flux que le fleuve apporte à la Méditerranée pour le mercure et les PCB. Il ressort que plus de 75% sont apportés par l'Isère et la Durance (période 2001-2012).

Au-delà de ce dimensionnement actuel des apports du fleuve à la mer, les études sur l'évolution tendancielle des flux de contaminants s'accordent sur le constat d'une baisse progressive des quantités cumulées de certains polluants qui circulent : mercure, plomb, PCB, HAP.

- Ainsi Cossa (2012) rapporte que les concentrations en HgT des matières en suspension du Rhône ont été divisées par plus de moitié dans les 15 dernières années.
- Jung *et al.* (2007) ont travaillé sur les sédiments du lac du Bourget. Ils ont observé que les pics de PCB se situent en profondeur, entre 10 et 20 cm, correspondant à la fin des années

50 et à 1975. Depuis la tendance est à la baisse pour ce polluant. Pour les HAP, le pic d'apport a eu lieu au milieu du XXème siècle et depuis les apports au lac diminuent. En revanche, les apports en retardateurs de flammes PBDE marquent une augmentation nette au cours des 20 dernières années, donnant à cette pollution un caractère émergent qu'il convient de considérer.

- Clerc (2008) a étudié les sédiments du Rhône et a observé une diminution du flux annuel de plomb depuis 1971 qui doit très certainement être liée à la diminution des activités industrielles en région Rhône-Alpes.

Mais malgré les évolutions à la baisse de la contamination, pour ceux qui ont fait l'objet d'actions de réduction, voire de suppression des rejets et émissions, l'héritage de ces stocks de pollution joue sur les ressources naturelles.

Ainsi, certaines nappes présentent une contamination durable qui interdit toute exploitation en tant que ressource d'eau potable :

- Etude nappe de Pont de Claix,
- Etude nappe de la Durance
- Etude inertie BRGM dans la plaine de l'Ain (un peu différent ?)

Par ailleurs le développement des études d'imprégnation du biote par les substances bioaccumulables apporte un éclairage sur le degré de transfert de ces pollutions environnementales de l'eau ou des particules vers la chair des organismes :

- Le cas des PCB dans les poissons continentaux a remobilisé les pouvoirs publics dans la mesure où de nouvelles normes sanitaires européennes ont induit dans certains secteurs des interdictions de consommation du poisson pêché (cf. site DREAL DB),
- Les campagnes d'analyses sur poissons menées dans le cadre du plan national PCB ont été l'occasion de rechercher à large échelle d'autres polluants persistants : mercure, retardateurs de flamme PBDE et dans certains cas des perfluorés (PFOS). Plus largement, des études locales motivées par l'alerte sanitaire ont apporté des mesures sur d'autres POP.
  - o Bilan plan action PCB
  - o Etude CIPEL
  - o Etude IFREMER
- Avec la DCSMM, (expliquer sigle), il est nécessaire de développer une surveillance de la bioaccumulation des substances dans les organismes marins. En 2012 l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse et l'IFREMER ont développé en partenariat un réseau d'acquisition de données sur cette bioaccumulation. Xxx développer à partir synthèse PBoxxx

De la même manière que la surveillance des substances dans les eaux et les sédiments a considérablement progressé depuis 25 ans, l'acquisition de données sur le niveau d'imprégnation des organismes s'est nettement développée depuis un peu moins de 10 années sous l'effet conjoint de la crise des PCB , des plans nationaux santé environnement et de la DCSMM qui ont mis en évidence la nécessité d'articuler la surveillance environnementale et la dimension sanitaire liée à la consommation possible des organismes aquatiques.

Les éléments de diagnostics sont donc jeunes et l'éclairage qu'ils apportent reste en phase de progrès.

Il ressort néanmoins des études scientifiques qui ont pu être menées en parallèle des campagnes institutionnelles que ces contaminations ne s'expliquent pas toutes par les mêmes facteurs. Les modes de consommation des populations piscicoles ou invertébrés concernées est un facteur majeur dans leur exposition. Ainsi les poissons continentaux (cours d'eau, lacs, lagunes) sont-ils davantage exposés par la contamination accumulée dans les sédiments, via la consommation des invertébrés qui évoluent dans les sédiments. On perçoit donc qu'il existe nécessairement un délai pluriannuel, voire pluridécennies, entre la maîtrise éventuelle des sources résiduelles de pollution et la réponse qualitative au niveau des organismes.

Au niveau des milieux marins, c'est le compartiment planctonique qui joue un rôle majeur (phytoplancton, zooplancton), remplaçant en facteur d'influence majeur les apports atmosphériques et les flux dissous et particulaires. La vulnérabilité tient au fait que ces réseaux sont plus complexes qu'en milieu continental induisant le fait qu'une même pollution peut toucher une plus grande diversité d'organismes.

Mais on peut émettre l'hypothèse qu'en maîtrisant les flux entrants la réponse du milieu pourrait évoluer de manière favorable plus rapidement qu'en milieu continental, tout en restant de l'ordre des dizaines d'années. **Xxx à vérifier source biblio xxx**

- **Quatrième constat : la connaissance progressant, elle révèle de nouvelles familles de contaminants pour les eaux, les substances émergentes.**

Le réseau européen de scientifiques NORMAN-network (<http://www.norman-network.net>) propose de définir les substances émergentes comme étant les substances qui ont été détectées dans l'environnement mais qui ne sont pas incluses dans les programmes de surveillance et dont le comportement et les effets écotoxicologiques ne sont pas bien connus. Ils précisent que les substances émergentes ne sont pas forcément de nouvelles molécules chimiques. Ce sont souvent des substances qui sont présentes dans l'environnement depuis longtemps mais dont la présence ou l'incidence ne sont révélées qu'actuellement, grâce aux progrès scientifiques. Les données sont donc généralement éparées et les méthodes analytiques encore à l'état de recherche.

Les scientifiques du réseau NORMAN précisent donc que les diagnostics sur l'effet et les risques associés à ces substances sont difficiles à établir et doivent être confortés avant d'influencer les prises de décision.

Le réseau NORMAN recense et actualise une liste de substances qualifiées d'émergentes. Actuellement elle contient plus de 700 substances. Il est donc difficile de raisonner substance par substance pour aborder l'état des connaissances en termes d'occurrence et de danger. La base de données du réseau rassemble toutes ces informations, sachant qu'elles proviennent de contextes d'acquisition de données très diverses et non homogènes.

Mais si l'on considère les familles, les substances émergentes sont essentiellement :

- des résidus de produits pharmaceutiques,
- des biocides,
- des résidus de produits cosmétiques (dont certains à propriétés biocide),
- des retardateurs de flamme,

- des phytosanitaires mal connus,
- des alkyl perfluorés,
- des plastifiants,
- des surfactants,
- des produits issus de l'industrie.

Par ailleurs, lors de la conférence environnementale de septembre 2013 une feuille de route sur le thème des substances a été établie et a identifié cinq familles de substances émergentes à intégrer dans la surveillance des milieux et pour lesquelles des mesures de gestion appropriées doivent être définies : les phtalates, le Bisphénol A, les parabènes, les nitrosamines et les perchlorates.

Enfin, dans la communauté scientifique les nanoparticules sont fréquemment évoquées parmi les enjeux émergents.

### **Zoom de l'état des connaissances sur ces différentes familles émergentes :**

#### **• Les résidus pharmaceutiques**

D'après la synthèse bibliographique réalisée par Besse (2010), la première mise en évidence de médicaments dans les eaux remonte à 1976. De nombreux travaux scientifiques ont depuis confirmé l'ubiquité des substances médicamenteuses dans les eaux de surface et les eaux souterraines, mais également dans les tissus de poissons.

Au début des années 2000, les travaux scientifiques se sont multipliés pour progresser sur les voies de transfert de ces substances vers l'environnement aquatique, la gamme des molécules présentes et les risques associés.

Le premier bilan en France a été réalisé par l'Onema à l'occasion d'un séminaire d'échange sur le thème de la surveillance environnementale des résidus de médicaments dans l'eau et sur l'évaluation des risques associés, en mai 2009. A cette occasion, l'analyse d'une trentaine d'études menées au début des années 2000 dans le cadre du plan national santé environnement confirme en France la présence, à l'état de traces (nanogramme par litre), de résidus médicamenteux – hormones, antibiotiques, anti-inflammatoires, anticancéreux ... - dans la grande majorité des compartiments aquatiques naturels, surtout dans les eaux de surface mais aussi dans les eaux souterraines. L'origine de cette contamination des milieux est liée principalement aux eaux usées domestiques, les stations de traitement ne constituant pas souvent une barrière efficace pour l'élimination de ces résidus (Onema, 2009).

Ainsi les petits hydrosystèmes sont potentiellement vulnérables du fait de la faible dilution des rejets et de systèmes de traitement des eaux usées moins avancés. Difficile pour autant d'établir un diagnostic car les données sont limitées et pas toujours extrapolables : 25 % des études concernent seulement dix molécules pharmaceutiques, peu de données existent sur la présence des produits de dégradation de ces composés et sur celle des médicaments vétérinaires. Les études manquent également sur la présence de ces substances dans les boues issues du traitement des eaux usées, les sols et les sédiments (Onema, 2009).

Pour préciser l'étendue de cette contamination et les enjeux associés, notamment pour la ressource en eau, l'Anses a conduit en 2010 une étude sur l'occurrence des résidus de médicaments **dans les eaux destinées à la consommation humaine, après traitement**. Sur les 45 substances recherchées, 19 ont été retrouvées dans les eaux après traitement, en premier lieu la caféine, mais également la carbamazépine (antiépileptique) et son métabolite l'époxy-carbamazépine, l'oxazépam (anxiolytique, mais également métabolite de la famille des benzodiazépines) ou l'hydroxy-ibuprofène (métabolite de l'ibuprofène). D'après cette étude, 95% des sites étudiés présentent moins de 50 ng/l

de molécules pharmaceutiques (Anses, 2011b ; Py *et al.*, 2012). La teneur maximale cumulée retrouvée dans un échantillon est de 131 ng/L.

Concernant la qualité des ressources en eau brute, environ 35 % des eaux brutes superficielles et 70% des eaux brutes souterraines ne renferment aucune molécule à des teneurs supérieures à la limite de quantification. Les eaux brutes présentent généralement un plus grand nombre de molécules que les eaux traitées et les concentrations maximales individuelles en résidus médicamenteux retrouvées sont de l'ordre de 400 ng/L pour moins de 1 % des échantillons (Anses, 2011b).

Mais en termes de risques sanitaires pour les consommateurs d'eau potable, l'avis de l'Anses après étude pour la carbamazépine et son métabolite la 10,11-époxy-carbamazépine et pour la danofloxacine indique un risque négligeable suite à l'ingestion de ces molécules avec des marges de sécurité suffisantes (Anses et ANSM, 2013). Roigt (2012) admet également que la dose d'exposition des consommateurs d'eau potable est inférieure d'un facteur  $10^{-9}$  à  $10^{-10}$  aux doses thérapeutiques et ne représente pas de danger.

**Dans les milieux aquatiques**, les campagnes de mesures ont été essentiellement réalisées à des fins scientifiques. Il en résulte des données relativement hétérogènes, les listes de substances recherchées étant variable en nombre et en choix des molécules cibles.

Pour autant, il est possible de retenir que :

- les détections sont fréquentes, avec quelques ng/l ou dizaines de ng/l dans les rivières ; elles sont plus rares et aux mêmes niveaux de concentrations dans les nappes (Duchemin, 2012 ; BreLOT *et al.*, 2013) ;
- les valeurs les plus importantes sont observées pour les anti-inflammatoires en particulier le paracétamol ou l'ibuprofène, les hypolipémiants (traitement cholestérol), le diclofénac et la carbamazépine (Besse, 2010 ; Budzinski et Togola, 2006 ; Ortelli *et al.*, 2013 ; BreLOT *et al.*, 2013),
- les deux principales sources de contamination pour les médicaments à usage humain sont la consommation domestique via les rejets de stations d'épuration urbaines et les rejets d'usines de fabrication ou de conditionnement (Besse, 2010),
- les effluents hospitaliers ne représentent qu'une faible part des rejets de résidus de médicaments, mais des spécificités peuvent apparaître sur le type de substances retrouvées (antibiotiques notamment) (BreLOT *et al.*, 2013),
- le rôle des usages vétérinaires dans la contamination est très mal connu compte tenu du caractère diffus de cette pollution et des multiples facteurs de transfert qu'il faut considérer (Togola et Desforges, 2009),
- les risques d'effets écotoxiques ne sont pour l'instant pas démontrés par les scientifiques : les études disponibles ne mettent pas en évidence de risque, mais elles restent en nombre limitées et doivent être renforcées (Besse, 2010 ; BreLOT *et al.*, 2013).

Plus précisément :

- Au niveau du bassin Rhône-Méditerranée, des concentrations importantes en divers anti-inflammatoires ont été observées en 2006 au niveau de la calanque de Cortiou (région marseillaise), à 300 m en aval d'une station d'épuration urbaine : 7 µg/l pour le kétoprofène, 2µg/l pour le naproxène ; le paracétamol a été observé à 250µg/l (Budzinski et Togola, 2006),
- Dans le Léman, des analyses sont régulièrement réalisées par la CIPEL dans le cadre du suivi scientifique du lac et rapportent des concentrations élevées en carisoprodol (relaxant musculaire), mepivacaïne (anesthésique) ou en carbamazépine (Ortelli *et al.*, 2013) mais dont

la présence est essentiellement attribuée aux rejets des industries sur le Rhône amont (Bernard *et al.*, 2012).

- Dans l'Arve, au niveau du site Sipibel, les campagnes de prélèvement ont confirmé la présence de certains composés pharmaceutiques comme le paracétamol ou le diclofénac à des concentrations de l'ordre de quelques ng/l (milliardième de grammes) à quelques dizaines de ng/l (Brelot *et al.*, 2013).
- Boillot (2008) a caractérisé les risques écotoxiques associés aux effluents hospitaliers en région lyonnaise. Elle rapporte que les effluents hospitaliers présentent des caractéristiques physico-chimiques globales tout à fait semblables à la moyenne de celles d'eaux résiduelles urbaines : les substances qui sont spécifiques de leur activité (métaux, radio-isotopes et autres substances chimiques dont résidus de médicaments) seraient en effet très fortement diluées par les grands volumes d'eau consommés et rejetés. Certains auteurs évoquent néanmoins quelques exceptions notamment les détergents, ce que confirme l'étude de Boillot (2008) ou les antibiotiques qui présenteraient des concentrations significativement plus élevées dans les rejets hospitaliers (Brelot *et al.*, 2013).
- Plusieurs études ont confirmé et précisé le niveau de contamination des effluents urbains domestiques par des résidus de médicaments d'origine domestique : Budzinski et Togola (2006), Miège *et al.* (2006), Soulier *et al.*, 2011 ; Brelot *et al.* (2013). Dans les effluents urbains, les concentrations retrouvées sont de quelques ng/l dans la majorité des cas à quelques µg/l pour la dizaine de substances les plus retrouvées que sont ibuprofène, paracétamol, diclofénac, carbamazépine, ainsi que d'autres anti inflammatoires ou bêtabloquants.
- Sur le cas particulier des substances liées aux usages vétérinaires, Togola et Desforges (2009) ont réalisé une synthèse bibliographique qui rapporte que les substances les plus utilisées sont en premier lieu les antibiotiques et les antiparasites. Le nombre de molécules concernées est très élevé, avec des spécificités sur les domaines d'applications qui entraînent une forte variabilité régionale. Les études d'occurrence des substances spécifiques aux usages vétérinaires sont encore peu fréquentes, mais elles ont montré leur présence dans les sols, les sédiments, les cours d'eau ou les nappes. Les teneurs restent du même ordre que les résidus de médicaments à usage humain : inférieurs au µg/l.
- Besse (2010) a consacré sa thèse à l'impact environnemental des médicaments à usage humain sur le milieu aquatique. Il conclut que les valeurs de concentration environnementales actuellement connues restent très inférieures aux niveaux de danger connus pour les composés pharmaceutiques étudiés, mais que le risque chronique ne peut être exclu et doit être évalué de manière plus approfondie. Les travaux en cours sur le site Sipibel rejoignent ce constat : les premiers tests n'ont pas révélé de risque aigu lié aux résidus de médicaments, mais le risque chronique doit être plus étudié.
- Concernant les risques induits par les rejets en antibiotiques, des travaux ont été conduits pour évaluer l'induction éventuelle d'antibiorésistance sous l'influence des rejets domestiques ou hospitaliers, notamment en exploitant le site Sipibel. Stalder (2012) a étudié les intégrons<sup>2</sup> de résistance (IR) comme biomarqueurs pour révéler l'adaptation des bactéries. Il a ainsi pu observer le développement d'une résistance aux antibiotiques utilisés en milieu hospitalier. Il a également observé que bien que dilué dans le réseau urbain, au moins 14% des IR arrivant dans la station d'épuration auraient une origine hospitalière. L'effluent urbain participe donc à la dissémination de l'antibiorésistance.

---

<sup>2</sup> Les intégrons sont des éléments génétiques retrouvés exclusivement chez les bactéries. Ils constituent un système naturel de capture, d'expression et de dissémination de gènes pouvant permettre aux bactéries de répondre à un stress environnemental.

- **Les retardateurs de flammes bromés (RFB) :**

Les retardateurs de flammes sont des composés chimiques utilisés afin de retarder voire d'éviter l'inflammation en agissant sur la combustion. Actuellement, une grande partie des retardateurs de flammes sont bromés : le brome intervient dans des réactions chimiques qui freinent la combustion nécessaire à l'inflammation, ils sont alors ajoutés dans des produits d'usage courant tels que les téléphones, les téléviseurs ou même les matelas.

Dans l'union européenne l'utilisation des RFB est interdite ou limitée ; cependant en raison de leur persistance dans l'environnement et des usages résiduels importants, plusieurs études montrent une large imprégnation dans l'environnement pour certains composés pouvant dans certains cas tendre à l'augmentation (INERIS, 2006, INERIS, 2012, Jung *et al.*, 2007).

L'autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) a considéré cinq catégories de RFB pour son avis scientifique sur les risques associés à ces substances via l'alimentation (<http://www.efsa.europa.eu/fr/topics/topic/bfr.htm>) :

- Les polybromodiphényléthers (PBDE) utilisés pour des plastiques, textiles, moulages électroniques, circuits. Ils font partie de la liste des substances prioritaires depuis 2008 (EC, 2008 ; EC, 2013) et sont donc à ce titre intégrés à la surveillance environnementale régulière de l'état chimique.
- l'hexabromocyclododécane (HBCDD), utilisé en isolation thermique dans l'industrie du bâtiment. Cette substance a été nouvellement intégrée à la liste des substances prioritaires avec la directive fille de 2013 (EC, 2013).
- Le tétrabromobisphénol A (TBBPA) pour des cartes de circuits imprimés ou thermoplastiques,
- les polybromobiphényles (PBB), utilisés pour des appareils ménagers, textiles, mousses plastiques,
- les autres RFB considérés comme émergents.

Les pentabromodiphényléthers (pentaBDE) ont été très largement utilisés en tant que retardateurs de flamme et incorporés dans certains produits de consommation. Dans de nombreux pays, les activités de production et d'utilisation de ces substances sont très réglementées : par exemple, en Europe, aux Etats Unis, Chine, en Australie ou au Canada, elles sont interdites et ont par conséquent disparu.

Au début des années 2000, en Amérique du Nord et en Europe occidentale, la principale source était constituée par le c-pentaBDE incorporé dans la mousse de polyuréthane, utilisée dans le mobilier à usage domestique et urbain. A présent, cette utilisation a pratiquement cessé.

Le pentaBDE peut être émis dans l'air, l'eau et le sol, mais est retrouvé principalement dans les sols et les sédiments. La répartition entre ces domaines environnementaux est : sol>eau>air.

Plusieurs études basées sur des carottes de sédiments indiquent que les PBDE sont persistants dans les sédiments (INERIS, 2012 ; Jung *et al.*, 2007). Jung *et al.* (2007) constatent que les concentrations en PBDE dans les sédiments du lac du Bourget sont relativement basses, mais ils observent également une tendance très nette à l'augmentation des apports en BDE209 au cours des 20 dernières années (cf. figure 10). Le BDE209 est un composé majoritaire du décaBDE, mélange commercial qui a été largement produit et utilisé.

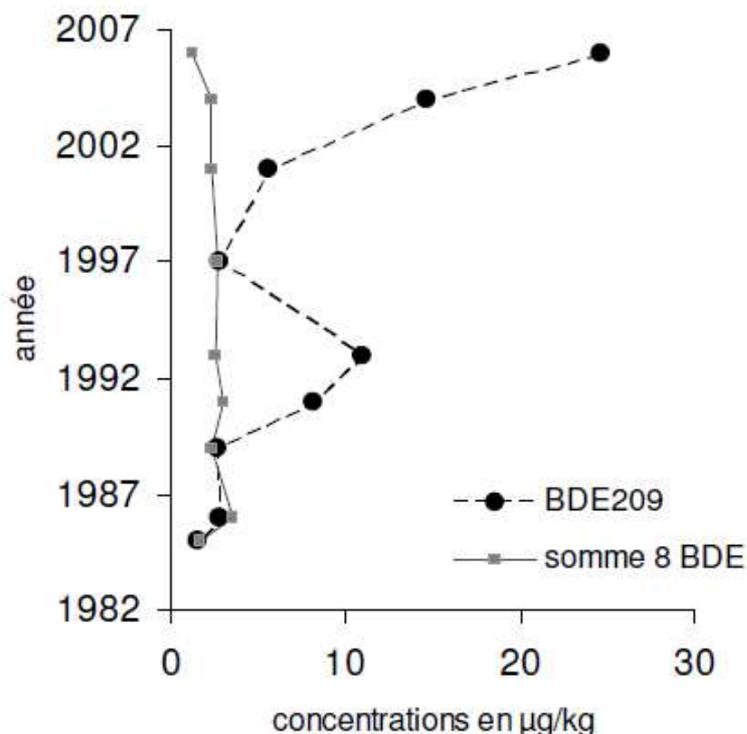


Figure 10 – profil de PBDE dans une carotte de sédiments du lac du Bourget extrait de Jung *et al.* (2007)

D'autre part, plusieurs études indiquent que les PBDE présents dans le sol et dans les sédiments sont bio-disponibles. Ce sont en outre des substances bioaccumulables, qui se bioconcentrent en remontant les réseaux trophiques induisant des taux potentiellement élevés chez les bivalves marins (Munsch *et al.*, 2010), les poissons qu'ils soient d'eau douce (Babut *et al.*, 2011 ; Ortelli *et al.*, 2009 ; Edder *et al.*, 2013) ou marins (xxxxréf à retrouverxxx) et jusqu'à l'Homme (INERIS, 2006). Figure 11

Concernant les autres RFB, les données de surveillance environnementale sont rares, voire inexistantes pour certaines familles. Le HBCDD, nouvellement intégré dans la liste des substances prioritaires sera désormais régulièrement suivi. L'INERIS (2011), dans le bilan des connaissances qu'il a établi en 2011 ne recense aucune donnée de concentration dans l'eau ou les sédiments en France. Quelques valeurs ont pu être recueillies aux Etats Unis ou au Royaume Uni et situent les niveaux moyens de concentrations de quelques centièmes de ng/g au ng/g de poids sec. En aval de sites industriels chimiques manipulant des composés proches, les teneurs peuvent être de l'ordre du µg/g de poids sec. Il s'agit de teneurs largement inférieures à ce qui est observé pour les PBDE.

Par ailleurs, Munsch *et al.* (2010) présentent des valeurs de concentrations observées dans la chair de bivalves marins sur les façades françaises. La Méditerranée présente la valeur médiane de concentration la plus élevée, de l'ordre du ng/g de poids sec contre quelques dixièmes de ng/g pour les façades atlantique et de la Manche.

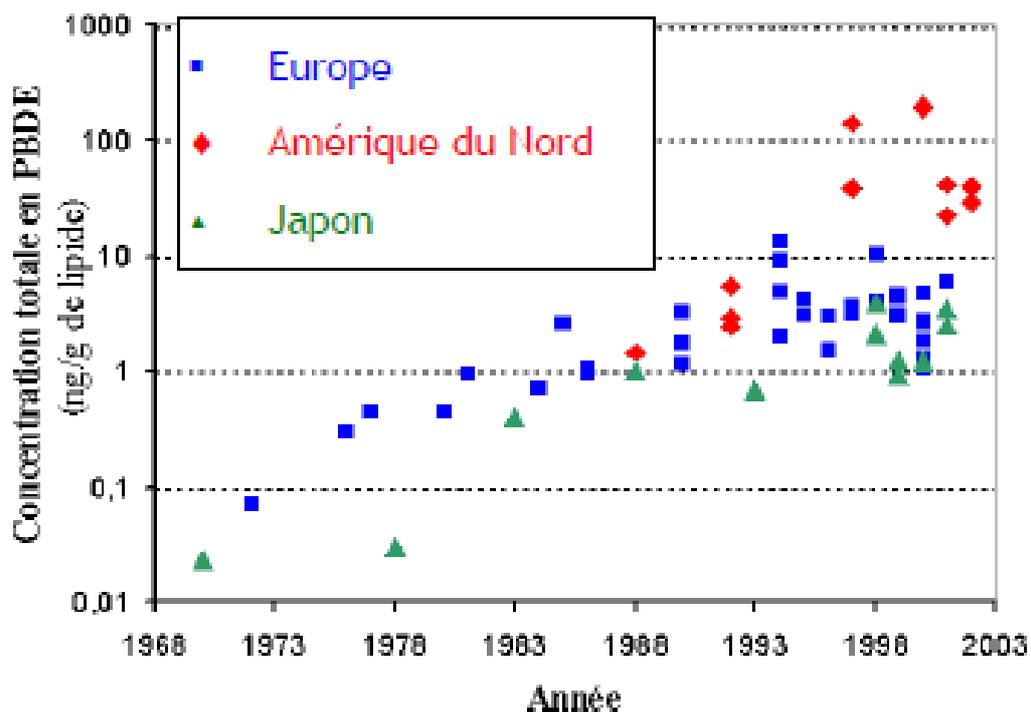


Figure 11 - Concentrations totales en PBDE dans le sang humain, le lait et les tissus (en ng/g de lipide) en fonction de l'année où l'échantillon a été prélevé (extrait de INERIS, 2006).

En synthèse, concernant les retardateurs de flammes bromés, il ressort que les substances à enjeu restent bien dans le domaine de l'eau les polybromodiphényléthers PBDE et dans une moindre mesure l'hexabromocyclododécane HBCDD, en l'état des connaissances disponibles sur l'eau en tant que vecteur ou de réceptacle de cette pollution. Ils sont désormais tous deux intégrés dans les substances de l'état chimique et les risques associés sont donc surveillés et diagnostiqués par cette voie. Pour les autres RFB, aucune donnée ne vient actuellement établir d'enjeu particulier dans le compartiment eau.

Les premières acquisitions de données dans la chair des organismes bivalves ou poissons révèlent quasi systématiquement la présence et un dépassement des NQE pour les PBDE (Ce n'est pas le cas de l'HBCDD dont la NQE est environ 20 000 fois plus élevée que celle des PBDE). Les niveaux de concentrations observés pour les PBDE restent néanmoins comparable à ce qui est trouvé par ailleurs dans la littérature et ne révèlent pas de « points noirs » (Babut *et al.*, 2011).

Concernant les risques sanitaires autres substances RFB, l'EFSA a considéré dans ses avis publiés entre 2010 et 2012 que l'exposition alimentaire aux composés retardateurs de flammes bromés ne suscite pas d'inquiétude à l'heure actuelle.

Quant aux sources d'émissions et aux éventuelles actions à envisager pour la maîtrise des rejets, le caractère diffus est indéniable et contribue à l'ubiquité de ces polluants. Les mesures d'interdiction prises au niveau européen et dans d'autres pays à l'échelle mondiale devrait permettre d'infléchir la tendance évolutive à la hausse des concentrations dans les milieux aquatiques actuellement constatée, en particulier les sédiments, mais elles ne peuvent suffire sans une gestion efficace des déchets contenant ces composés.

- **Les alkyls perfluorés - PFC**

Les alkyls perfluorés (PFC) constituent une vaste classe chimique, avec plus de 800 substances dont la totalité est d'origine anthropique. Ils sont synthétisés depuis la fin des années 40 et sont utilisés dans plus de 200 applications industrielles et domestiques : imperméabilisation de textiles, cuir et emballages, mousses anti-incendie, industrie électronique, synthèse de polymères fluorés,... (ANSES, 2011a).

Parmi les alkyls perfluorés, deux sous-familles ont été retrouvées dans de nombreux compartiments de l'environnement (biote, sédiments, sols, atmosphère, précipitations, eaux) avec une présence ubiquitaire qui résulte de l'emploi direct de ces composés ou de la dégradation biologique ou chimique d'autres alkyls perfluorés dont ils seraient des métabolites ultimes. La plupart des alkyls perfluorés sulfonates est susceptible de se dégrader en perfluorooctane-sulfonique PFOS dans l'environnement. Le PFOS est une substance très persistante dans l'environnement (demi vie estimée à 41 ans) et se bioaccumule facilement dans certains organismes (Babut *et al.*, 2011). Ce composé est intégré depuis juillet 2013 dans la liste des substances prioritaires établie au niveau européen pour qualifier l'état chimique (EC, 2013).

Sur le bassin Rhône-Méditerranée et au niveau national, des mesures ont été effectuées sur 823 échantillons de poissons dans le cadre du plan d'action PCB, ce qui a permis d'établir un premier bilan à large échelle (Babut *et al.*, 2011). Les perfluorés ont été nettement moins fréquemment détectés que les PBDE dans les 823 échantillons du bassin Rhône-Méditerranée. Les plus communs sont PFOS, PFOSA, PFNA, PFDA et PFUnA (Tableau 3).

Désignation		N > LQ	% > LQ	LQ
PFBS	perfluoro-butane sulfonate	0	0.0%	0.5
PFHxS	perfluoro-hexane sulfonate	35	4.3%	0.5
PFHpS	perfluoro-heptane sulfonate	0	0.0%	2.0
PFOS	perfluoro-octane sulfonate	617	75.0%	2.0
PFDS	perfluoro-décane sulfonate	0	0.0%	10.0
PFOSA	acide perfluoro-octane sulfonique	109	13.2%	2.0
PFBA	acide perfluoro-butanoïque	2	0.2%	0.5
PFPA	acide perfluoro-pentanoïque	4	0.5%	0.5
PFHxA	acide perfluoro-hexanoïque	39	4.7%	0.5
PFHpA	acide perfluoro-heptanoïque	5	0.6%	0.5
PFOA	acide perfluoro-octanoïque	13	1.6%	2.0
PFNA	acide perfluoro-nonanoïque	59	7.2%	2.0
PFDA	acide perfluoro-décanoïque	142	17.3%	2.0
PFUnA	acide perfluoro-undécanoïque	76	9.2%	10
PFDoA	acide perfluoro-dodécanoïque	43	5.2%	10
PFTTrDA	acide perfluoro-tridécanoïque	41	5.0%	5.0
PFTeDA	acide perfluoro-tétradécanoïque	7	0.9%	5.0

Tableau 3- Détection (fréquence et limite, en ng.g-1 de poids frais) des congénères de PFC dans les 823 échantillons de la base de données Rhône-Méditerranée d'après Babut *et al.* (2011)

Le PFOS est présent dans 75% des échantillons et détecté dans pratiquement toutes les stations étudiées par Babut *et al.* (2011). Tandis que la présence dans la majorité des stations d'un petit nombre de substances, notamment le PFOS, renvoie plutôt à des sources diffuses, la présence de plusieurs composés ou des concentrations élevées suggèrent aux auteurs l'existence de sources ponctuelles, liées à la production ou l'utilisation de perfluorés.

Des analyses ont également été réalisées sur le Léman (Ortelli *et al.*, 2009 ; Edder *et al.*, 2013) ou le littoral méditerranéen (xxx réf Ifremer ? xxx). Ils confirment la contamination générale par le composé PFOS.

D'après Babut *et al.* (2011) les gammes de concentrations observées dans la chair des poissons du bassin Rhône-Méditerranée sont comparables à celles rapportées dans la littérature, les maxima rapportés dans le bassin Rhône-Méditerranée, notamment pour le PFOS, étant cependant dans l'ensemble inférieurs à ceux d'autres régions.

En termes d'exposition pour l'homme, l'EFSA (2011) a publié un avis dans lequel elle considère que le risque pour la population européenne est faible, compte tenu des données disponibles pour l'évaluation.

Concernant l'eau destinée à la consommation humaine, la Direction Générale de la Santé a lancé en 2009 et 2010 une campagne nationale d'analyses pour caractériser l'occurrence des composés alkyls perfluorés dans la ressource en eaux brutes (331 échantillons) et eaux traitées (110 échantillons) (ANSES, 2011a). Les trois PFC les plus fréquemment retrouvés en eau brute sont le PFOS, PFHxS et le PFOA. Dans les eaux traitées, ce sont le PFOS, PFHxA et PFHxS. 25% des échantillons d'eau brute analysés présentaient une teneur en PFC supérieure à la limite de quantification (4 ng/l). La concentration maximale cumulée en PFC était de 200 ng/l en eau brute et de 156 ng/l en eau traitée. Ainsi l'ANSES constate la présence possible de composés perfluorés dans les eaux distribuées, dans la mesure où seules la nanofiltration et l'osmose inverse présentent une efficacité élevée pour retenir ces molécules lors du traitement. Par ailleurs, elle estime la contribution de l'exposition hydrique par rapport à l'exposition alimentaire totale entre 1,3 et 24% chez les adultes et entre 0,4 et 17% chez les enfants, les valeurs les plus hautes étant retrouvées pour les substances PFHpA, PFHpS et PFOA (ANSES, 2014). A noter qu'il n'existe pas de limite de qualité ou de valeur de référence pour ces composés dans la réglementation nationale concernant l'exposition humaine via l'eau de boisson. Mais certains pays ont proposé des valeurs guide : cf. tableau 4.

	Désignation de la valeur guide	PFOA	PFOS	PFBA	PFBS
Minnesota	Valeur limite pour absence de risqué de cancer	300 ng/l	300 ng/l	7000 ng/l	7000 ng/l
New Jersey	Concentration dans l'eau potable protégeant la santé pour une exposition sur l'ensemble de la durée de vie	40 ng/l			
Caroline du Nord	Niveau acceptable dans l'eau	630 ng/l			
US EPA	Valeur guide provisoire pour la santé	400 ng/l	200 ng/l		
Allemagne	Valeur guide pour protégeant la santé pour une exposition sur l'ensemble de la durée de vie pour tous les groupes de population	[PFOA]+[PFOS]  < 300 ng/l			
Royaume Uni	Concentration maximale admissible	10 000 ng/l	300 ng/l		

Tableau 4 – valeurs guides en composés perfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine (Anses, 2014).

En dehors de cette imprégnation globale de l'environnement par les composés PFC, constatée au niveau national ou européen, l'étude de l'ANSES (2011) a mis en évidence des impacts localisés de rejets industriels situés sur l'axe du Rhône. Ils ont pu observer la présence de composés PFHxA et PFNA selon un profil de concentration spécifique de ces rejets.

Les résultats de surveillance dans l'eau recueillis dans le cadre du réseau de surveillance de l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse confortent ces observations : au niveau de Chasse sur Rhône (69) et d'Arles, le PFHxA a été quasiment systématiquement quantifié dans l'eau (LQ=5 ng/l) avec des valeurs dépassant fréquemment 200 ng/l. Le PFNA est quant à lui régulièrement quantifié mais sur ces deux stations avec quelques valeurs élevées dépassant 40 ng/l.

- **Les résidus de produits cosmétiques**  
(d'après Dulio et al., 2009)

Dulio *et al.* (2009) affirment que les classes de substances aujourd'hui plus fréquemment discutées comme substances émergentes faisant partie de la catégorie "cosmétiques" sont les suivantes :

- Fragrances
- Désinfectants / antiseptiques
- Conservateurs
- Nanoparticules dans les produits cosmétiques
- Filtres solaires

Quelques exemples de substances concernées :

- parmi les fragrances : les nitro musks (e.g. musk xylène, musk kétone et le musk ambrette) et les musks polycycliques (ex. Galaxolide (HCHB) et Tonalide3 (AHTN), Celestolide (ADBI), Phantolide (AHDl), Cashmeran (DPMI), Traseolide (ATII)) ;
- parmi les supports d'autres produits : les siloxanes ;
- parmi les désinfectants / antiseptiques : le triclosan et le méthyltriclosan ;
- parmi les conservateurs : les parabènes (esters acides hydrobenzoïques) ;
- parmi les filtres solaires : le 4-méthylbenzylidène camphor, le benzophénone, le butylmethoxydibenzoylméthane, l'éthylhexyl méthoxycinnamate, etc

Les produits cosmétiques (y compris les produits d'hygiène corporelle tels que les shampoings, les produits d'hygiène dentaire, les savons, les crèmes solaires, etc.) sont utilisés en grande quantité partout dans le monde. Ils entrent dans l'environnement principalement via leur utilisation diffuse (douche, bain, etc.).

La source de contamination primaire est donc, pour la plupart de ces substances, via le réseau d'assainissement et les effluents des stations d'épuration. Les technologies de traitement utilisées dans les stations d'épuration n'étant pas efficaces pour l'élimination de ces substances, une fraction de ces produits se retrouve in fine dans l'environnement aquatique.

Enfin, comme pour les produits pharmaceutiques, il faut considérer également les rejets et les pertes lors des procédés industriels de fabrication des substances (source mineure) ainsi que les rejets directs des produits non utilisés via les déchets ménagers.

En termes de présence dans l'environnement et plus particulièrement l'eau, la majorité de ces substances a été retrouvée dans des effluents de stations d'épuration urbaine, dans l'eau de surface ou pour les bioaccumulables dans le biote. Mais les données restent parcellaires et produites hors de France. Les concentrations, comme pour les résidus de médicaments, sont très variables selon les

substances et les points de suivi. Elles évoluent entre quelques ng/l à la centaine de ng/l pour les analyses faites sur eau de surface, rapportées par la synthèse bibliographique de Dulio *et al.* (2009).

A noter cependant en particulier que :

- la présence dans l'environnement des muscs polycyclique est véritablement ubiquitaire, mais tendrait à la baisse selon des études allemandes ; cette tendance reste à confirmer,
- l'utilisation diffuse des siloxanes, ainsi que leur volatilité élevée constituent des problèmes majeurs quant à leur dispersion dans l'environnement ; leur présence pourrait augmenter,
- le triclosan, très largement utilisé pour ses propriétés bactéricides, peut être présent à l'état de traces dans les eaux de surface, notamment parce qu'il est très vite photodégradé, mais il peut générer un métabolite persistant : le méthyl-triclosan ; sa voie de transfert principale serait atmosphérique,
- concernant les parabènes, les données environnementales sont véritablement parcellaires ; les risques pour l'écosystème sont mal appréhendés et font l'objet de recherches,
- les concentrations les plus élevées en filtres UV (qui représente une vingtaine de molécules) dans les eaux de surface ont été observées aux heures chaudes en été.

En l'état des connaissances, les études n'identifient pas de risque pour l'environnement ou la santé humaine. Néanmoins, dans un certain nombre de cas (musc-xylène, triclosan, parabènes) des propriétés particulières de ces molécules invitent à la vigilance et à compléter les connaissances : suspicion d'effet perturbateur hormonal pour le musc-xylène ou les parabènes, mais controversé, inquiétude sur l'éventuelle antibiorésistance induite au triclosan.

A noter que sur le bassin Rhône-Méditerranée, quelques analyses ont été conduites sur des résidus de produits cosmétiques :

- L'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse surveille régulièrement le musc-xylène dans les eaux de surface depuis 2010 : sur 9500 analyses une seule quantification a été observée à 100 ng/l (limite de quantification = 100 ng/l).
- La CIPEL a également produit quelques analyses de triclosan réalisées dans le cadre de deux campagnes d'analyse sur le Léman et ses tributaires en 2009-2010. Sur 24 analyses le triclosan a été quantifié dans la moitié des cas (LQ=8ng/l) avec des valeurs qui évoluent entre 10 et 30 ng/l (Ortelli *et al.*, 2011).

### • **Les plastifiants : phtalates et bisphénol A**

Le réseau Norman (<http://www.norman-network.net>) identifie actuellement une quinzaine de substances émergentes dans la famille des plastifiants, dont certains phtalates. Mais la molécule qui a le plus mobilisé les scientifiques et les décideurs a été dernièrement le bisphénol A (BPA), en raison de ses propriétés de perturbateur endocrinien (perturbation du système hormonal).

Le bisphénol A est utilisé en grande quantité principalement comme monomère dans la production de polycarbonates et comme précurseur de certaines résines époxy. Les polycarbonates sont présents dans de très nombreux produits de la consommation courante.

Les inquiétudes quant aux risques associés à l'exposition des populations au bisphénol A ont justifié une expertise collective pilotée par l'Anses (2013). Cette expertise identifie dans ses conclusions des

situations de risques pour l'enfant à naître lié à une exposition pendant la grossesse, avec néanmoins un niveau de confiance « modéré ». Plus globalement l'impact potentiel du BPA est mis en évidence sur la reproduction avec des effets sur le comportement des enfants, des dysfonctionnements sexuels par exemple (INERIS, 2010).

Mais au-delà du danger que représente cette substance, l'Anses (2013) a précisé les voies d'expositions pour l'Homme et a mis en évidence la part prépondérante de l'exposition alimentaire par rapport aux autres voies. La consommation d'eau potable est l'une des voies d'exposition alimentaire, mais n'est pas majoritaire.

Les campagnes d'analyses réalisées de façon parcellaire dans les eaux brutes et distribuées et rapportées par la littérature révèlent une présence fréquente du bisphénol A dans les eaux. L'ordre de grandeur des concentrations est de quelques ng/l à quelques centaines de ng/l sans pour autant dépasser 350 ng/l (valeur maximale rapportée par la synthèse bibliographique de l'Anses étant 317 ng/l) (ANSES, 2013). Les rares valeurs de concentrations mesurées en France dans l'eau des milieux naturels sont du même ordre de grandeur : les valeurs rapportées par la CIPEL dans les eaux du Léman et de ses tributaires révèlent une quantification quasi systématique du BPA dans des concentrations généralement inférieures à 40 ng/l à l'exception de deux valeurs observées sur cours d'eau lors de la campagne d'analyse de 2010 : 370 ng/l sur le Rhône en amont du lac et 904 ng/l sur l'Arve.

Mais l'expertise de l'ANSES identifie qu'il est possible dans certains cas que la source de bisphénol A soit liée davantage au mode d'approvisionnement en eau potable, qu'à la qualité de l'eau brute elle-même. Elle suspecte une contamination possible par les résines époxy des canalisations ou le conditionnement par emballages en polycarbonates pour les consommateurs d'eau en bouteille. Des analyses ont en effet révélé des concentrations en BPA dans des eaux issues de bonbonnes en polycarbonates de l'ordre de plusieurs centaines de ng/l à plusieurs µg/l, soit 100 fois supérieurs aux fourchettes de concentrations observées sur eau brute (ANSES, 2013).

Concernant les plastifiants de la famille des phtalates, il s'agit d'une famille de molécules organiques synthétisées depuis les années 1930. La production mondiale de phtalates est passée de 1,8 millions de tonnes en 1975 à 4,3 millions de tonnes en 2006 (Chevreuil *et al.*, 2009), dont le quart est représenté par le di-(2-éthylexyl) phtalate (DEHP), qui fait partie de la liste des substances prioritaires définie par la Commission Européenne (EC, 2008) pour qualifier l'état chimique. A ce titre, le DEHP est régulièrement surveillé dans les milieux aquatiques par les agences de l'eau.

Sur les bassins Rhône-Méditerranée et Corse, la fréquence de quantification reste faible, inférieure à 5% (données 2006-2013). **Xxx compléter avec dépassement NQE xxx**

- **Les nanoparticules**

Les nanoparticules constituent aussi une nouvelle famille d'agents chimiques qui présentent de multiples différences en termes de composition, de caractéristiques dimensionnelles et de propriétés physico-chimiques. Les champs d'application des nanotechnologies apparaissent chaque jour plus nombreux. Compte tenu de leur taille, les nanoparticules inhalées ou ingérées seraient capables de franchir les barrières biologiques (nasale, bronchique, alvéolaire...) et de migrer vers différents sites de l'organisme via le sang et la lymphe. Les connaissances sur la toxicité des nano-particules demeurent lacunaires (<http://www.inrs.fr/accueil/risques/chimiques/focus-agents/nanomateriaux.html>).

D'après l'avis formulé par l'AFSSET en 2010 (agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail), le manque de données épidémiologiques, toxicologiques et écotoxicologiques ne permet pas de mener actuellement une évaluation complète des risques potentiels liés aux nanomatériaux manufacturés contenus dans tous les produits de consommation courante (AFSSET, 2010).

Les milieux aquatiques sont exposés en théorie aux rejets de nanoparticules dites « manufacturées » (c'est-à-dire d'origine non naturelle) par exemple par les résidus de crème solaire lors des baignades, lors de lavages de textiles imprégnés ou sous l'effet du ruissellement des eaux de pluie pour les cimENTS et peintures extérieures recouverts de nanorevêtements. Néanmoins, il n'existe actuellement pas réellement de données permettant d'apprécier si le compartiment eau est un réceptacle d'une telle pollution et si des concentrations environnementales exposent les organismes ou la ressource jusqu'à devenir un vecteur d'exposition significatif pour l'Homme.

*Incidences clés :*

- *Il existe deux angles de vue complémentaires pour qualifier l'état des milieux et les risques associés vis-à-vis des substances :*
  - o *des milieux où les NQE ne sont plus respectées pour les substances les plus dangereuses définies par la réglementation,*
  - o *des écosystèmes ou ressources vulnérables, parfois altérés, par des flux élevés et/ou une contamination importante.*
- *Les substances les plus problématiques sont intégrées dans la surveillance régulière et l'objectif de bon état chimique motive des actions visant à réduire les rejets sur les « points noirs ».*
- *Les milieux les plus vulnérables sont identifiés par l'état des lieux en identifiant les masses d'eau à risque de non atteinte des objectifs environnementaux vis-à-vis des substances.*
- *Les substances émergentes sont celles pour lesquelles les scientifiques font le constat d'une imprégnation environnementale anormale ou d'un danger particulier : la ligne de partage entre la veille scientifique et les plans d'action de réduction des rejets doit alors être précisée au cas par cas.*
- *Avec les progrès de la connaissance, les substances émergentes les plus problématiques sont progressivement intégrées à la logique de surveillance, de caractérisation des dangers et de fixation d'une norme de qualité environnementale.*

## **IV. En synthèse, quelles stratégies pour maîtriser les risques liés à la contamination des milieux aquatiques ?**

### **IV.1. En premier lieu, il est nécessaire d'agir sur les foyers de pollution connus**

La directive « substances » 76/464/CEE ou le premier SDAGE de 1996 affichaient des objectifs de réduction des flux rejetés pour les substances les plus toxiques, mais les données manquaient quant à la véritable étendue des contaminations et aux flux rejetés.

Depuis, des efforts considérables ont été portés et ont permis d'identifier des sources actives de pollution par les substances, véritablement impactant selon une logique de « points noirs ».

Il est alors légitime d'envisager des actions significatives pour permettre une réduction des rejets ou émissions, qu'il s'agisse de rejets ponctuels ou d'émissions par des sites pollués ou des territoires soumis à d'importants épandages de produits phytopharmaceutiques.

Ces secteurs en nombre limités présentent généralement une signature propre aux types de pollution qu'ils reçoivent. Nous avons vu, par ailleurs, que dans de nombreux cas les travaux scientifiques ont mis en évidence des altérations de la santé des écosystèmes aquatiques et parfois même de la ressource, induisant alors des mesures restrictives ou correctrices sur les usages associés (AEP ou pêche). Bien que parfois le respect des NQE de l'état chimique puisse être constaté, dans la mesure où il ne porte que sur un nombre limité de substances et selon des règles particulières, ces dégradations de l'environnement aquatique apparaissent comme suffisantes pour motiver des mesures fortes et ciblées, les sources étant connues et leur impact étant mis en évidence.

### **IV.2. Second levier, les pressions urbaines doivent être abordées dans leur ensemble**

Une évolution forte dans la connaissance, depuis les SDAGE de 1996 et 2009, est la caractérisation des sources de substances liées au tissu urbain.

Jusqu'à présent l'effort a porté sur les activités industrielles raccordées aux réseaux de collecte d'eau usées (cf. dispo 5C-05 du SDAGE - Comité de Bassin Rhône-Méditerranée, 2009). Des mesures ont également été conduites pour limiter les déchets liés aux activités artisanales ou de PME-PMI.

Si la station d'épuration urbaine reste bien un vecteur de la pollution émise en amont et non une source, il apparaît désormais incontournable de considérer plus largement l'ensemble des sources émises en amont et collectées par les réseaux urbains, qu'ils soient d'eau usée ou pluviaux.

Les travaux scientifiques ont précisé les flux à considérer :

- les rejets domestiques liés à la consommation de produits courants (résidus de sources de plastifiants, retardateurs de flammes, perfluorés, cosmétiques) ou de médicaments (cf. point III-2-quatrième constat),
- les lessivages de surfaces imperméabilisées, toitures ou chaussées,
- les rejets d'activités artisanales ou industrielles, connus ou non.

Les premiers résultats des campagnes d'inventaires de substances dans les rejets de stations d'épuration urbaines, disponibles depuis 2013, permettent de caractériser le profil des contaminations urbaines.

Les principaux contaminants sont des métaux et en premiers lieux le zinc, le xxx, des hydrocarbures aromatiques polycycliques et quelques solvants chlorés (Comité de Bassin Rhône-Méditerranée, 2013).

Les travaux conduits dans les projets AMPERES puis ARMISTIQ sur les flux de substances dans les stations d'épuration urbaines ont mis en évidence l'existence d'un abattement, notamment pour la plupart des métaux, HAP, alkylphénols ou DEHP qui sont retenus sous forme particulaire et transférés dans les boues (Coquery *et al.*, 2011).

Dans le cadre du projet ARMISTQ il a été observé un abattement généralement supérieur à 70% pour des procédés boues activées (cf. figure xx. Coquery, 2014). Par ailleurs, l'efficacité d'abattement des substances par des traitements complémentaires est démontré pour les substances organiques étudiées dans le cadre de ce projet, mais inefficace pour les métaux (Budzinski, 2014).

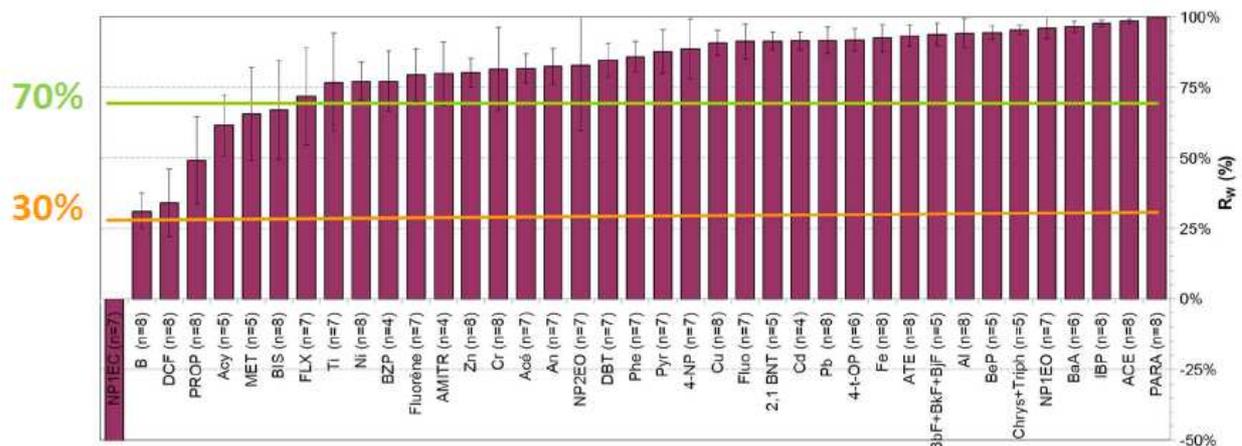


Figure xx – rendement épuratoire (Rw) du procédé boues activées sur les substances, d'après Coquery (2014)

Si la station d'épuration urbaine apparaît comme un facteur de réduction potentiel des flux urbains de substances, le gain à espérer reste limité à ce niveau dans la mesure où les traitements complémentaires testés n'apporteraient pas un bénéfice significatif sur les flux principaux (pas d'influence sur les métaux et HAP, alkylphénols essentiellement retenus sous forme particulaire).

Par ailleurs, les substances d'origine purement domestique, collectées via les eaux usées, sont pour l'essentiel des émergents pour lesquels les risques associés pour l'environnement et la santé restent à préciser. Le degré d'effort à porter en termes de réduction n'est donc pas défini à ce stade.

Enfin, les apports liés à la collecte des eaux de pluie contribuent également aux apports urbains en particulier les déversoirs d'orage (Perrodin *et al.*, 2010).

Il apparaît donc désormais que le tissu urbain doit être considéré dans son ensemble comme source de substances, avec une forte diversité de types de source : diffuses, dispersées, ponctuelle.

### **IV.3. Troisième levier, les pollutions héritées du passé bénéficient d'une gestion précautionneuse**

La crise des PCB dans le Rhône, puis au niveau national, a remis en avant les enjeux associés aux pollutions accumulées héritées du passé. Le cas des sédiments contaminés est du même ordre que les nappes contaminées durablement, les exhaures de mines ou bien les sols pollués : l'enjeu est d'une part de tendre vers une amélioration globale de la situation (objectif de la directive cadre sur l'eau, réaffirmée dans les deux directives filles portant sur les substances : EC, 2000, 2008, 2013), d'autre part de permettre une exploitation sécurisée des ressources naturelles en eau potable ou poissons et fruits de mer.

Si l'activité à l'origine de la pollution est dans certains cas arrêtée, il reste possible d'afficher un degré d'effort dans la maîtrise des émissions résiduelles fonction.

Les actions peuvent alors porter sur :

- la recherche de sources encore ignorées entretenant la dégradation induite par cette pollution,
- l'encadrement des opérations de gestion ou travaux pouvant remobiliser cette pollution accumulée,
- le confinement ou le traitement des sites les plus impactants,
- la surveillance active accompagnée de seuils d'alerte influençant des dispositions particulières.

Ce chantier, s'il doit être géré au cas par cas, reste nécessairement basé sur un travail d'inventaire de ces sites considérés comme pollués durablement.

### **IV.4. Quatrième levier, entretenir une veille scientifique active et opérationnelle en particulier sur les polluants émergents**

Par définition, les substances émergentes sont celles pour lesquelles la connaissance n'est pas suffisante pour que la réglementation les intègre dans le processus global de surveillance, fixation de NQE et maîtrise des rejets en fonction de l'état des milieux et risques associés.

Les marges de manœuvre se situent dans l'interface entre les travaux scientifiques et les décideurs et la manière de traiter les signaux que les progrès de la connaissance apportent sur la présence de ces polluants dans l'environnement et/ou leur dangerosité.

La production de données de concentrations environnementales reste une première étape indispensable, en l'occurrence dans le compartiment eau.

Ensuite il est nécessaire de produire des valeurs de référence sur la dangerosité et ensuite les risques associés à ces niveaux de concentrations, ce qui définit le degré d'effort à envisager en termes de maîtrise des rejets, émissions et pertes.

## Bibliographie

AFSSET, 2010. Évaluation des risques liés aux nanomatériaux pour la population générale et pour l'environnement – Avis de l'AFSSET, rapport d'expertise collective. 207 p

Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 1999. Qualité des eaux du Rhône – évolution 1969-1995. Rapport agence de l'eau RMC. 106 p

Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 2008, pesticides dans les eaux superficielles et souterraines des bassins Rhône-Méditerranée et Corse – situation 2006-2007. Rapport agence de l'eau RMC. 20p

Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 2012. L'état des eaux des bassins Rhône-Méditerranée et de Corse – situation 2010. Rapport agence de l'eau RMC. 27p

Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 2013. L'état des eaux des bassins Rhône-Méditerranée et de Corse – situation 2011. Rapport agence de l'eau RMC. 31p

Agence de l'eau Seine-Normandie, 2008. Guide pratique des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du bassin Seine-Normandie. Editions Eau Seine-Normandie, 271p.

ANSES, 2011a. Rapport sur la campagne nationale d'occurrence des composés alkyls perfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine. Ressources en eaux brutes et eaux traitées. Rapport Anses-Laboratoire d'Hydrologie de Nancy, 106 p.

ANSES, 2011b. Campagne nationale d'occurrence des résidus de médicaments dans les eaux destinées à la consommation humaine. Edition scientifique. Rapport Anses de mars 2011. 31 p.

ANSES, 2013. Évaluation des risques du bisphénol A (BPA) pour la santé humaine - Tome 1 - Avis de l'Anses. Rapport d'expertise collective, édition scientifique. 282 p

ANSES, 2014. Note d'appui scientifique et technique de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relative aux composés perfluorés présents dans les eaux destinées à la consommation humaine en réponse à la saisine n°2012-SA-0001. 27p

ANSES et ANSM, 2013. Évaluation des risques sanitaires liés à la présence de résidus de médicaments dans les eaux destinées à la consommation humaine : méthode générale et application à la carbamazépine et à la danofloxacine - Avis de l'Anses Rapport d'expertise collective. Edition scientifique. 67 p.

ARMANI G., MERLIN J. et PERRODIN Y., 2012. Représentations des micropolluants toxiques. Rapport ZABR Observation sociale. 71 p.

ASCONIT, 2005. Suivi expérimental de l'écotoxicité de quelques rivières toxiques du SDAGE RMC. Rapport d'étude Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse. 22p + annexes

BABUT M., ROY A., LOPEZ C. et PRADELLES S., 2011. Contamination des poissons d'eau douce par les PCB et d'autres contaminants persistants dans le bassin Rhône-Méditerranée - Détermination de facteurs d'accumulation sédiments-poissons et d'une valeur seuil dans le sédiment au-delà de laquelle les poissons risquent de dépasser le seuil réglementaire de consommation. Rapport d'étude IRSTEA-DREAL Rhône-Alpes. 80 p.

BERNARD M., ARNORLD C., MANGE P. et OBRIST D., 2012. Micropolluants dans les eaux du Rhône. . Rapport du conseil scientifique de la CIPEL campagne 2011. p 122-138

BESSAGNET B., 2011. Modélisation simplifiée des dépôts de HAP avec CHIMERE : cartographie des dépôts. Rapport d'étude de la convention ONEMA-INERIS 2010. Rapport n° DRC-10-112065-13486A. 40 p.

BOILLOT C., 2008. Evaluation des risques écotoxicologiques liés aux rejets d'effluents hospitaliers dans les milieux aquatiques. Contribution à l'amélioration de la phase « caractérisation des effets ». Thèse spécialité Sciences de l'environnement industriel et urbain. INSA de Lyon et LES-ENTPE, Vaux en Velin, 2008. 301 p.

BRELOT E., LECOMTE V. et PATOIS L., 2013. Le site pilote de Bellecombe (Sipibel) sur les effluents hospitaliers et stations d'épuration urbaines : premiers résultats du suivi. TSM n°12-2013. P 85-99

BUDZINSKI H., 2014. Occurrence et variabilité des concentrations en entrée et sortie de traitements complémentaires. Communication orale colloque de restitution finale du projet Armistiq 6 février 2014.

BUDZINSKI H. et TOGOLA A., 2006. Présence des résidus de médicaments dans les différents compartiments du milieu aquatique. Environnement Risques et Santé. N°5, p. 248-252.

CHEVREUIL M., BLANCHARD M., DARGNAT C., GASPERI J., GOURLAY C., LORGEUX C., MOILLERON R., MOREAU-GUIGNON E., OLLIVION D., TEIL M.J. et MOUCHEL J.M., 2009. La micropollution organique dans le bassin de la Seine – Maîtriser l'impact des molécules créées par l'homme. Rapport du programme PIREN-SEINE n°9. Editions Eau Seine-Normandie. 66p.

CLERC E., 2008. Caractérisation sédimentologique et géochimique des sédiments du Rhône - Etude de quatre sites sur le Rhône : la lône de La Morte, la retenue du Grand Large, la darse de Crépieux et la lône de l'Île-du-Beurre. Rapport de Master recherche « Sciences de l'Environnement Industriel & Urbain (SEIU) ». 80 p.

Comité de Bassin Rhône Méditerranée Corse, 1992. Programme écotox Rhône phase 1, descriptif, résultats, synthèses – Plan Rhône. Rapport du groupe de travail « qualité des eaux du Rhône » du Comité de bassin. 98 p.

Comité de Bassin Rhône Méditerranée Corse, 1996. Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux du bassin Rhône-Méditerranée-Corse – volume 3 – cartographie des objectifs et des priorités.

Comité de Bassin Rhône Méditerranée Corse, 2000. Panoramique 2000 – tableau de bord du SDAGE Rhône-Méditerranée-Corse. 137 p.

Comité de Bassin Rhône Méditerranée Corse, 2002. Panoramique 2002 – tableau de bord du SDAGE Rhône-Méditerranée-Corse. 159 p.

Comité de Bassin Rhône-Méditerranée, 2009. Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux- Bassin Rhône-Méditerranée – 2010-2015 - vers le bon état des milieux aquatiques. 309 p.

Comité de Bassin Rhône-Méditerranée, en cours. Etat des lieux – bassin Rhône-Méditerranée.

COQUERY M., 2014. Variabilité des concentrations en entrée et en sortie pour une installation grandeur réelle. Communication orale colloque de restitution finale du projet Armistiq 6 février 2014.

COQUERY M., POMIES M., MARTIN-RUEL S., BUDZINSKI H., MIEGE C., ESPERANZA M., SOULIER C. et CHOUBERT J.M., 2011. Mesurer les micropolluants dans les eaux usées brutes et traitées, protocoles et résultats pour l'analyse des concentrations et des flux. TSM numéro 1/2 2011. p 25-42.

- CORVALAN C.F., KJELLSTROM T. et SMITH K.R., 1999. Health, environment and sustainable development. Identifying links and indicators to promote action. *Epidemiology*, vol. 10, n°5. P. 656-660
- COSSA D., 2012. Le mercure en Méditerranée Nord occidentale - Mercure naturel et anthropique dans l'écosystème du Golfe du Lion et de ses marges: niveaux, apports et tendances dans l'atmosphère, les eaux, les sédiments et les organismes vivants. Rapport IFREMER. 97 p.
- COULAUD R., 2012. Modélisation et changement d'échelles pour l'évaluation écotoxicologique : application à deux macroinvertébrés aquatiques, *Gammarus fossarum* (crustacé amphipode) et *Potamopyrgus antipodarum* (mollusque gastéropode). Thèse de l'Université de Lyon. 333p. + annexes
- DAUCHY X, BOITEUX V, ROSIN C, MUNOZ J.F., 2012. Relationship Between Industrial Discharges and Contamination of Raw Water Resources by Perfluorinated Compounds. Part I: Case Study of a Fluoropolymer Manufacturing Plant. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 89: 525-530.
- DESMET M., ROUX G., VALVERDE L., BABUT M., PERSAT H., MALHER B., VAN METRE P., BEDELI J. P. et PERRODIN Y., 2010. Histoire des contaminations métalliques et organiques dans les sédiments du Rhône. Com. Oral à la 23<sup>ème</sup> Reunion des Sciences de la Terre - Bordeaux 2010
- DEVAUX A. et OLIVIER J.M., 2013. Analyse de l'importance d'un dysfonctionnement de la reproduction dans le déclin observé de populations de cyprinidés du Rhône – phase 3. Rapport action 34 au titre de l'accord cadre agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse – ZABR. 41 p. + annexes
- DOUARD, FRESQUET C. et GALIBERT T., 2013. Mission d'évaluation du plan polychlorobiphényles – tome 1. Rapport de mission CGEDD N° 008793-01 et CGAAER N° 13075. 71 p.
- DUBOIS A. et LACOUTURE L., 2011. Bilan de présence des micropolluants dans les milieux aquatiques continentaux - Période 2007-2009. Rapport n°54 Etudes & Documents du commissariat général au développement durable. 56p.
- DUCHEMIN, 2012. Recherche de résidus de médicaments et de perturbateurs endocriniens, eaux souterraines du bassin Seine-Normandie. Communication orale au 13<sup>ème</sup> carrefour de l'eau de Rennes, 25-26 janvier 2012.
- DUCOS G., 2010. Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) : Etablissement d'une stratégie de réduction des concentrations dans les cours d'eau. Rapport d'étude de la convention ONEMA-INERIS 2009. Rapport n°DRC-10-102861-02416A. 47 p. + annexes
- DULIO V., MORIN A. et STAUB P.F., 2009. Les substances émergentes dans l'environnement - Note de synthèse sur l'état de l'art concernant les produits pharmaceutiques, les cosmétiques et les produits d'hygiène corporelle. Rapport d'étude DRC-09-95687-06381C de la convention Onema-INERIS. 41p
- DURAND C.L., 2012. Développement d'une batterie de mesures biologiques pour l'évaluation du risque associé aux sédiments contaminés. Thèse de l'Université de Lorraine. Novembre 2012.
- EC, 1967. Directive n° 67/548/CEE du 27/06/67 concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives relatives à la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances dangereuses. Publiée au JOCE n° L 196 du 16 août 1967.
- EC, 1975. Directive n° 75/440/CEE du 16/06/75 concernant la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire dans les Etats membres. Publiée au JOCE n° L 194 du 25 juillet 1975.

EC, 1976. Directive n° 76/464/CEE du 04/05/76 concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté. Publiée au JOCE n° L 129 du 18 mai 1976.

EC, 1980. Directive n° 80-778 du 15/07/80 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. Publiée au JOCE n° L. 229 du 30 août 1980.

EC, 2000. Directive 2000/60/CE du parlement européen et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Publiée au JOCE n° L. 327 du 22 décembre 2000.

EC, 2008. Directive 2008/105/CE du parlement européen et du Conseil établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau, modifiant et abrogeant les directives du Conseil 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE, 86/280/CEE et modifiant la directive 2000/60/CE. Publiée au JOCE n°348 du 24 décembre 2008.

EC, 2011. Technical guidance for deriving environmental quality standards – Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document n°27. 203 p.

EC, 2013. Directive 2013/0298/CE du parlement européen **xxxx JO xxx du xxx/xx/2013,**

EDDER P., ORTELLI D. et KLEIN A., 2013. Micropolluants dans plusieurs espèces de poissons du Léman. Rapport du conseil scientifique de la CIPEL campagne 2012. p 70-81

EFSA, 2011. Le sulfonate de perfluorooctane (SPFO), l'acide perfluorooctanoïque (APFO) et leurs sels - Avis du groupe scientifique sur les contaminants de la chaîne alimentaire (Opinion of the Scientific Committee/Scientific Panel), E.P.o.C.i.t.F.C. (CONTAM), Editor. 2011, European Food Safety Authority: Parme (I).

FLAMMARION P., 1997. Mesure in situ de l'induction du cytochrome P450 1A chez des cyprinidés d'eau douce. Optimisation de l'interprétation. Thèse de l'Université de Metz. Décembre 1997. 107 p. + annexes.

FLAMMARION P., NOURY P., BRION F., GARRIC J., BABUT M. et PALAZZI X., 2001. Anomalies histologiques dans les gonades de poissons d'eau douce mâles dans le Rhône à l'aval de Lyon. Rapport d'étude. 30 p.

GALGANI F., 2007. Evaluation de la toxicité globale des sédiments du littoral des bouches du Rhône par un bioessai : développement larvaire de l'huître creuse *crassostrea gigas* en présence d'élutriats de sédiments. Rapport d'étude RST.DOP/LER-PAC/07-06 de la convention agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse – IFREMER. 23 p.

GAIROARD S., RADA KOVITCH O., EYROLLE F., LUDWIG W. et COSSA D., 2012. Flux de matières solides et liquides des bassins versants français à la mer Méditerranée – bilan des connaissances et recommandations pour un suivi optimisé. Rapport d'étude CEREGE. 85 p.

GARRIC J., MIGEON B. et FLAMMARION P., 1995. Etude de l'activité EROD sur des stations du Rhône et de la Saône. Rapport d'étude. 8 p. + annexes.

GAUROY C., GOUY V. et CARLUER N., 2012. Interprétation des données de surveillance de la contamination des eaux de surface par les pesticides par hydro-écorégion. Science Eaux et Territoires – la revue d'Irstea. Article hors-série n°8. 11p.

GENTRY-SHIELDS J. et BARTAM J., 2014. Human health and the water environment : Unsing the DPSEEA framework to indentify the driving forces of disease. Science of the total environment 468-469. P. 306-3014.

INERIS, 2006. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : octabromodiphényléthers. 14 p. (<http://rsde.ineris.fr/> ou <http://www.ineris.fr/substances/fr/>)

INERIS, 2010. Le bisphéno A. Rapport DRC-10-109972-01125C. 23 p.

INERIS, 2011. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : 51 p. (<http://rsde.ineris.fr/> ou <http://www.ineris.fr/substances/fr/>)

INERIS, 2012. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Pentabromodiphényléthers, DRC-12-126866-13678A, 43 p. (<http://rsde.ineris.fr/> ou <http://www.ineris.fr/substances/fr/>)

JUNG S., ARNAUD F., BONTE P., DESMET M., DORIOZ J.M., WINIARSKI T. et TASSIN B., 2007. Sensibilité des milieux lacustres à la pression urbaine : expression des traceurs de pression. Rapport d'étude du partenariat agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse – ZABR. 80 p. + annexes

LACAZE E., 2011. Un biomarqueur de génotoxicité chez *Gammarus fossarum* : développement, signification fonctionnelle et application au milieu naturel. Thèse de l'Université de Metz. Janvier 2011. 365 p. + annexes

LARONDE S. et PETIT K., 2010. Bilan national des efforts de surveillance de la qualité des cours d'eau – rapport final. Etude du système d'information sur l'eau Eaufrance. 330p.

LASCOMBE C., RIVIERE J.L., PELTE T. et QUINIOU F., 2008. Synthèse des travaux de la thématique « écosystèmes aquatiques ». Colloque de restitution du programme national d'écotoxicologie PNETOX des 13-14 octobre 2008. P. 10-16

LAUNAY M., 2014. Flux de contaminants particuliers dans un grand cours d'eau anthropisé : dynamique des PCB et du mercure transportés par les matières en suspension du Rhône, du Léman à la Méditerranée. Thèse de l'Université de Lyon. 472 p.

Le moigne (1999) cité par Bourion C ; 2004. la modélisation des systèmes complexes jean-louis le moigne pdf

MARTINEZ E. et SUREAU S., 2006. DECA BROMO DIPHENYLETHERS – données technico-économiques sur les substances chimiques en France. INERIS. 14 p

MATHIEU A. et BABUT M., 2012. Contamination des poissons d'eau douce par des contaminants persistants : polychlorobiphényles (PCB), dioxines, furanes, mercure. - Etude des relations biote-sédiment (PCB). Rapport action 23 du partenariat Onema-Irstea programme 2011. 41p.

MIEGE C., FAVIER M., BROSSE C., CANLER J.P. et COQUERY M., 2006. Occurrence of betablockers in effluents of wastewater treatment plants from the Lyon area (France) and risk assemebt for the downstream rivers. Talanta; 70(4). p 739-744.

MIGNE-FOUILLEN, 2011. Méthodologie utilisée pour la détermination de normes de qualité environnementale (NQE) – rapport d'étude INERIS DRC-11-118981-08866A. 34 p.

MUNSCHY C., HEAS-MOISAN K. et METAYER E., 2010. Niveaux de présence de contaminants émergents dans le milieu marin. PCDD/F, PBDE, HBCD dans les mollusques marins. Rapport convention ONEMA-IFREMER 2010, 26p.

ONEMA, 2009. Résidus de médicaments dans les milieux aquatiques - Besoins et outils pour la surveillance, évaluation des risques. Les rencontres de l'Onema n°1, décembre 2009. 4 p.

ORTELLI D., EDDER P. et RAPIN F., 2009. Micropolluants dans les poissons et des écrevisses du Léman. Rapport du conseil scientifique de la CIPEL campagne 2008. p 73-83

ORTELLI D., EDDER P., RAPIN F. et RAMSEIER S., 2011. Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman, campagne 2010. Rapport du conseil scientifique de la CIPEL campagne 2010. p 65-86

ORTELLI D., EDDER P., KLEIN A. et RAMSEIER S., 2013. Métaux et micropolluants dans les eaux du Léman, campagne 2012. Rapport du conseil scientifique de la CIPEL campagne 2012. p 60-69

PERRODIN Y., GUEDRI H., ANGERVILLE R., GUILLEMOT J., BREIL P., FOURNIER T., THOLLET F. et LAGOUY M., 2010. Identification, caractérisation et devenir des différentes composantes des eaux pluviales potentiellement toxiques pour les milieux aquatiques.

PY J.S., RIMLINGER N., PALLEZ C., COLIN A., VOVANREGNAULT G. et MUNOZ J.F., 2012. Occurrence des résidus de médicament dans les eaux destinées à la consommation humaine après traitement. Communication orale au 13<sup>ème</sup> carrefour de l'eau de Rennes, 25-26 janvier 2012.

ROIGT B., 2012. Focus sur l'approche risque en matière de résidus de médicaments dans l'environnement. Communication orale au 13<sup>ème</sup> carrefour de l'eau de Rennes, 25-26 janvier 2012.

SDAGE Rhône Méditerranée Corse, 2003. Maîtrise des pollutions toxiques : stratégies de bassin et stratégies locales. Note technique du SDAGE n°7 – SDAGE Rhône-Méditerranée-Corse 47p.

SOLEILLE S. et BRIGNON J.M., 2006. HAP – données technico-économiques sur les substances chimiques en France. INERIS. 45 p.

SOULIER C., GABET V., LARDY S., LEMENACH K., PARDON P., ESPERANZA M., MIEGE C., CHOUBERT J.M., MARTIN S., BRUCHET A., COQUERY M. et BUDZINSKI H., 2011. Zoom sur les substances pharmaceutiques : présence, partition, devenir en station d'épuration. TSM n°1/2-2011, p 63-77

STURB M.P., 2009. Enseignements nationaux de l'opération européenne de recherche des substances émergentes dans les eaux de surface EUMORE FATE. Note de synthèse Aquaref DRC-09-95687-05294B. 18p.

**SUTER G., XXXX. Ecological Risk Assessment.**

TLILI A., DORIGO U., MONTUELLE B., MARGOUM C., CARLUER N., GOUY V., BOUCHEZ A. et BERARD A., 2008. Responses of chronically contaminated biofilms to short pulses of diuron. An experimental study simulating flooding events in a small river. Aquatic Toxicology n°87, p. 252-263.

TOGOLA A. et DESFORGES M., 2009. Substances pharmaceutiques à usage vétérinaire dans les effluents agricoles : synthèse bibliographique. Rapport BRGM/RP-58021-FR. 62 p.