

# Micropolluants

Etude réalisée sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV)



**Schéma d'évaluation de la qualité des  
eaux au vu des composés traces organiques  
issus de l'assainissement communal**

## Impressum

### Editeur/Mandant

Eawag: L'institut de recherche de l'eau du domaine des EPF

### Mandataire

Office fédéral de l'environnement (OFEV), Division Eaux, 3003 Berne  
L'OFEV est un office du Département de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (DETEC).

### Auteurs

Christian Götz, Juliane Hollender	Département Chimie de l'environnement, Eawag
Robert Kase	Centre Suisse d'écotoxicologie appliquée

### Conseillers techniques et scientifiques

Michael Schäfer (pilotage)	Division Eaux (Section Qualité des eaux de surface) Office fédéral de l'environnement (OFEV)
Christian Abegglen	Département Technologie des procédés Eawag
Christian Balsiger	Abteilung Gewässerschutz Amt für Wasser, Energie und Luft Kanton Zürich (AWEL)
René Gaelli	BMG Engineering AG
Marin Huser	Fachstelle Oberflächengewässer Amt für Umweltschutz und Energie, Bau- und Umweltschutzdirektion Basel Land
Bettina Hitzfeld, Gabriela Hüsler	Division Protection de l'air et produits chimiques Office fédéral de l'environnement (OFEV)
Cornelia Kienle	Centre Suisse d'écotoxicologie appliquée
Christian Leu, Sébastien Lehmann, Ulrich Sieber	Division Eaux (Section Qualité des eaux de surface) Office fédéral de l'environnement (OFEV)
Pierre Mange	Service de la protection de l'environnement VS
Heinz Singer	Département Chimie de l'environnement Eawag
Jürg Straub	Corporate Safety, Health & Environmental Protection F. Hoffmann-La Roche Ltd
Philippe Vioget	Etat de Vaud, Dép. Sécurité et Environnement (DSE) Service des eaux, sols et assainissement (SESA)

### Traduction française

Laurence Frauenlob, Waldkirch

### Photo de couverture

Christian Götz L'Alpnachersee à Rotzloch (Lac des Quatre-Cantons)

## Indication

Ce rapport a été réalisé sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV). Seul le mandant est responsable de son contenu.

## Remerciements à

Johny Wüest (Eawag), Christian Stamm (Eawag), Philipp Longrée (Eawag), Falk Dorusch (Eawag), Kathrin Fenner (Eawag), Hansruedi Siegrist (Eawag), Markus Koch (AWEL), Pius Niederhauser (AWEL), Walo Meier (AWEL), Christoph Ort (Eawag), Christoph Studer (OFSP), Paul Liechti (OFEV), Andreas Weber (OFEV), Richard Wülser (IWB)

## Contact

Christian Götz, [christian.goetz@envilab.ch](mailto:christian.goetz@envilab.ch), T : +41(0)62 823 2951  
Robert Kase, [robert.kase@oekotoxzentrum.ch](mailto:robert.kase@oekotoxzentrum.ch), T : +41(0)44 823 5197  
Juliane Hollender, [juliane.hollender@eawag.ch](mailto:juliane.hollender@eawag.ch), T : +41(0)44 823 5493

## Citation

Götz, C.W., R. Kase und J. Hollender (2011). „Micropolluants – Système d'évaluation de la qualité des eaux au vu des composés traces organiques issus de l'assainissement communal“. Etude réalisée sur mandat de l'OFEV. Eawag, Dübendorf

## Articles consacrés au système d'évaluation

Götz, C.W., R. Kase, C. Kienle, J. Hollender (2010). "Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser - Kombination von Expositions- und ökotoxikologischen Effektdaten." GWA 7/2010.

Götz, C.W., C. Abegglen, C. McArdeil, M. Koller, H. Siegrist, J. Hollender, M. Schärer (2010). "Mikroverunreinigungen - Beurteilung weitergehender Abwasserreinigungsverfahren anhand von Indikatorsubstanzen." GWA 4/2010.

Götz, C.W., C. Stamm, K. Fenner, H. Singer, M. Schärer, J. Hollender (2010). "Targeting aquatic microcontaminants for monitoring: Exposure categorization and application to the Swiss situation." Environ Sci Pollut Res 17(2) 341-354.

Kase R , Eggen R I L, Junghans M, Götz C, Hollender J (2011): Assessment of Micropollutants from Municipal Wastewater- Combination of Exposure and Ecotoxicological Effect Data for Switzerland, Waste Water – Evaluation and Management, Fernando Sebastián Garcìa Einschlag (Ed.), ISBN: 978-953-307-233-3, InTech.

(Janvier 2013)

# Index

<b>Impressum</b>	<b>2</b>
<b>Index</b>	<b>4</b>
<b>Résumé</b>	<b>7</b>
<b>Summary</b>	<b>8</b>
<b>1. Introduction</b>	<b>9</b>
1.1 Contexte	9
1.2 Objectifs	9
1.3 Cadre juridique	10
1.3.1 Autorisations de mise sur le marché et restrictions d'utilisation des substances	11
1.3.2 Accords internationaux	11
1.4 Le système d'évaluation en abrégé	12
<b>2. Les micropolluants dans les eaux de surface suisses</b>	<b>15</b>
2.1 Sources et voies de rejet des micropolluants	15
2.1.1 Sources ponctuelles	15
2.1.2 Sources diffuses	16
2.2 Eaux usées communales	16
2.2.1 Définitions	16
2.2.2 Sources de substances chimiques	17
2.2.3 Voies de rejet des micropolluants avec les eaux usées communales	18
2.2.4 Dynamiques de rejet	21
2.3 Charges polluantes	23
2.3.1 Petits cours d'eau: concentration et dilution	23
2.3.2 Lacs et grands cours d'eau: charge polluante et ressources en eau potable	24
2.4 Micropolluants spécifiques pour la Suisse	24
2.4.1 Substances candidates	24
2.4.2 Catégorisation des substances candidates	26
2.4.3 Sélection des micropolluants spécifiques pour les eaux usées communales suisses	28
2.5 Micropollutions locales	34
<b>3. Concept du relevé des données</b>	<b>34</b>
3.1 Identification des cours d'eau potentiellement contaminés	34
3.1.1 Détermination de la part d'effluents transportés au débit d'étiage $Q_{347}$ dans les différents cours d'eau	35
3.1.2 Réalisation d'une campagne de mesures d'échantillons ponctuels	36
3.1.3 Estimation par modélisation du degré de pollution pour une sélection de micropolluants	37
3.2 Etude approfondie des cours d'eau potentiellement contaminés	38
3.2.1 Prélèvements	38
3.2.2 Stratégies d'investigation	39
3.2.3 Concentration environnementale moyenne (Cenv)	43
3.2.4 Observations à l'échelle du bassin versant	44
3.3 Etude des lacs (eau libre)	45
3.3.1 Dynamique de concentration des micropolluants dans les lacs	45

3.3.2 Prélèvements pour l'étude des micropolluants dans les lacs	47
3.3.3 Sélection des substances	48
3.3.4 Bilans de masse et charge polluante	49
<b>3.4 Identification de pollutions locales spécifiques</b>	<b>49</b>
3.4.1 Méthodes analytiques de screening	49
3.4.2 Substances adsorbées	50
<b>3.5 Méthodes d'analyse de traces pour le dosage des micropolluants spécifiques définis pour la Suisse</b>	<b>51</b>
3.5.1 Méthodes d'analyse: vue d'ensemble	51
3.5.2 Préparation et stockage des échantillons	54
3.5.3 Extraction en phase solide (SPE)	54
3.5.4 Chromatographie et détection	55
3.5.5 Assurance qualité et comparabilité des mesures	55
<b>4. Évaluation écotoxicologique</b>	<b>57</b>
4.1 Contexte	57
4.2 Détermination des critères de qualité	57
<b>5. Appréciation de la qualité de l'eau</b>	<b>61</b>
5.1 Appréciation sur la base de valeurs écotoxicologiques pour des substances individuelles	61
5.2 Protection des ressources en eau potable	63
5.2.1 Seuils de précaution	63
5.2.2 Proportion d'effluents reçue par les masses d'eau	64
5.3 Détection intégrée des effets de perturbation endocrinienne à l'aide de bioessais	65
5.4 Situation de la Suisse au vu de six micropolluants	65
<b>6. Identification des principales sources de pollution et évaluation des mesures possibles</b>	<b>67</b>
6.1 Identification des principales sources de pollution	67
6.2 Evaluation des mesures possibles	67
6.2.1 Mesures à l'échelle internationale et nationale	67
6.2.2 Mesures à l'échelle nationale et cantonale	68
<b>7. Mise en œuvre du schéma d'évaluation</b>	<b>69</b>
<b>Glossaire</b>	<b>70</b>
<b>Références bibliographiques</b>	<b>72</b>
<b>Annexe 1: Substances candidates et informations sur leur homologation</b>	<b>77</b>
<b>Annexe 2: Substances candidates et critères de sélection pour la liste des micropolluants spécifiques pour la Suisse</b>	<b>84</b>
<b>Annexe 3: Fondements de la méthode de catégorisation</b>	<b>91</b>
A3.1 Dispersion dans l'environnement	91
A3.2 Dégradation dans l'environnement	95
A3.3 Dynamique de rejet	97

<b>Annexe 4: Evaluation du risque des substances d'après le TGD for EQS</b>	<b>98</b>
<b>A4.1 Collecte des données toxicologiques et paramètres physicochimiques</b>	<b>98</b>
<b>A4.2 Sélection et rassemblement des données</b>	<b>99</b>
<b>A4.3 Critères d'effets écotoxicologiques acceptés par le TGD for EQS</b>	<b>101</b>
<b>A4.4 Vérification de la qualité des données</b>	<b>102</b>
<b>A4.5 Sélection des données d'écotoxicité pour la méthode des facteurs d'extrapolation (d'après le TGD for EQS)</b>	<b>103</b>
<b>A4.6 Dérivation des critères de qualité</b>	<b>104</b>
<b>A4.7 Prétraitement des données de toxicité aquatiques</b>	<b>107</b>
<b>A4.8 Collecte et examination des données pour les facteurs de bioconcentration et de biomagnification chez les organismes aquatiques</b>	<b>107</b>
<b>A4.9 Utilisation des facteurs de bioconcentration et de biomagnification</b>	<b>108</b>

## Résumé

Les micropolluants rejetés par l'assainissement communal portent atteinte à la qualité de l'eau dans les ruisseaux et rivières accueillant des quantités importantes d'effluents. Ils posent d'autre part un problème particulier pour les lacs et cours d'eau servant directement ou indirectement à la production d'eau potable.

Les rejets des micropolluants issus de l'assainissement communal dans le milieu aquatique peuvent emprunter quatre voies principales: (1) les effluents traités par les stations d'épuration; (2) les eaux usées non traitées évacuées par les déversoirs d'orage lors de dépassements de la capacité des STEP et des canalisations; (3) les fuites ou les mauvais branchements dans le réseau d'assainissement; et (4) les eaux de pluie souillées par le passage sur les toitures ou les surfaces imperméabilisées et évacuées par des collecteurs d'eau pluviale séparés. Etant donné que de nombreux micropolluants sont mal dégradés dans les STEP traditionnelles et que la grande majorité du flux d'eaux usées transite par les stations, les effluents d'épuration constituent la voie principale de rejet pour la plupart des micropolluants présents dans les eaux usées communales.

Par une démarche de priorisation, 47 micropolluants spécifiques ont été identifiés pour la Suisse sur un total de 250 substances candidates. Ces composés spécifiques sont représentatifs de la pollution des eaux par les micropolluants provenant des réseaux d'assainissement. Dans certains cas, d'autres substances spécifiques - d'une certaine activité ou industrie locale par exemple - doivent être prises en compte en complément de cette sélection nationale.

Un procédé en deux étapes est proposé pour la recherche et l'étude des micropolluants: (1) Identification des cours d'eau potentiellement contaminés et (2) étude approfondie des cours d'eau potentiellement contaminés. La première étape est principalement basée sur des estimations comme par exemple celle du degré de pollution par les micropolluants au vu du taux de dilution des effluents dans le milieu récepteur. Pour l'étude approfondie, des stratégies d'échantillonnage et des méthodes d'analyse sont proposés pour les micropolluants spécifiques définis pour la Suisse. Les méthodes d'échantillonnage sont principalement conçues pour permettre une détermination de la pollution de fond du milieu par les micropolluants rejetés en continu par le biais des effluents d'épuration.

La qualité de l'eau est évaluée par comparaison des concentrations mesurées avec des normes de qualité environnementale (NQE) définies au préalable à partir de données d'écotoxicologie conformément au Guide technique européen pour la détermination des NQE (TGD for EQS). Pour évaluer la pollution de fond, les concentrations environnementales ( $C_{env}$ ) sont comparées aux normes de qualité en moyenne annuelle (NQE – MA) ou critères de qualité chroniques (CQC). Comme dans le système de notation du système modulaire gradué de l'OFEV, la qualité de l'eau est subdivisée en cinq classes d'état: très bon / bon / moyen / médiocre / mauvais.

Le présent système d'évaluation peut servir de base pour la planification de nouvelles études ou, le cas échéant, de mesures de réduction de la pollution par les micropolluants.

## Summary

Micropollutants from municipal wastewater generally influence the water quality of rivers with a high amount of municipal wastewater. They might also affect water bodies that have an important function as drinking water resources.

For micropollutants from municipal wastewater, we distinguish four different input pathways into surface waters: (1) Input with treated wastewater through wastewater treatment plants; (2) input with untreated wastewater through sewer overflows if the capacity of the sewer system or the wastewater treatment plant is exceeded; (3) input through leaks in the sewer network or wrongly connected sewers; and (4) input of polluted rainwater from roofs and sealed areas through rainwater channels. Because many micropollutants are not considerably degraded in conventional wastewater treatment plants, the major part of them enters the surface waters with the treated wastewater effluents of wastewater treatment plants.

Using a prioritization procedure, 47 Swiss-specific micropollutants were identified out of 250 candidate substances. The selected Swiss-specific micropollutants are representative for the contamination caused through micropollutants from municipal wastewater. Beside the Swiss-specific micropollutants, locally appearing chemicals from commerce and industry might be of importance. This has to be considered depending on the particular situation.

For the ascertainment of micropollutants in surface waters, we suggest a procedure in two steps:

- (1.) Identification of potentially contaminated waterbodies; and
- (2.) detailed assessment of the potentially contaminated waterbodies. In the first step, mainly estimations are used, such as the estimation of the wastewater fraction in the waterbodies. In the second step, for a more detailed assessment, different sampling strategies and a selection of the Swiss-specific micropollutants for chemical analysis is suggested. The proposed sampling strategies focus mainly on the determination of the basic contamination through continuously through municipal wastewater entering substances.

For the evaluation of the water quality, the measured data are compared to ecotoxicologically based quality criteria. Therefore, based on the technical guidance document for environmental quality standards of the EU, quality criteria were derived. For the assessment of the water quality, predicted environmental concentrations (PEC) are compared to annual average environmental quality standards (AA-EQS). Based on the Modular Stepwise Procedure (MSP, MSK) of the Federal Office For environment (FOEN), the water quality is divided into five classes: excellent / good / moderate / unsatisfying / poor.

Based on the presented assessment concept, further investigations can be prioritized, and reduction strategies and measures for the reduction of micropollutants from municipal wastewater can be evaluated.



# 1. Introduction

## 1.1 Contexte

La présence de composés traces organiques dans le milieu aquatique préoccupe de plus en plus les politiques, les autorités compétentes et les chercheurs. En effet, de nombreuses études et campagnes de mesure ont non seulement démontré la réalité d'une contamination dans divers lacs et cours d'eau suisses mais aussi révélé que ces substances étaient déjà nuisibles à des concentrations de quelques  $\mu\text{g/l}$  voire  $\text{ng/l}$  pour certaines (Chèvre et al. 2006; Escher et al. 2008). Etant donné ce domaine de concentration extrêmement faible, les composés traces organiques sont également appelés *micropolluants*.

Déjà dotée de programmes pour les substances nutritives et les métaux lourds, la Suisse ne disposait pas encore de stratégie nationale pour la recherche et l'étude des micropolluants dans le milieu aquatique. Pour faire la lumière sur la question des micropolluants véhiculés par les eaux usées communales, le projet „Stratégie MicroPoll“ de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) a été lancé dans lequel différents aspects du problème des micropolluants sont abordés (Schärer et al. 2007).

Dans le cadre de ce projet, un système d'évaluation de la qualité des eaux de surface suisses au vu des micropolluants issus de l'assainissement communal a été élaboré par l'Eawag en collaboration avec l'OFEV et les services cantonaux de la protection des eaux.

## 1.2 Objectifs

Le présent document propose une méthode d'évaluation de la qualité des eaux au vu des micropolluants susceptibles d'atteindre le milieu aquatique à partir des réseaux d'assainissement communal. En s'appuyant sur l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux), il livre les bases théoriques nécessaires et présente des stratégies d'appréciation de la qualité de l'eau directement applicables dans la pratique.

L'évaluation de la qualité de l'eau s'inscrit dans une double perspective de

- a) protection des *écosystèmes* (état de la faune et de la flore) et de
- b) protection des *ressources en eau potable*.

Ce rapport se limite aux micropolluants véhiculés par les eaux usées traitées par les communes. S'il se concentre principalement sur les rejets dans l'environnement s'effectuant par le biais des effluents d'épuration, les méthodes proposées sont conçues de façon à pouvoir être adaptées à d'autres voies de rejet et complétées en conséquence.

Le présent rapport doit servir de base à une publication de la série Environnement pratique de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV). Le système d'évaluation proposé ici a été élaboré en partenariat avec les services cantonaux de la protection des eaux et l'industrie. Le rapport s'adresse aux autorités en charge de la protection des eaux, en particulier au niveau cantonal, ainsi qu'aux autres professionnels de la protection des eaux, de l'assainissement et de l'épuration des eaux.

### 1.3 Cadre juridique

La protection des eaux contre toute atteinte nuisible est inscrite à l'art. 1 de la Loi sur la protection des eaux (LEaux, RS 814.20). Cette loi vise notamment à

- a) préserver la santé des être humains, des animaux et des plantes et à
- b) garantir l'approvisionnement en eau potable et en eau d'usage industriel et promouvoir un usage ménager de l'eau.

D'après l'art. 3 de la LEaux, chacun doit s'employer à empêcher toute atteinte nuisible aux eaux en y mettant la diligence qu'exigent les circonstances. D'autre part, l'art. 6 al. 1 précise qu'il est interdit d'introduire directement ou indirectement dans une eau des substances de nature à la polluer et que l'infiltration de telles substances est également interdite. Vu l'art. 9 de la LEaux, des exigences relatives à la qualité des eaux sont formulées dans l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, RS 814.201).

L'art. 47 de l'OEaux décrit la marche à suivre en cas de pollution des eaux. Les exigences de qualité correspondantes sont fixées dans l'annexe 2 de l'OEaux. Des exigences chiffrées ont été formulées pour les métaux lourds, les substances nutritives et les pesticides organiques (produits biocides et phytopharmaceutiques) (annexe 2, chapitre 12). D'après l'art. 47 de l'OEaux, si les exigences relatives à la qualité des eaux fixées à l'annexe 2 ne sont pas remplies, l'autorité responsable doit caractériser la pollution et veiller à ce que des mesures adéquates soient prises.

L'annexe 2 de l'OEaux ne comprend pas d'exigences générales ou chiffrées pour les micropolluants véhiculés par les eaux usées communales. Une adaptation a été proposée en ce sens par le Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (DETEC).

Les objectifs écologiques pour les eaux sont définis dans l'annexe 1 de l'OEaux. Ces objectifs doivent être pris en compte pour toutes les mesures mises en œuvre dans le cadre de l'OEaux.

D'après l'annexe 1, al. 3, la qualité de l'eau doit être telle que

- a. le régime de température présente des caractéristiques proches de l'état naturel;
- b. l'eau, les matières en suspension et les sédiments ne contiennent pas de substances de synthèse persistantes;
- c. d'autres substances pouvant polluer les eaux et y aboutir par suite de l'activité humaine;
  - ne s'accumulent pas dans les végétaux, les animaux, les micro-organismes, les matières en suspension ou les sédiments;
  - n'aient pas d'effet néfaste sur les biocénoses ni sur l'utilisation des eaux;
  - n'entravent pas les processus biologiques qui permettent aux végétaux et aux animaux de couvrir leurs besoins physiologiques fondamentaux, tels que les processus du métabolisme, la reproduction et le sens olfactif de l'orientation;
  - n'aient que des concentrations pratiquement nulles lorsqu'elles ne sont pas présentes dans les eaux à l'état naturel.

### **1.3.1 Autorisation de mise sur le marché et restrictions d'utilisation des substances**

L'autorisation de mise sur le marché de certains groupes de substances est soumise à une procédure complexe. Les principaux textes intervenant dans ce cadre sont l'Ordonnance sur les médicaments (OMéd, RS 812.212.21), l'Ordonnance sur les médicaments vétérinaires (OMédV, RS 812.212.27), l'Ordonnance sur les produits phytosanitaires (OPPh, RS 916.161), l'Ordonnance sur les produits biocides (OPBio, RS 813.12) et l'Ordonnance sur les cosmétiques (OCos, RS 817.023.31). La liste des principes actifs autorisés par Swissmedic est indiquée dans l'OMéd et l'OMédV. L'annexe 1 de l'OPPh énonce les substances actives qui peuvent être utilisées dans les produits phytosanitaires. De même, l'annexe 1 de l'OPBio indique les substances actives autorisées à être incluses dans les produits biocides. Cette annexe est identique à l'annexe I de la directive 98/8/CE.

Les substances chimiques particulièrement problématiques pour l'environnement peuvent être concernées par une restriction de leurs applications et domaines d'utilisation. Dans l'Ordonnance sur la réduction des risques liés à l'utilisation de substances, de préparations et d'objets particulièrement dangereux (Ordonnance sur la réduction des risques liés aux produits chimiques, ORRChim, RS 814.81) et notamment son annexe 1, des restrictions d'utilisation sont énoncées pour certains composés dangereux pour l'environnement. De nombreux polluants classiques comme les composés organiques halogénés, les hydrocarbures chlorés aliphatiques, l'octylphénol et le nonylphénol sont concernés. D'après l'annexe 1 ch. 1.1, il est interdit de fabriquer, de mettre sur le marché, d'importer à titre privé et d'employer certains composés organiques halogénés comme l'aldrine, le chlordane, la dieldrine, l'endrine, le DDT et les composés similaires. L'ORRChim énonce d'autre part des interdictions et restrictions pour la mise sur le marché et l'utilisation de certains produits biocides (Annexe 2.4, ORRChim) et phytosanitaires (Annexe 2.5, ORRChim). En accord avec la directive (CE) N° 648/2004 sur les détergents, l'ORRChim émet également des exigences quant à la biodégradabilité des agents tensio-actifs contenus dans les lessives et produits d'entretien.

### **1.3.2 Accords internationaux**

D'après l'art. 51 de l'OEaux (Décisions, recommandations et commissions internationales), les accords internationaux suivants doivent être pris en compte:

- a. Convention du 22 septembre 1992 sur la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-est (OSPAR);
- b. Accord du 29 avril 1963 concernant la Commission internationale pour la protection du Rhin contre la pollution;
- c. Convention du 3 décembre 1976 relative à la protection du Rhin contre la pollution chimique.

La Suisse est membre de la CIPR. Elle tient compte de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) en tant que référence dans le domaine de l'eau mais n'est pas tenue d'en respecter les termes et exigences.

## 1.4 Le système d'évaluation en abrégé

L'évaluation de la qualité de l'eau se fait conformément à l'art. 47 de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux). Elle doit comprendre les éléments suivants:

- Détermination et évaluation de la nature et de l'ampleur de la pollution;
- Détermination des causes de la pollution;
- Évaluation de l'efficacité des mesures possibles;
- Mise en œuvre des mesures requises en vertu des prescriptions correspondantes.

Le présent système d'évaluation se focalise sur les micropolluants véhiculés par les eaux usées communales. Ces composés posent en général un problème de pollution dans les cours d'eau accueillant de fortes quantités d'effluents d'épuration par rapport à leur débit et dans les masses d'eau fortement influencées par les rejets de station et jouant un rôle pour la production d'eau potable. La démarche suivante est adoptée pour évaluer la qualité de l'eau (Figure 1).

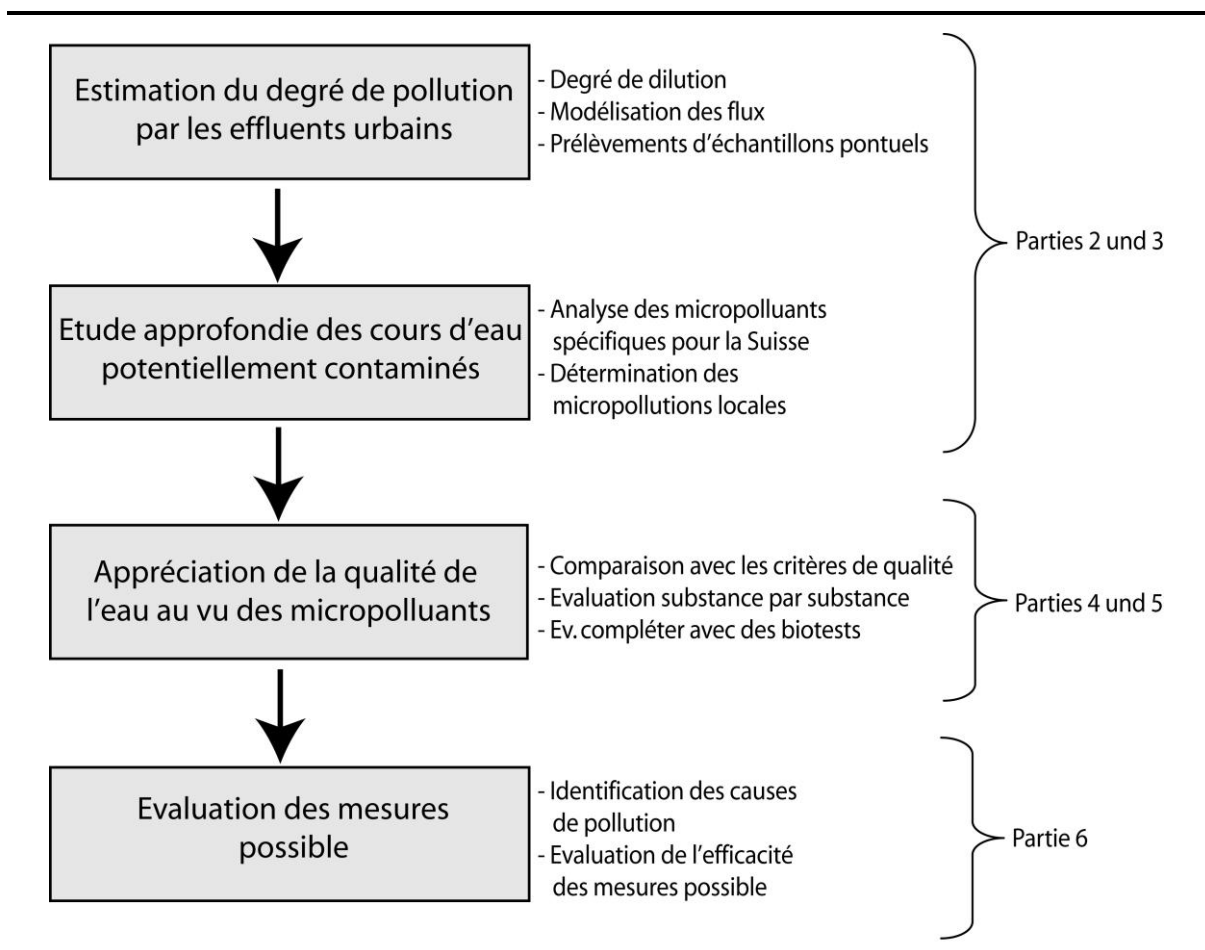


Figure 1: Présentation schématique du système d'évaluation

*Estimation du degré de pollution par les effluents urbains:* Dans la Partie 2, une première évaluation de l'état de contamination des eaux de surface par les substances issues de l'assainissement

communal est réalisée en préparation d'une étude plus approfondie de la qualité des eaux. Les méthodes suivantes peuvent être utilisées:

- Détermination du degré de dilution des effluents au débit d'étiage ( $Q_{347}$ ): Le flux d'eaux usées peut être évalué soit (1) par le nombre d'habitants raccordés au réseau d'assainissement déversant les effluents dans le cours d'eau récepteur, soit (2) par les débits mesurés au niveau des points de rejet des effluents des STEP communales. D'autres éléments peuvent être pris en compte en complément: débordements au niveau des déversoirs d'orage des réseaux unitaires, rejets par les collecteurs d'eaux pluviales en réseau séparatif, rejets d'usines et ateliers etc.
- Réalisation d'une campagne de mesure exploratoire basée sur un échantillonnage ponctuel: Des échantillons ponctuels sont prélevés à des endroits clés (en aval du point de rejet des grandes STEP d'un bassin versant par exemple) pour procéder au dosage d'un petit nombre de composés cibles des eaux usées communales.

Lors de l'identification des cours d'eau potentiellement pollués, il est important de tenir le plus grand compte possible des spécificités locales du bassin versant étudié. En effet, la contamination des cours d'eau par les micropolluants organiques peut provenir non seulement des STEP communales mais aussi d'usines et ateliers locaux susceptibles de libérer des composés particuliers. D'autre part, l'évaluation de la qualité des eaux doit toujours se faire par une approche globale de façon à appréhender, si faire se peut, la totalité des combinaisons source-substance intervenant sur le bassin. Une telle approche tient par exemple compte des rejets de source diffuse (issues de l'agriculture, du drainage des voiries etc.). Le concept global élaboré en ce sens fera l'objet de publications ultérieures, issues d'un projet consécutif sur les sources diffuses coordonné par l'OFEV, et n'est donc pas abordé dans le présent système d'évaluation.

*Etude approfondie des cours d'eaux potentiellement contaminées:* Dans une deuxième étape, la qualité des eaux est évaluée à partir de campagnes de mesure. Pour des raisons pratiques, il est alors nécessaire de concentrer les analyses sur une palette bien définie de micropolluants pertinents. A l'heure actuelle, des milliers de substances font l'objet d'une multitude d'utilisations dans des domaines aussi divers que les activités domestiques, la médecine, le bâtiment, l'entretien des espaces verts et l'industrie. Une partie de ces substances chimiques, et de leurs métabolites, sont rejetées dans les eaux usées communales et rejoignent le milieu aquatique par le réseau d'assainissement. La démarche proposée est de ce fait basée sur les éléments suivants:

- Micropolluants spécifiques pour la Suisse (Partie 2.4): Etant donné l'impossibilité de prendre en compte toute cette variété de substances dans le travail d'analyse, la qualité de l'eau des milieux potentiellement contaminés préalablement identifiés est déterminée à partir des concentrations d'une sélection de substances typiques des cours d'eau pollués par les effluents de l'assainissement communal. Diverses campagnes de mesure ont montré que les eaux usées communales présentaient dans toute la Suisse à peu près la même composition en micropolluants, à l'exception de rejets spécifiques provenant d'activités industrielles ou artisanales locales. Il est donc possible d'évaluer la pollution de l'eau par les micropolluants véhiculés par les eaux usées à partir d'une petite sélection de composés. Dans cette optique, une liste de micropolluants „spécifiques“ a été établie pour les eaux usées communales suisses. Etant donné que les pratiques d'utilisation et de consommation des produits chimiques évoluent rapidement, cette liste est réévaluée et actualisée régulièrement (tous les cinq ans par exemple). La liste des micropolluants spécifiques établie pour la Suisse est

comparable aux listes de polluants organiques spécifiques établies conformément aux exigences de la directive cadre sur l'eau par les Etats membres de l'UE pour l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques.

- Prise en compte des pollutions locales et substances supplémentaires (Partie 2.5): Dans les lacs ou cours d'eau subissant une pollution supplémentaire due à des rejets locaux spécifiques, la qualité de l'eau ne peut plus être évaluée à l'aide de la seule liste des micropolluants spécifiques. Pour tenir compte des pollutions locales, il est conseillé de procéder à une évaluation substance par substance en se fondant sur les informations locales disponibles. Etant donné, d'autre part, que les eaux sont susceptibles d'être contaminées par bien plus que par quelques dizaines de micropolluants spécifiques, il est recommandé de réaliser de façon périodique des analyses portant sur une palette plus étendue de composés. Ces analyses complémentaires peuvent par exemple tenir compte de certains produits de transformation ou d'effets de mélange connus. Enfin, une étude des composés traces organiques dans les sédiments et les biotes peut être très informative.
- Concept du relevé des données (Partie 3): Plusieurs stratégies peuvent être adoptées pour caractériser la pollution de l'eau. Les avantages et inconvénients des différentes méthodes de prélèvement et d'analyse sont présentés et évalués et des stratégies adéquates sont proposées pour différents types d'objectifs en fonction des ressources financières et humaines disponibles.

*Appréciation de la qualité des eaux en fonction de leurs teneurs en micropolluants organiques:*

- Evaluation écotoxicologique (Partie 4): Des exigences chiffrées relatives à la qualité des eaux de surface ont été formulées pour les micropolluants spécifiques sur la base de données d'études écotoxicologiques. Ce travail a été réalisé en appliquant les règles de la directive cadre européenne sur l'eau en suivant le TGD for EQS (European Commission 2011) et en prenant le plus grand compte possible des avancements sur le sujet dans l'Union européenne. En plus de ces exigences définies selon des critères écotoxicologiques, des seuils de précaution ont été fixés pour les lacs et cours d'eau contribuant à l'alimentation en eau potable. Aucune exigence chiffrée n'a été fixée pour les polluants locaux car une coordination nationale pour l'évaluation de cas particuliers est impossible.
- Appréciation de la qualité de l'eau (Partie 5): En cas de dépassement des normes de qualité fixées, la démarche indiquée à l'art. 47 de l'OEaux est adoptée.

*Evaluation des mesures possibles:*

- Au vu des résultats de l'évaluation de la qualité de l'eau, il est procédé à un examen des différentes mesures envisageables. Pour ce faire, des mesures ou stratégies adéquates de réduction de la pollution sont proposées après identification de ses causes ou principales sources (Partie 6).

## 2. Les micropolluants dans les eaux de surface suisses

### 2.1 Sources et voies de rejet des micropolluants

Afin de quantifier les rejets de micropolluants dans les eaux de surface, choisir la bonne stratégie de prélèvement et élaborer des mesures correctrices adéquates, il est essentiel d'avoir un bon aperçu des sources et voies de rejet possibles des micropolluants.

Les sources de pollutions sont souvent différenciées entre sources diffuses et sources ponctuelles (Figure 2).

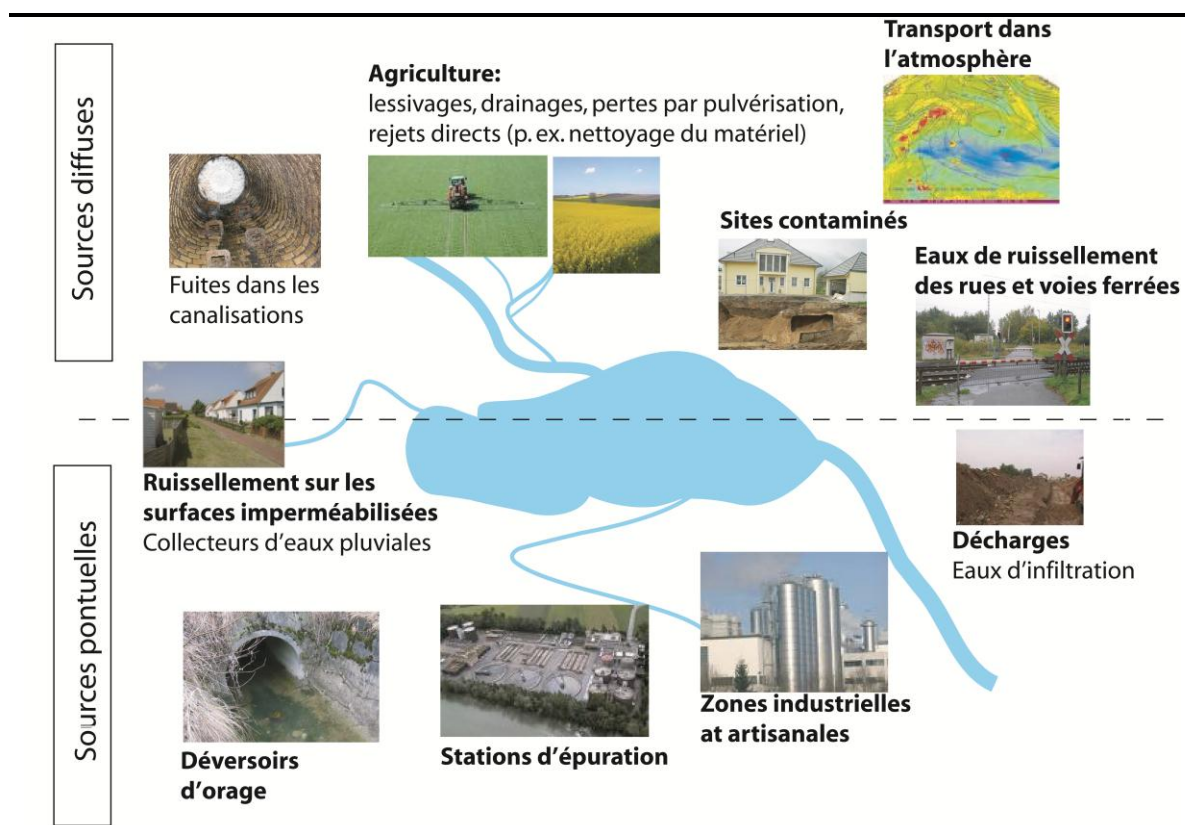


Figure 2: Sources diffuses et ponctuelles de pollution des eaux de surface par les micropolluants

#### 2.1.1 Sources ponctuelles

Les sources ponctuelles sont localisables de façon précise, c'est à dire que les rejets se font à un point donné. On peut par exemple citer les points de rejet des effluents d'épuration des STEP, les déversoirs d'orage des réseaux unitaires (lors des dépassements de capacité des stations et canalisations), les déversements ponctuels d'eaux de ruissellement de voiries (par les collecteurs d'eaux pluviales des réseaux séparatifs), les rejets d'installations industrielles et artisanales de même, en général, que les rejets d'eaux d'infiltration venant des décharges. Selon les définitions, les

déversements provenant des collecteurs d'eaux pluviales sont aussi en partie comptés parmi les sources diffuses.

### **2.1.2 Sources diffuses**

Dans les sources diffuses, les rejets ne s'effectuent pas à un endroit précis mais sur de grandes surfaces. On compte parmi les sources diffuses l'agriculture, les sites contaminés, les polluants relargués par les sédiments, les sols et les glaciers de même que le dépôt des substances transportées dans l'atmosphère. Ainsi, les produits phytosanitaires, les produits vétérinaires, les mycotoxines, les phytoestrogènes et leurs métabolites émis par des sources agricoles ou naturelles sont rejetés de façon diffuse dans les eaux superficielles. Les produits chimiques industriels libérés par les décharges et les sites contaminés constituent une autre source de pollution diffuse par les micropolluants. Certains pesticides sont utilisés aussi bien dans l'agriculture en traitement phytosanitaire qu'en milieu urbain pour leurs propriétés biocides et sont donc rejetés dans le milieu naturel aussi bien de façon ponctuelle que diffuse. C'est par exemple le cas du diuron, un composé phényl-urée utilisé en tant qu'herbicide dans l'agriculture et dans les revêtements de façades de bâtiments pour la protection des matériaux.

## **2.2 Eaux usées communales**

### **2.2.1 Définitions**

**Les eaux usées communales**<sup>1</sup> comprennent:

- a. les eaux des ménages (eaux provenant effectivement des ménages et eaux de qualité comparable);
- b. les eaux de ruissellement s'écoulant des surfaces bâties ou imperméabilisées et évacuées avec les eaux des ménages.

Les eaux usées communales peuvent être déversées dans le milieu aquatique sous la forme d'**eaux usées traitées** ou **effluents d'épuration** après passage en station d'épuration ou sous celle d'**eaux usées non traitées** si elles y sont parvenues directement à travers les déversoirs d'orage des réseaux unitaires (lors des dépassements de capacité des stations et canalisations), les fuites dans le réseau ou suite à de mauvais branchements.

**Les eaux industrielles**<sup>2</sup> comprennent:

- a. les eaux à évacuer provenant des exploitations artisanales et industrielles;
- b. les eaux à évacuer de qualité comparable, telles que celles provenant des laboratoires et des hôpitaux.

Les eaux industrielles ne seront pas abordées de façon particulière dans le présent système d'évaluation.

---

<sup>1</sup> Définition de l'OEaux Annexe 3.1 (mise à jour selon le ch. I de l'O du 31 oct. 2001, en vigueur depuis le 1<sup>er</sup> janv. 2002)

<sup>2</sup> Définition de l'OEaux Annexe 3.2 (mise à jour selon le ch. I de l'O du 22 oct. 2003, en vigueur depuis le 1<sup>er</sup> janv. 2004)



Les eaux usées provenant des exploitations industrielles et artisanales ainsi que les effluents de laboratoires et d'hôpitaux, qui sont déversés dans le réseau d'assainissement communal et donc traités dans les stations d'épuration domestiques, peuvent également être évalués à l'aide du système proposé. Il est toutefois important de tenir compte dans le cas des effluents industriels de la possibilité de présence de polluants très spécifiques qui devront faire l'objet d'une attention particulière. à noter que les micropolluants d'origine hospitalière (comme les produits de contraste) sont pris en compte dans le concept présenté et dans la sélection des substances à rechercher.

#### **Autres eaux polluées<sup>1</sup>:**

Sont également réputées eaux polluées autres que les eaux polluées communales et les eaux industrielles les eaux météoriques polluées qui s'écoulent des surfaces bâties ou imperméabilisées et qui ne sont pas mélangées à d'autres eaux polluées. Par définition, les eaux météoriques polluées ne sont donc pas considérées comme eaux usées communales. Etant donné, cependant, que ces deux types d'eaux présentent de nombreux micropolluants en commun, la sélection de substances à rechercher peut être en partie utilisée pour l'évaluation des eaux météoriques.

### **2.2.2 Sources de substances chimiques**

Les principales sources d'émission de micropolluants dans les eaux usées communales peuvent être divisées en sources provenant d'applications et activités à l'intérieur de bâtiments et en sources provenant d'applications et activités en extérieur dans le milieu urbain.

Sources provenant d'applications et activités à l'intérieur:

- Ménages (eaux de vaisselle, détergents, cosmétiques, produits d'hygiène corporelle, médicaments etc.)
- Etablissements de santé (médicaments, désinfectants etc.),
- Exploitations industrielles et artisanales raccordées au réseau d'assainissement communal (produits chimiques industriels, résidus de production, produits anticorrosion etc.). Les polluants d'origine industrielle ou artisanale ne sont pas systématiquement comparables à ceux classiquement véhiculés par les eaux polluées communales.

Sources provenant d'applications et activités en extérieur:

- Jardins et espaces verts en milieu urbain (produits biocides et phytosanitaires)
- Toitures plates et façades (produits biocides, produits chimiques du bâtiment etc.)

Selon le système d'évacuation et de traitement des eaux, les polluants provenant d'applications intérieures ou extérieures peuvent emprunter différentes voies pour se déverser avec les eaux usées communales dans le milieu aquatique.

---

<sup>1</sup> Définition de l'OEaux Annexe 3.3

### 2.2.3 Voies de rejet des micropolluants avec les eaux usées communales

Les principales voies de rejet des micropolluants dans le milieu aquatique par le biais des eaux usées communales sont:

- Rejet avec les eaux usées communales traitées après passage en STEP
- Rejet avec les eaux usées non traitées par les déversoirs d'orage des systèmes unitaires
- Rejet avec les eaux usées non traitées par les fuites ou mauvais branchements
- Rejet avec les eaux météoriques (autres eaux polluées) par les collecteurs d'eaux pluviales des réseaux séparatifs

#### a) Rejet avec les eaux usées communales traitées après passage en STEP

Bon nombre des micropolluants transportés par les eaux usées communales qui sont détectés dans le milieu aquatique sont mal éliminés dans les STEP et sont rejetés avec les effluents d'épuration.

Pour les substances d'utilisation courante rejetées en continu dans les effluents domestiques, une bonne corrélation peut généralement être observée entre les concentrations mesurées dans le milieu aquatique et le degré de dilution des effluents d'épuration dans l'exutoire. La figure 3 présente cette relation dans le cas de quatre médicaments: l'aténolol (bêta-bloquant), la carbamazépine et le diclofénac (analgésiques) et le sulfaméthoxazole (antibiotique). Mal éliminés dans les stations d'épuration, ces micropolluants sont principalement déversés en continu dans le milieu aquatique avec les effluents d'épuration.

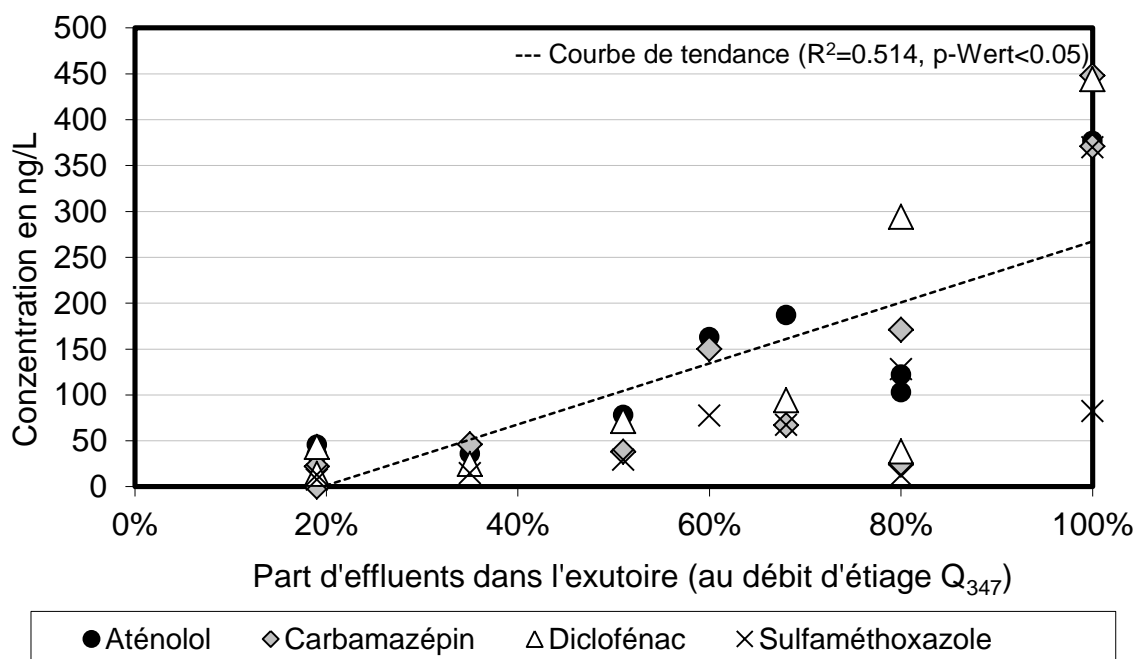


Figure 3: Concentrations des médicaments aténolol, carbamazépine, diclofénac et sulfaméthoxazole en relation avec la part relative d'effluents d'épuration dans l'exutoire calculée pour le débit d'étiage ( $Q_{347}$ ). Données récoltées par temps sec dans les campagnes de mesure du projet MicroPoll en 2007 (Ort et al. 2009) et en octobre 2009.

**b) Rejet avec les eaux usées non traitées via les déversoirs d'orage des réseaux unitaires**

A l'heure actuelle, près de 70% des zones urbaines suisses sont desservies par des réseaux d'assainissement unitaires (Maurer und Herlyn 2006) dans lesquels les eaux météoriques sont mélangées aux eaux usées domestiques. Lors de fortes précipitations, la capacité des collecteurs peut être dépassée de même que celle des STEP qui est généralement dimensionnée pour un débit double de la charge hydraulique de temps sec ( $Q_{TS}$ ). En cas de dépassement, les eaux usées excédentaires sont évacuées sans traitement par des déversoirs d'orage directement dans les cours d'eaux. Dans les systèmes unitaires, on considère qu'en moyenne sur l'année 2,5% des eaux usées brutes passent par ces dispositifs. Cette valeur peut toutefois fortement varier selon le dimensionnement et l'état des infrastructures. Si une substance n'est pas éliminée dans les STEP et se déverse en continu sur toute l'année dans le milieu aquatique, la part imputable aux déversoirs d'orage de la charge polluante attribuable à cette substance correspond approximativement à la part d'effluents non traités apportée par les déversoirs. C'est par exemple le cas de la carbamazépine ou des édulcorants de synthèse acésulfame et sucralose qui peuvent servir de *traceurs pour les eaux usées traitées* (Figure 4) (Bürge et al. 2009). Les substances bien éliminées dans les STEP comme la caféine atteignent par contre principalement le milieu aquatique par le biais des déversoirs d'orage et peuvent donc servir de *traceurs pour les eaux usées non traitées* (Bürge et al. 2006; Wittmer et al. 2010).

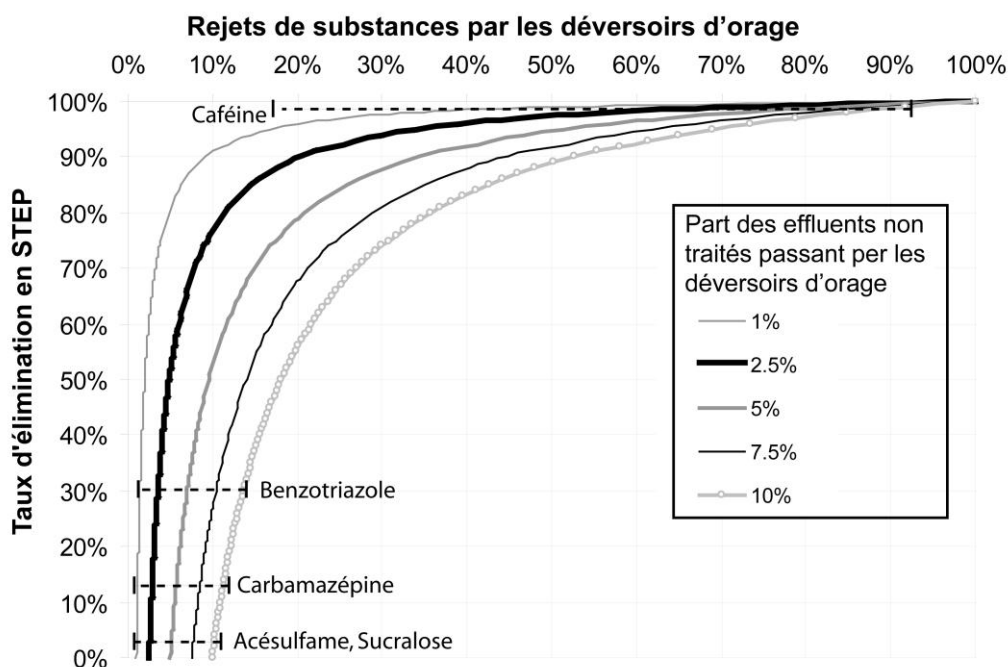


Figure 4: Part calculée des apports de charge des déversoirs d'orage en fonction du taux d'élimination de la substance en STEP. En moyenne, la part des eaux usées passant par les déversoirs d'orage sans avoir été traitées est de 2,5% sur le Plateau suisse.

Les rejets s'effectuant par les déversoirs d'orage jouent également un rôle important pour les produits utilisés en extérieur qui, mobilisés par les pluies, sont principalement émis dans les eaux usées

communales dans les situations dans lesquelles lesdits déversoirs sont en action. Des études réalisées dans le cadre du projet REXPO (scénarios réalistes d'exposition) de l'Eawag ont ainsi montré que jusqu'à 40% des rejets de mécoprop, un herbicide employé dans la protection des façades et des toitures plates, s'effectuaient par le biais des déversoirs d'orage des réseaux unitaires (Wittmer et al. 2010).

c) Rejet avec les eaux usées communales non traitées par les fuites ou mauvais branchements

Sous l'effet de fuites dans les canalisations ou de mauvais branchements au réseau, des eaux usées communales non traitées peuvent pénétrer dans le sol, les eaux souterraines et indirectement dans les eaux de surface. Il est cependant difficile d'évaluer ces pertes de façon quantitative étant donné qu'elles dépendent de l'état local des infrastructures de collecte et qu'elles peuvent donc énormément varier d'un endroit à l'autre (Rieckermann 2006).

d) Rejet avec les eaux météoriques (autres eaux polluées) par les collecteurs d'eaux pluviales des réseaux séparatifs

Les eaux se déversant par le biais des collecteurs d'eaux pluviales ne sont pas des eaux usées communales. Elles présentent cependant un grand nombre de micropolluants identiques à ceux des eaux usées communales des réseaux unitaires, principalement liés aux applications extérieures de produits chimiques en milieu urbain. Dans les systèmes séparatifs, les eaux météoriques sont directement déversées dans le milieu aquatique par le biais des collecteurs d'eaux pluviales. Contrairement à ce que permet le système unitaire, les micropolluants provenant des utilisations extérieures sont donc directement rejetés avec les eaux pluviales dans le milieu naturel. D'un autre côté, le système séparatif permet d'éviter que les effluents domestiques et leurs micropolluants se déversent sans traitement dans les rivières, comme c'est le cas lors des débordements des systèmes unitaires.

#### **2.2.4 Dynamiques de rejet**

Les substances véhiculées par les eaux usées communales peuvent être rejetées de façon continue ou au contraire selon une dynamique temporelle complexe. Tandis que les rejets de produits phytosanitaires employés en milieu urbain et de substances utilisées pour la protection des façades et des toitures plates présentent toujours des variations temporelles complexes, ceux provenant des ménages et des établissements hospitaliers sont souvent réguliers. Parmi les polluants typiquement émis de façon continue figurent les médicaments largement utilisés comme le diclofénac (analgésique) ou la carbamazépine (antiépileptique), les composés issus des produits d'entretien ou de ménage comme le benzotriazole utilisé comme additif dans les produits pour lave-vaisselle et comme produit anticorrosion en usage industriel de même que les œstrogènes naturels et de synthèse. Les concentrations et charges présentes dans le milieu aquatique vont donc varier plus ou moins fortement dans le temps selon la dynamique de rejet des substances. Il conviendra d'en tenir compte pour la recherche de différents composés.

La figure 5 présente les charges cumulées de quatre substances suivies dans le cadre d'une étude réalisée par Wittmer et al. (2009). La dynamique temporelle des charges rejetées dans le milieu aquatique s'atténue dans l'ordre Terbutylazine > Diuron > Carbendazime > Diclofénac. La variabilité la plus forte est observée pour la terbuthylazine, un produit phytosanitaire agricole qui n'est appliqué qu'à certaines périodes de l'année. Le diuron et la carbendazime utilisés dans les produits biocides présentent une dynamique moins prononcée: selon les applications, ils peuvent être entraînés par les pluies (revêtements de façades, peintures extérieures par ex.). Enfin, le diclofénac largement utilisé dans les ménages est rejeté en continu dans l'environnement et sa charge est indépendante du régime des précipitations ou des débits.

Pour la mise en place d'un concept de relevé des données pour l'analyse des micropolluants dans le milieu aquatique adéquate, il est donc nécessaire de prendre en compte à la fois les sources, les voies de rejet et les dynamiques de rejet des substances.

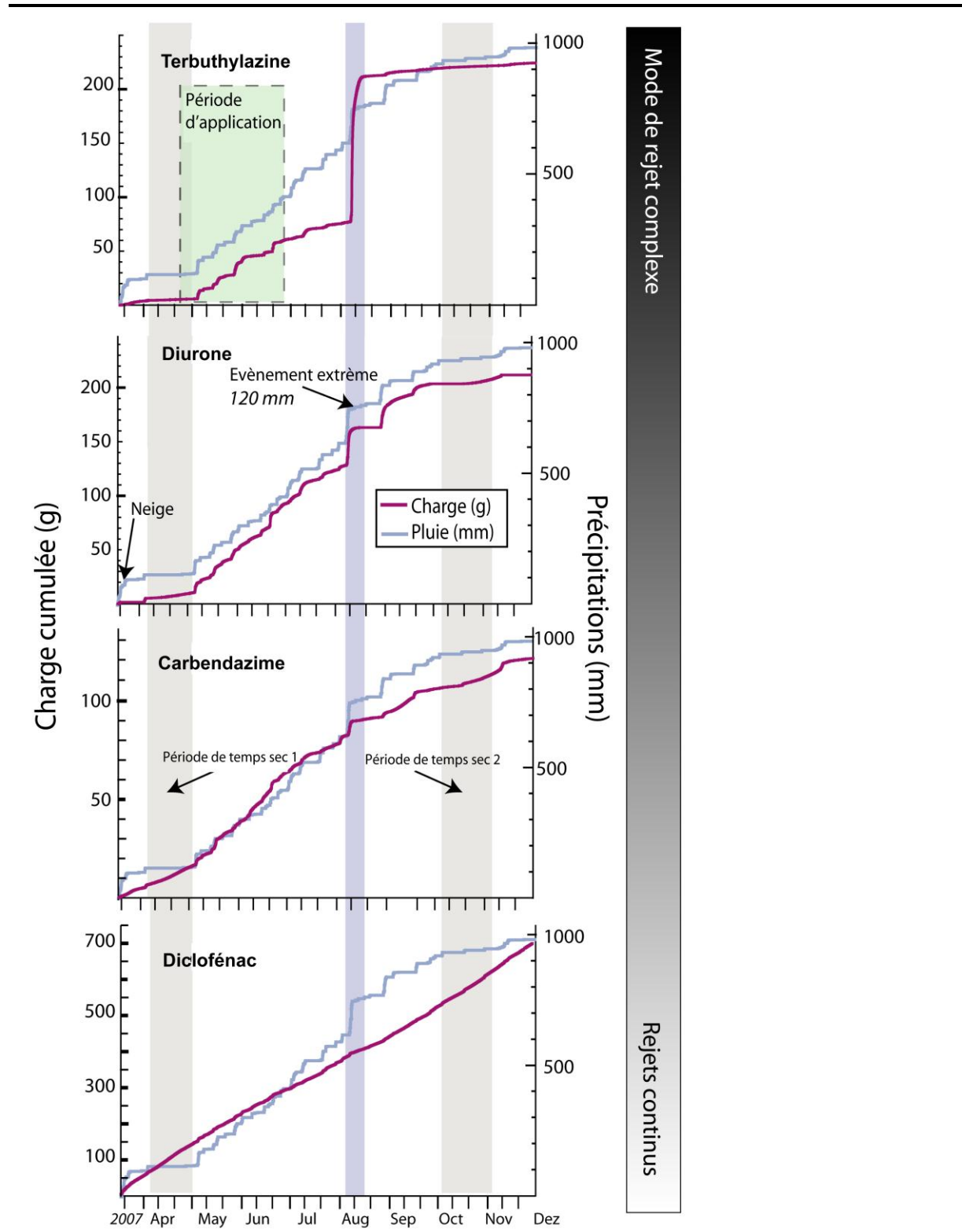


Figure 5: [extraite de (Wittmer et al. 2010)]. Charges cumulées d'avril à décembre 2007 dans un petit cours d'eau de la zone d'étude de Wittmer et. al (2009).

## 2.3 Charges polluantes

Selon la nature et la taille des lacs ou cours d'eau concernés, la contamination par les micropolluants peut avoir des niveaux, des effets et des implications différents. L'évaluation de la qualité de l'eau s'inscrit dans une double perspective de:

1. protection des écosystèmes aquatiques et de
2. préservation des ressources pour l'alimentation en eau potable.

Ces deux objectifs sont souvent complémentaires: les concentrations les plus élevées se manifestent dans les cours d'eau (exutoires) de petite taille accueillant une forte proportion d'effluents d'épuration. Les milieux superficiels les plus importants pour l'approvisionnement en eau potable sont les lacs et rivières dont les eaux s'infiltrent dans les nappes d'eau souterraines exploitées.

### 2.3.1 Petits cours d'eau: concentration et dilution

Les concentrations les plus élevées en micropolluants ont été mesurées dans des cours d'eau de petite taille. On sait aujourd'hui que ces teneurs peuvent dépasser de façon momentanée ou même durable les seuils d'écotoxicité (AWEL Abteilung Gewässerschutz 2007). Une analyse détaillée de la pollution des eaux a été réalisée pour un certain nombre de substances couramment utilisées en grandes quantités. Les résultats font état de dépassements des normes de qualité définies sur des bases écotoxicologiques (PNEC = predicted no effect concentrations) dans les cours d'eau transportant une forte proportion d'effluents d'épuration (Gälli et al. 2009). Grâce à une modélisation des flux de matière, il a été démontré, notamment à partir du cas du diclofénac, que ces cas d'exposition chronique des organismes aquatiques à des doses excessives de polluant n'étaient pas exceptionnels, en particulier dans les zones fortement peuplées de Suisse. Dans 125 tronçons étudiés en aval de points de rejet de STEP sur 543, un dépassement de la PNEC de 0,1 µg/l est prédit par le modèle en situation d'étiage ( $Q_{347}$ ) (Gälli et al. 2009).

Le degré de dilution des effluents d'épuration dans l'exutoire est le paramètre déterminant de la concentration de polluants dans le milieu récepteur. La proportion d'effluents véhiculée par les exutoires, les ruisseaux et les rivières est généralement bien connue des services cantonaux de la protection des eaux.

### **2.3.2 Grands cours d'eau et lacs: charge polluante et ressources en eau potable**

Etant donné leur grande capacité de dilution, les lacs et les grands cours d'eau présentent des teneurs en micropolluants venant de l'assainissement urbain généralement plus faibles que les petits cours d'eau à forte proportion d'effluents d'épuration. Dans certains d'entre eux, une pollution de la ressource en eau potable (eau brute) peut cependant être constatée. Une grande diversité de micropolluants persistants pourtant présents en très faible concentration peut s'infiltrer en continu dans les nappes d'eau souterraine nécessaires à l'alimentation en eau potable. Ce type de substance peut également contaminer les lacs utilisés pour cette alimentation. Par ailleurs, des charges assez importantes sont exportées via les grands fleuves Rhin et Rhône vers nos pays voisins. Ces « exportations de substances » sont un réel problème, notamment pour les composés persistants, car la charge croît le long des fleuves à mesure qu'ils accueillent de nouveaux rejets d'effluents. Ce phénomène a été démontré dans le cas du Rhin pour les produits de contraste (Gälli et al. 2009). En tant que château d'eau de l'Europe, la Suisse assume une responsabilité particulière de « pays d'amont ». Ce problème est traité dans le cadre des travaux des commissions internationales des eaux frontalières comme la Commission Internationale pour la Protection du Rhin (CIPR).

## **2.4 Micropolluants spécifiques pour la Suisse**

### **2.4.1 Substances candidates**

En Suisse, des milliers de produits chimiques sont utilisés chaque année dans les applications les plus diverses et une partie se déverse dans le milieu aquatique. Il est impossible d'appréhender la totalité de ces substances. Pour l'évaluation de la qualité de l'eau, il est donc nécessaire d'opérer une sélection judicieuse des micropolluants parmi les composés pertinents pour ces milieux. Pour cela, le choix s'est effectué à partir d'un large spectre de substances potentiellement dangereuses pour les eaux superficielles.

L'identification des substances potentiellement pertinentes pour les milieux aquatiques s'est appuyée sur les listes des campagnes de mesure effectuées dans les eaux superficielles suisses, les données de consommation accessibles au public, des études spécifiques du comportement des polluants et diverses listes internationales (par ex. (Freitas et al. 2004; Stoob et al. 2005; European-Commission 2006; IKS 2006; Hollender et al. 2007; Keller et Balsiger 2007; Stamm et al. 2008). A partir de ces données et d'expertises venant de la recherche, de l'industrie, des offices fédéraux et des services cantonaux de la protection des eaux, une liste de 250 substances candidates potentiellement dangereuses pour les eaux a été établie pour la Suisse (cf. Annexes 1 et 2).

Cette liste comprend notamment 127 produits phytosanitaires et produits de transformation apparentés. Si la présence de ce type de composés dans le milieu aquatique est majoritairement due aux émissions diffuses d'origine agricole (ruissellement et drainages), les eaux usées communales y contribuent également. Etant donné qu'il est difficile de faire la distinction entre les substances actives utilisées en milieu urbain et celles employées en agriculture et que certaines sont employées dans les deux domaines, les produits phytosanitaires et leurs produits de transformation ont également été pris en compte dans la liste des substances candidates.



Les substances candidates présentes dans les eaux usées communales considérées comme potentiellement dangereuses pour les milieux aquatiques sont réparties en différents groupes:

- Médicaments,
- Substances à effets biocides intentionnels soumises à autorisation,
- Substances ayant un effet sur le métabolisme hormonal,
- Autres substances ayant des propriétés potentiellement dangereuses pour l'environnement.

Les classes et sous-groupes de substances pris en compte ainsi que le nombre de substances candidates correspondantes sont indiqués dans le Tableau 1.

Tableau 1: Substances candidates pour la sélection de micropolluants spécifiques représentatifs des eaux usées communales suisses.

Groupes de substances	Sous-groupes	Nombre de subst. candidates
<b>Médicaments</b>		
Médicaments	Analgésiques	8 substances candidates
	Antibiotiques	13 substances candidates
	Antidépresseurs	2 substances candidates
	Antiépileptiques	2 substances candidates
	Antifongiques	2 substances candidates
	Bêta-bloquants	4 substances candidates
	Hypolipémians	2 substances candidates
	Anesthésiques locaux	1 substance candidate
	Inhibiteurs de la pompe à protons	1 substance candidate
	Produits de contraste radiologiques	6 substances candidates
	Diurétiques de l'anse	1 substance candidate
Métabolites de médicaments		8 substances candidates
<b>Substances à effets biocides intentionnels soumises à autorisation</b>		
Biocides / Produits phytosanitaires	Fongicides	3 / 18 substances candidates
	Herbicides	4 / 55 substances candidates
	Insecticides	3 / 15 substances candidates
	Autres biocides	3 / 0 substances candidates
Produits de transformation de biocides et produits phytosanitaires		38 substances candidates
<b>Substances agissant sur le métabolisme hormonal et autres substances préoccupantes</b>		
Œstrogènes	Œstrogènes naturels	2 substances candidates
	Œstrogènes synthétiques	1 substance candidate
Produits de consommation courante	Filtres UV	2 substances candidates
	Muscs	5 substances candidates
Produits chimiques domestiques et industriels	Additifs	3 substances candidates
	Retardateurs de flamme	2 substances candidates
	Produits anticorrosion	2 substances candidates
	Complexants	2 substances candidates
	Fluides caloporteurs	11 substances candidates
	Solvants	8 substances candidates
	Agents tensio-actifs	7 substances candidates
	Produits de combustion	7 substances candidates
Plastifiants	4 substances candidates	

### **2.4.2 Catégorisation des substances candidates**

Une priorisation des 250 substances candidates a été effectuée en recourant à une méthode de catégorisation élaborée dans le cadre de ce travail (Götz et al. 2010). A partir de la liste des substances candidates catégorisées, une liste de micropolluants des eaux usées communales pertinents pour toute la Suisse a été établie en appliquant un certain nombre de critères. La méthode de catégorisation et les critères de sélection des micropolluants spécifiques recommandés pour l'évaluation de la qualité de l'eau en Suisse sont présentés ci-après.

Plusieurs articles scientifiques ont été publiés ces dernières années sur les procédures d'identification et de priorisation des substances pertinentes pour les milieux aquatiques (Baun et al. 2006; Besse et Garric 2008). Des recommandations ont également été émises dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau pour l'évaluation des risques liés aux micropolluants (Marent et al. 2005). En général, les démarches proposées comportent trois étapes. La première consiste en une évaluation du risque potentiel que représente une substance pour le milieu aquatique au vu de son comportement dans l'environnement. Dans un deuxième temps, les habitudes et dynamiques de rejet et les données sur les quantités vendues ou émises permettent d'estimer la probabilité de présence de la substance dans l'environnement. Enfin, les données de toxicité et d'écotoxicité permettent de déterminer le risque environnemental de la substance considérée.

L'une des principales difficultés de ces méthodes d'identification des substances pertinentes pour les eaux est le caractère incomplet des pools de données disponibles. Ce problème concerne principalement la dégradation des polluants dans le milieu, les quantités vendues ou émises et la toxicité des substances. Par contre, le mode de dispersion dans l'environnement, la dynamique de rejet et les voies de rejet des polluants sont généralement assez bien connus. Le mode de dispersion dans l'environnement peut être estimé à partir de caractéristiques physicochimiques telles que le coefficient de partage octanol/eau ( $K_{OW}$ ). Lorsque les caractéristiques physicochimiques ne sont pas disponibles, elles peuvent être évaluées en utilisant un modèle de relation quantitative structure-activité (quantitative structure-property relationships, QSPR) comme EPIWIN (U.S.EPA 2007).

Etant donné le manque relatif de données notamment de toxicité, de nombreuses substances candidates ne sont pas classifiables avec les méthodes citées plus haut. C'est pourquoi une méthode simplifiée de catégorisation a été élaborée et appliquée. La liste de substances candidates a été catégorisée par la méthode proposée dans Götz et al. (2010) en distinguant les composés selon leur mode de dispersion, leur dégradabilité et leur dynamique de rejet. Cette méthode est présentée dans la figure 6 et détaillée à l'annexe 3. Elle se concentre en priorité sur les substances mobiles et potentiellement présentes dans la phase aqueuse. Les composés à forte capacité d'adsorption plutôt susceptibles de se retrouver dans la phase particulaire ou dans les sédiments ne sont pas réellement concernés étant donné qu'ils exigent un système de détection et d'évaluation particulier.

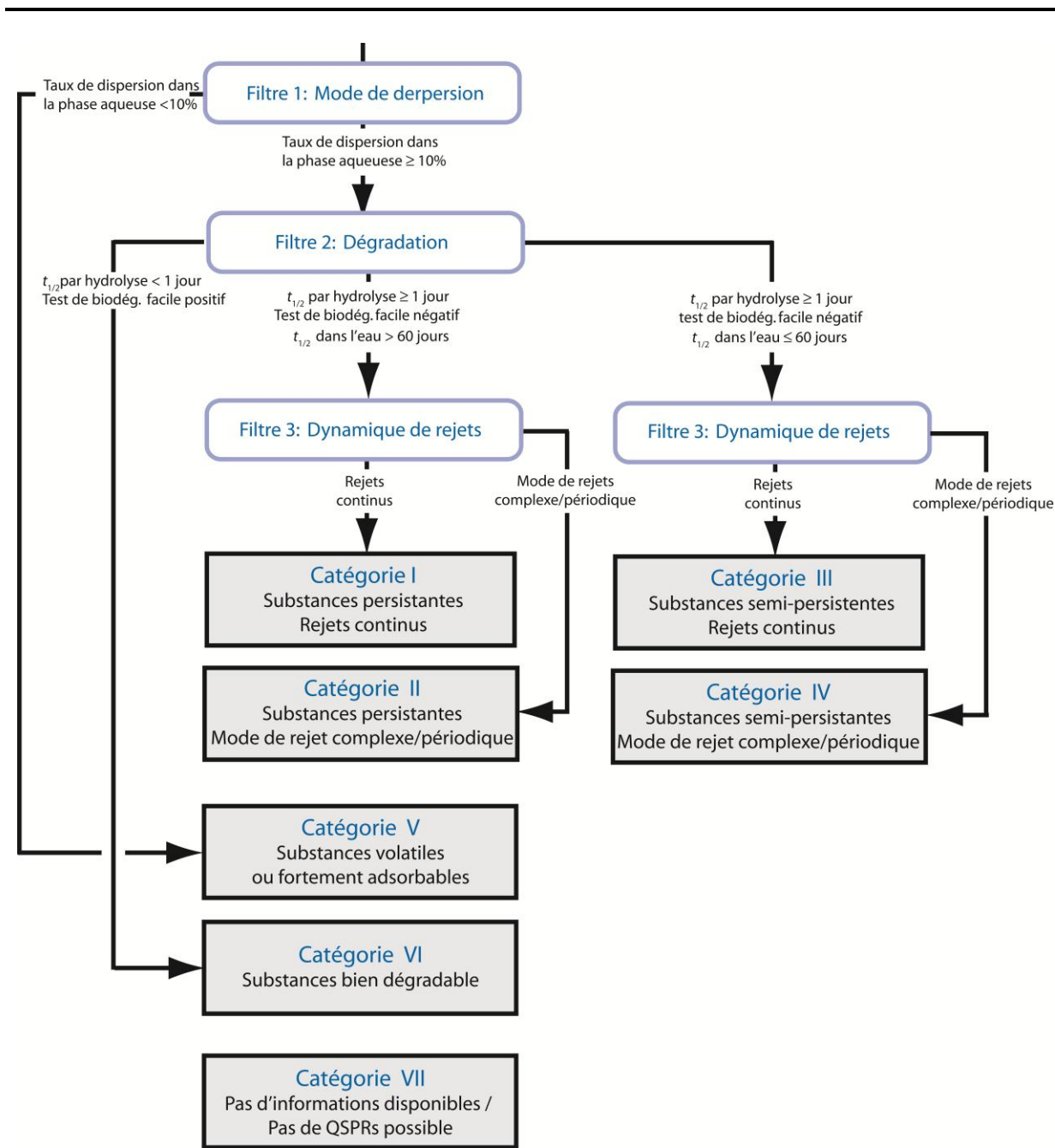


Figure 6: Schéma de la méthode de catégorisation utilisée pour les substances couramment présentes dans le compartiment aquatique. D'après Götz et al. (2010)

La méthode de priorisation appliquée distingue sept catégories de substances en fonction du niveau d'exposition attendu dans la phase aqueuse des eaux superficielles. Les sept catégories et la probabilité de retrouver les composés leur appartenant dans la phase aqueuse des eaux de surface sont indiquées dans le Tableau 2.

Tableau 2: Catégories issues de la méthode de priorisation selon Götz et al. (2010)

Catégorie	Mode de dispersion et dégradabilité	Dynamique de rejet	Probabilité de présence dans la phase aqueuse des eaux de surface (en cas d'utilisation)
I	Affinité pour l'eau (passage en phase aqueuse >10%) Persistance dans le milieu aquatique	Pratiquement continue	Forte
II	Affinité pour l'eau (passage en phase aqueuse >10%) Persistance dans le milieu aquatique	Complexe (saisonnière, périodique ou irrégulière)	Forte
III	Affinité pour l'eau (passage en phase aqueuse >10%) Pas d'hydrolyse rapide et pas de biodégradabilité facile	Pratiquement continue	Moyenne
IV	Affinité pour l'eau (passage en phase aqueuse >10%) Pas d'hydrolyse rapide et pas de biodégradabilité facile	Complexe (saisonnière, périodique ou irrégulière)	Moyenne
V	Adsorption sur les particules (passage en phase aqueuse <10%)	Non caractérisée	Faible
VI	Bonne dégradabilité (facilement biodégradable selon les tests OCDE ou demi-vie/hydrolyse à pH7 <1 jour)	Non caractérisée	Faible
VII	Inconnus	Inconnue	Inconnue

La répartition des 250 substances candidates dans les catégories du tableau 2 est indiquée dans l'annexe 2.

#### **2.4.3 Sélection des micropolluants spécifiques pour les eaux usées communales suisses**

Une liste de micropolluants prioritaires, dits „spécifiques“, a été dressée pour les eaux usées communales suisses à partir de la liste des substances candidates catégorisées. Pour être sélectionné, un composé devait remplir les quatre conditions suivantes:

- Etre de manière avérée rejeté dans le milieu aquatique *via* les eaux usées communales
- Etre homologué ou non interdit selon la législation en vigueur
- Présenter des caractéristiques permettant de craindre, en période d'utilisation, une probabilité de présence moyenne à forte dans la phase aqueuse des eaux de surface
- Répondre à au moins l'un des critères suivants
  - Etre couramment décelé dans les eaux de surface (concentration supérieure à la limite de détection dans plus de 20 % des échantillons analysés);
  - Etre ponctuellement présent à de fortes concentrations dans les eaux de surface (>100 ng/l) et couramment décelé dans les effluents d'épuration des STEP communales (>20%);
  - Présenter une forte toxicité spécifique (effet mutagène, cancérigène, perturbateur endocrinien, immunotoxique etc.) et être couramment décelé dans les eaux usées communales.

Les conditions a), b) et c) doivent être intégralement remplies tandis que seul l'un des trois critères de la condition d) doit impérativement être respecté. L'œstrogène synthétique éthinyloestradiol est un exemple typique de composé à forte toxicité spécifique; sa nocivité pour l'environnement aquatique se manifeste déjà en deçà de 1 ng/l (Wenzel et al. 1999; Parrott et Blunt 2005).

La liste des micropolluants spécifiques établie pour la Suisse est indiquée dans le Tableau 3 assortie des chiffres de consommation et des concentrations mesurées dans l'environnement. Les micropolluants spécifiques sont repris dans le Tableau 4 accompagnés des références des textes de loi les concernant et de leur niveau d'adéquation avec les critères de la condition d).

Le groupe de substances le plus fortement représenté dans les micropolluants spécifiques représentatifs des eaux usées communales suisses est celui des médicaments et de leurs métabolites (22 composés). Ceux-ci se déversent en continu dans le milieu aquatique avec les effluents d'épuration et sont biologiquement actifs à l'exception des produits de contraste. Le deuxième groupe rassemble 13 micropolluants aux propriétés biocides intentionnelles. Les mêmes substances actives sont également partiellement ou principalement employées dans le domaine agricole et empruntent donc d'autres voies de rejet parallèlement aux eaux usées communales. Elles sont cependant régulièrement détectées dans les stations d'épuration par lesquelles elles sont donc indubitablement rejetées dans l'environnement. La liste comprend également des perturbateurs endocriniens (interférant avec le métabolisme hormonal des organismes) et diverses autres substances présentant des propriétés préoccupantes pour l'environnement. Elle inclut également des micropolluants sans action encore connue sur le milieu et le biote comme par exemple les édulcorants de synthèse acésulfame et sucralose. Du fait de leur large utilisation et de leur forte persistance dans l'environnement, ces composés constituent de bons indicateurs de pollution par les eaux usées communales (Bürge et al. 2009).

Trois des composés figurant sur la liste des 47 micropolluants spécifiques ne remplissent pas les conditions exposées précédemment: le glyphosate, un herbicide fréquemment utilisé en milieu urbain, et les complexants EDTA et NTA. Tous trois sont considérés comme facilement biodégradables au sens de l'EPISuite 3.2 (U.S.EPA 2007) et entrent donc dans la catégorie VI. Etant toutefois employés en très grande quantité, ils sont régulièrement détectés à des concentrations élevées dans l'environnement aquatique, ce qui justifie leur présence sur la liste des micropolluants spécifiques établie pour les eaux usées communales suisses.

Tableau 3: Micropolluants spécifiques sélectionnés pour les eaux usées communales suisses: Chiffres de consommation et concentrations mesurées dans les eaux de surface et effluents d'épuration suisses. Données notamment fournies par l'Eawag, l'AWEL ZH, la CIPEL, l'AFU de St-Gall et le canton de Vaud. Les principales références sont indiquées en bas de tableau.

Substance (Famille chimique)	Quantités consommées (kg/an)	Dynamique de rejet: (— continue) (~ complexe)	Présence dans les eaux de surface et les effluents des stations d'épuration (STEP) suisses, base de données Micropoll (OFEV 2010) avril 2010					
			Eaux de surface			Effluents de STEP		
			nb détections / nb mesures (-)	Concentration moyenne (ng/l)	Conc. au percentile 90% (ng/l)	nb détections / nb mesures (-)	Concentration moyenne (ng/l)	Conc. au percentile 90% (ng/l)
<b>Médicaments</b>								
<b>Aténolol</b> (bêtabloquant)	2233 <sup>A)</sup>	—	49 / 75	205	275	18 / 18	843	1160
<b>Azithromycine</b> (antibiotique)	401 <sup>A)</sup>	—	1 / 43	12	n.d.	18 / 19	175	327
<b>Bézafrate</b> (hypolipémiant)	648 <sup>A)</sup>	—	10 / 66	24	36	12 / 15	139	251
<b>Carbamazépine</b> (antiépileptique)	3912 <sup>A)</sup>	—	112 / 509	13	43	78 / 78	482	790
<b>10,11 - dihydroxy-10,11-dihydrocarbamazépine</b> (métabolite)	-		4 / 4	490	1011	6 / 6	1551	1882
<b>Clarithromycine</b> (antibiotique)	1597 <sup>A)</sup>	—	37 / 74	30	73	32 / 32	276	497
<b>Diatrizoate (=acide amidotrizoïque)</b> (produit de contraste)	487 <sup>B)</sup>	~	15 / 53	206	482	7 / 10	598	1420
<b>Diclofénac</b> (analgésique)	5411 <sup>A)</sup>	—	77 / 137	65	150	54 / 54	647	1170
<b>Erythromycine<sup>1)</sup></b> (antibiotique)	139 <sup>A)</sup>	—	6 / 28	25	44	17 / 17	42	75
<b>Ethinylestradiol</b> (œstrogène synthétique)	4 <sup>A)</sup>	—	4 / 99	5	10	6 / 27	2	3
<b>Ibuprofène</b> (analgésique)	44437 <sup>A)</sup>	—	16 / 137	35	52	54 / 54	394	1439
<b>Ioméprol</b> (produit de contraste)	1652 <sup>B)</sup>	~	9 / 53	275	91	9 / 19	380	295
<b>Iopamidol</b> (produit de contraste)	n.d.	~	14 / 53	92	51	15 / 19	377	880
<b>Iopromid</b> (produit de contraste)	6933 <sup>B)</sup>	~	21 / 53	96	65	13 / 19	876	2460
<b>Acide méfénamique</b> (analgésique)	21687 <sup>A)</sup>	—	7 / 28	7	14	10 / 10	870	1658
<b>Metformine</b> (antidiabétique)	86611 <sup>A)</sup>		13 / 13	713	3057	6 / 6	10347	13427
<b>Métoprolol</b> (bêtabloquant)	4381 <sup>A)</sup>	—	24 / 57	20	50	17 / 17	166	322
<b>Naproxène</b> (analgésique)	1573 <sup>A)</sup>	—	22 / 137	37	82	38 / 39	462	678
<b>Sotalol</b> (bêtabloquant)	495 <sup>A)</sup>	—	39 / 74	63	189	21 / 21	435	730
<b>Sulfaméthoxazole</b> (antibiotique)	2427 <sup>A)</sup>	—	34 / 66	26	59	34 / 34	238	427
<b>N4-Acetylsulfaméthoxazole</b> (métabolite)	-		5 / 40	3	17	5 / 6	67	157
<b>Triméthoprim</b> (antibiotique)	486 <sup>A)</sup>	—	26 / 74	13	36	42 / 45	100	163
<b>Substances à effets biocides intentionnels soumises à autorisation</b>								
<b>2,4-D</b> (herbicide)	n.d.	~	16 / 125	67	53	4 / 6	13	25
<b>Carbendazime</b> (fongicide)	26096 <sup>C)</sup>	~	37 / 73	16	34	17 / 30	81	170
<b>Diazinon</b> (insecticide)	n.d.	~	367 / 1211	15	30	40 / 84	173	494
<b>Diéthyltoluamide (DEET)</b> (répulsif)	540 <sup>C)</sup>	—	236 / 331	135	120	11 / 55	593	817
<b>Diméthoate</b> (insecticide)	n.d.	~	14 / 355	22	34	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Diuron</b> (herbicide)	23625 <sup>C)</sup>	~	98 / 697	54	70	13 / 34	1379	201
<b>Glyphosate *)</b> (herbicide)	n.d.	~	64 / 162	373	637	n.d. *)	n.d.	n.d.
<b>AMPA *)</b> (produit de transformation)	-	~	60 / 162	140	290	n.d. *)	n.d.	n.d.
<b>Irgarol</b> (herbicide)	24223 <sup>C)</sup>	—	18 / 878	3	n.d.	9 / 29	30	58

Substance (Famille chimique)	Quantités consom- mées (kg/an)	Dynamique de rejet (— continue) (- complexe)	Présence dans les eaux de surface et les effluents des stations d'épuration (STEP) suisses, base de données Micropoll (OFEV 2010) avril 2010					
			Eaux de surface			Effluents de STEP		
			nb détections / nb mesures (-)	Concentration moyenne (ng/l)	Conc. au percentile 90% (ng/l)	nb détections / nb mesures (-)	Concentration moyenne (ng/l)	Conc. au percentile 90% (ng/l)
<b>Substances à effets biocides intentionnels soumises à autorisation</b>								
<b>Isoproturon</b> (herbicide)	n.d.	~	211 / 1001	315	820	11 / 14	12	35
<b>MCPA</b> (herbicide)	n.d.	~	56 / 137	40	111	6 / 6	25	44
<b>Mécoprop et mécoprop-P</b> (herbicide)	n.d.	~	100 / 188	45	74	26 / 29	424	765
<b>Triclosan</b> <sup>2)</sup> (Biocide)	n.d.	—	3 / 12	20	31	6 / 6	116	224
<b>Substances agissant sur le métabolisme hormonal (perturbateurs endocriniens non utilisées comme médicaments)</b>								
<b>Bisphénol A (BPA)</b> <sup>4)</sup> (additif)	n.d.	—	44 / 66	840	3440	22 / 25	331	679
<b>Estradiol</b> (œstrogène naturel)	n.d.	—	17 / 92	2	3	18 / 28	3	5
<b>Estrone</b> (œstrogène naturel)	n.d.	—	36 / 116	2	3	26 / 30	15	35
<b>Nonylphénol</b> <sup>3)</sup> (additif, intermédiaire de formulation)	n.d.	—	15 / 25	441	1100	7 / 7	267	353
<b>Perfluorooctanesulfonate (PFOS)</b> <sup>4)</sup> (agent tensio-actif)	350 <sup>D)</sup>	—	3 / 3***)	49	57	7 / 7***)	114	207
<b>Autres substances à propriétés préoccupantes pour l'environnement</b>								
<b>Acésulfame (E950)</b> (édulcorant de synthèse)	n.d.	—	24 / 24****)	4010	6200	4 / 4****)	22500	30700
<b>Benzothiazole</b> <sup>4)</sup> (additif)	n.d.	—	4 / 4	373	862	6 / 6	494	662
<b>Benzotriazole</b> (complexant, produit anticorrosion)	16000 <sup>E)</sup>	—	366 / 382	1230	2990	41 / 41	12881	17300
<b>EDTA</b> <sup>**)</sup> (complexant)	n.d.	—	202 / 248	2820	5380	10 / 10	20930	30290
<b>Méthylbenzotriazole</b> (complexant, produit anticorrosion)	n.d.	—	303 / 331	249	516	30 / 30	1140	1950
<b>NTA</b> <sup>**)</sup> (complexant)	n.d.	—	183 / 253	2890	5800	10 / 10	5370	6930
<b>Sucralose (E955)</b> (édulcorant de synthèse)	n.d.	—	12 / 13	540	1039	6 / 6	4600	6523

A) Top 100 des substances actives médicamenteuses de l'année 2009, IMS Health GmbH

B) Top 100 des substances actives médicamenteuses de l'année 2004, IMS Health GmbH

C) Estimations de consommation (extrapolation de dosages): Projet Priorisation des produits biocides de l'OFEV; Rapport de FriedliPartner AG: Biozide als Mikroverunreinigungen in Abwasser und Gewässern, Teilprojekt 1: Priorisierung von bioziden Wirkstoffen.

D) Estimations basées sur les travaux de Buser et Morf (2009)

E) Estimations de Henkel (Henkel 2006)

1) L'érythromycine est rapidement transformée en érythromycine-H<sub>2</sub>O, ce qui rend une analyse quantitative difficile.

2) Le triclosan est assez fortement adsorbé (>75% lié aux boues d'épuration). L'analyse du triclosan est délicate (Singer et al. 2002)

3) Pour le nonylphénol, seules les valeurs mesurées depuis 2000 ont été prises en compte étant donné que les concentrations ont fortement chuté dans l'environnement depuis les années 1990.

4) Le bisphénol A, le PFOS et le benzothiazole sont des substances ubiquitaires. L'analyse est rendue difficile par la présence d'un bruit de fond.

\*) D'après le logiciel EPISuite (U.S.EPA 2007) utilisé pour la catégorisation, le glyphosate est considéré comme facilement biodégradable („ready-biodegradable“) et ne remplirait donc pas les conditions de sélection susmentionnées. Les campagnes de mesure font cependant état de sa présence dans l'environnement. Le glyphosate est en effet l'un des herbicides les plus vendus au monde; il est souvent utilisé en milieu urbain et peut atteindre des concentrations de l'ordre du µg/l dans les eaux de surface (Battaglin et al. 2005; Hanke et al. 2008). Ces teneurs s'expliquent moins par ses propriétés environnementales (relativement modérées par rapport à d'autres PP) que par les grandes quantités utilisées (pseudo-persistence).

\*\*) D'après le logiciel EPISuite (U.S.EPA 2007) utilisé pour la catégorisation, l'EDTA et la NTA sont considérés comme facilement biodégradables („ready-biodegradable“) et ne rempliraient donc pas les conditions de sélection susmentionnées. Les dosages dans les eaux superficielles et souterraines font cependant état de leur présence dans le milieu aquatique bien qu'ils ne répondent pas au critère de persistance de la méthode de catégorisation (Götz et al 2010); ils ont donc été inclus dans la liste.

\*\*\*) Les données sur le PFOS ne sont pas encore intégrées dans la base de données Micropoll. Valeurs issues de (Huset et al. 2008)

\*\*\*\*) Les données sur l'acésulfame ne sont pas encore dans la base de données Micropoll (en avril 2010). Valeurs issues du mémoire de master de Christoph Moschet: „Georeferenced Mass Flux Modeling of Selected Micropollutants“, Eawag mars 2010.

n.d.: non déterminée(s)

Les valeurs sont notamment tirées des rapports et publications suivants: (AWEL Abteilung Gewässerschutz 2003;

AWEL Abteilung Gewässerschutz 2004; AWEL Abteilung Gewässerschutz 2005; Giger et al. 2006; IKSR 2006; Hollender et al. 2007;

AWEL Abteilung Gewässerschutz 2008; CIPEL 2008; Singer et al. 2008; AFU St. Gallen 2009; Ort et al. 2009; Singer et al. 2009; Singer et al. 2009)

Tableau 4: Micropolluants spécifiques sélectionnés issus des eaux usées communales suisses: numéro CAS, homologation, ordonnance de référence et critères de sélection (sans les produits de transformation).

Substance	N° CAS	Ordonnance de référence	Homologation / réglementation (état : avril 2010)	Critères autres que le potentiel de transport dans l'eau, la persistance et l'homologation en Suisse pour la sélection des micropolluants spécifiques (au moins l'un des critères doit être respecté)		
				Couramment détecté dans les eaux et effluents de STEP (>20 % au-dessus du seuil de détection)	Ponctuellement en forte concentration dans les eaux (>100 ng/l) et courant dans les effluents de STEP (>20%)	Forte toxicité spécifique
<b>Médicaments</b>						
<b>Aténolol</b> (bêtabloquant)	29122-68-7	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B	X	X	
<b>Azithromycine</b> (antibiotique)	83905-01-5	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie A		X	
<b>Bézafibrate</b> (hypolipémiant)	41859-67-0	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B		X	
<b>Carbamazépine</b> (antiépileptique)	298-46-4	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B	X	X	
<b>Clarithromycine</b> (antibiotique)	81103-11-9	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie A	X	X	
<b>Diatrizoat (=acide amidotrizoïque)</b> (contrastant)	117-96-4	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B	X	X	
<b>Diclofénac</b> (analgésique)	15307-86-5	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B	X	X	
<b>Erythromycine</b> (antibiotique)	114-07-8	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B	X		
<b>Ethinylestradiol</b> (œstrogène synthétique)	57-63-6	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B			X
<b>Ibuprofène</b> (analgésique)	15687-27-1	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B-D		X	
<b>Ioméprol</b> (produit de contraste)	78649-41-9	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B		X	
<b>Iopamidol</b> (produit de contraste)	62883-00-5	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B	X	X	
<b>Iopromid</b> (produit de contraste)	73334-07-3	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B	X	X	
<b>Acide méfénamique</b> (analgésique)	61-68-7	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B	X		
<b>Metformine</b> (antidiabétique)	657-24-9	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B	X	X	
<b>Métoprolol</b> (bêtabloquant)	37350-58-6	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B	X		
<b>Naproxène</b> (analgésique)	22204-53-1	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B		X	
<b>Sotalol</b> (bêtabloquant)	3930-20-9	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B	X		
<b>Sulfaméthoxazole</b> (antibiotique)	723-46-6	OMéd / OMédV	Swissmedic, MUH+MV catégorie A	X	X	
<b>Triméthoprime</b> (antibiotique)	738-70-5	OMéd / OMédV	Swissmedic, MUH+MV catégorie A	X		
<b>Substances à effets biocides intentionnels soumises à autorisation</b>						
<b>2,4-D</b> (herbicide)	94-75-7	OPPh	OPPh annexe 1	X	X	
<b>Carbendazime</b> (fongicide)	10605-21-7	OPPh / OPBio	OPPh annexe 1 / (CE) n° 1451/2007 <sup>4)</sup>	X	X	
<b>Diazinon</b> (insecticide)	333-41-5	OPPh / OPBio	OPPh annexes 1 & 8 / (CE) n° 1451/2007 <sup>6)</sup>	X	X	X
<b>Diéthyltoluamide (DEET)</b> (répulsif)	134-62-3	OPBio	(CE) n° 1451/2007 <sup>2)</sup>	X	X	
<b>Diméthoate</b> (insecticide)	60-51-5	OPPh / OPBio	OPPh annexe 1 / (CE) n° 1451/2007 <sup>7)</sup>		X	
<b>Diuron</b> (herbicide)	330-54-1	OPPh / OPBio	OPPh annexe 1 / (CE) n° 1451/2007 <sup>5)</sup>		X	X
<b>Glyphosate *)</b> (herbicide)	1071-83-6	OPPh	OPPh annexe 1	X	X	
<b>Irgarol</b> (herbicide)	28159-98-0	OPBio	(CE) n° 1451/2007 <sup>1)</sup>			X
<b>Isoproturon</b> (herbicide)	34123-59-6	OPPh	OPPh annexe 1	X	X	
<b>MCPA</b> (herbicide)	94-74-6	OPPh	OPPh annexe 1	X	X	



Substance	N° CAS	Ordonnance de référence	Homologation / réglementation (état: avril 2010)	Critères autres que le potentiel de transport dans l'eau, la persistance et l'homologation en Suisse pour la sélection des micropolluants spécifiques (au moins l'un des critères doit être respecté)		
				Couramment détecté dans les eaux et effluents de STEP (>20 % au-dessus du seuil de détection)	Ponctuellement en forte concentration dans les eaux (>100 ng/L) et courant dans les effluents de STEP (>20%)	Fortes toxicités spécifiques
<b>Substances à effets biocides intentionnels soumises à autorisation</b>						
<b>Mécoprop et mécoprop-P</b> (herbicide)	16484-77-8	OPPh	OPPh Annexe 1	X	X	
<b>Triclosan</b> (Biocide)	3380-34-5	OPBio	(CE) n° 1451/2007 <sup>3)</sup>	X		
<b>Substances agissant sur le métabolisme hormonal (perturbateurs endocriniens non utilisées comme médicaments)</b>						
<b>Bisphénol A (BPA)</b> (additif)	80-05-7			X	X	
<b>Estradiol</b> (œstrogène naturel)	50-28-2		Composé naturel			X
<b>Estrone</b> (œstrogène naturel)	53-16-7		Composé naturel			X
<b>Nonylphénol</b> (additif, intermédiaire)	104-40-5	ORRChim	Usage limité	X	X	
<b>Perfluorooctanesulfonate (PFOS)</b> (agent tensio-actif)	1763-23-1	ORRChim	Usage limité à partir de 2010 (prochaine révision de l'ORRChim)	X	X	
<b>Autres substances à propriétés préoccupantes pour l'environnement</b>						
<b>Acésulfame (E950)</b> (édulcorant de synthèse)	55589-62-3	OAdd	OAdd Annexe 1 (autorisé en tant que E950)	X	X	
<b>Benzothiazole</b> (additif)	95-16-9			X	X	
<b>Benzotriazole</b> (complexant, anticorrosif)	95-14-7			X	X	
<b>EDTA **)</b> (complexant)	60-00-4			X	X	
<b>Méthylbenzotriazole</b> (complexant, anticorrosif)	136-85-6			X	X	
<b>NTA **)</b> (complexant)	139-13-9			X	X	
<b>Sucralose (E955)</b> (édulcorant de synthèse)	56038-13-2	OAdd	OAdd Annexe 1 (autorisé en tant que E955)	X	X	

**OMéd (RS 812.212.21):** Ordonnance sur les médicaments, autorisation de mise sur le marché (AMM) par Swissmedic, MUH: médicament à usage humain

**OMédV (RS 812.212.27):** Ordonnance sur les médicaments vétérinaires, AMM par Swissmedic, MV: médicament vétérinaire

Catégories des médicaments à usage humain et vétérinaire : 5 catégories de remise sont définies:

A: Remise sur ordonnance médicale ou vétérinaire non renouvelable

B: Remise sur ordonnance médicale ou vétérinaire

C: Remise sur conseil des professionnels de la santé

D: Remise sur conseil spécialisé

E: Remise sans conseil spécialisé

**OChim:** Ordonnance sur les produits chimiques (RS 813.11)

**ORRChim:** Ordonnance sur la réduction des risques liés aux produits chimiques (RS 814.81)

**OAdd:** Ordonnance sur les additifs du 22 juin 2007 (RS 817.022.31)

**OPPh:** Ordonnance sur la mise en circulation des produits phytosanitaires (RS 916.161), liste des substances actives autorisées en annexe 1

**Conv. Stockh.:** Convention de Stockholm (RS 0.814.03): Tous les composés ainsi marqués sont considérés comme des POP (polluants organiques persistants) au sens de la Convention de Stockholm. Ils sont également pris en compte par l'ORRChim suisse.

**OPBio:** Ordonnance sur les produits biocides (RS 813.129): **TP:** type de produit selon l'annexe 10 de l'ordonnance sur les produits biocides

1) Examen dans le programme de travail de la CE pour les TP 7, 9, 10, 21

2) Examen dans le programme de travail de la CE pour les TP 19, 22

3) Examen dans le programme de travail de la CE pour les TP 1, 2, 3, 7, 9

4) Examen dans le programme de travail de la CE pour les TP 6, 7, 9, 10, 11, 12, 13; non-inclusion des TP 6, 13

5) Examen dans le programme de travail de la CE pour les TP 6, 7, 10; non-inclusion des TP 6, 21

6) Examen dans le programme de travail de la CE pour les TP PA 18

7) Examen dans le programme de travail de la CE ; non-inclusion du TP 18

\*) D'après le logiciel EPISuite (U.S.EPA 2007) utilisé pour la catégorisation, le glyphosate est considéré comme facilement biodégradable („ready-biodegradable“) et ne rempliraient donc pas les conditions de sélection susmentionnées. Les campagnes de mesure font cependant état de sa présence dans l'environnement. Le glyphosate est en effet l'un des herbicides les plus vendus au monde; il est souvent utilisé en milieu urbain et peut atteindre des concentrations de l'ordre du µg/l dans les eaux de surface (Battaglin et al. 2005; Hanke et al. 2008). Ces teneurs s'expliquent moins par ses propriétés environnementales (relativement modérées par rapport aux autres PP) que par les grandes quantités utilisées (pseudo-persistance).

\*\*) D'après le logiciel EPISuite (U.S.EPA 2007) utilisé pour la catégorisation, l'EDTA et la NTA sont considérés comme facilement biodégradables („ready-biodegradable“) et ne rempliraient donc pas les conditions de sélection susmentionnées. Les dosages dans les eaux superficielles et souterraines font cependant état de leur présence dans le milieu aquatique bien qu'ils ne répondent pas au critère de persistance de la méthode de catégorisation (Götz et al 2010) ; ils ont donc été inclus dans la liste.

## 2.5 Micropollutions locales

A côté des micropolluants spécifiques, d'autres pollutions de caractère local peuvent jouer un rôle important. En effet, certaines substances sont utilisées en quantités extrêmement variables selon les régions, d'autres font l'objet d'utilisations locales bien spécifiques (industrielles ou artisanales par exemple) et d'autres encore ne sont déversées que dans un petit nombre de cours d'eau pour d'autres raisons.

Pour évaluer la pollution des eaux par les micropolluants, il est donc important de savoir si des rejets locaux différents des micropolluants spécifiques sont susceptibles de contaminer le milieu. La situation locale doit être examinée au cas par cas par les services cantonaux en charge de la protection des eaux en s'appuyant sur une connaissance des substances utilisées dans le bassin versant concerné et susceptibles d'être contenues dans les eaux usées. Pour identifier les pollutions locales, une recherche de composés supplémentaires peut être menée sur un petit nombre d'échantillons ponctuels – à l'aide de méthodes de screening analytique par exemple.

## 3. Concept de relevé des données

La stratégie présentée ici pour la détection et la quantification des micropolluants véhiculés par les eaux usées communales se concentre sur les contaminants de la phase aqueuse et s'applique donc aux substances mobiles et potentiellement présentes dans le compartiment aquatique. L'étude de la phase particulaire, des sédiments ou du biote n'est pas abordée en détail.

Pour la détermination du degré de pollution des cours d'eau de surface par les micropolluants issus de l'assainissement communal, nous proposons un système en deux étapes:

- 1) Identification des cours d'eau potentiellement contaminés
- 2) Etude détaillée des cours d'eau potentiellement contaminés – Dosage des micropolluants spécifiques définis pour la Suisse et/ou des polluants à caractère local

Ces deux étapes de travail sont détaillées dans les pages qui suivent.

Un concept de relevé des données Une stratégie de prélèvements et d'analyse sera ensuite aussi présentée pour les lacs. Ceux-ci se caractérisent en général par des niveaux de pollution plus faibles et une variabilité spatio-temporelle des concentrations nettement moins marquée.

### 3.1 Identification des cours d'eau potentiellement contaminés

La recherche des micropolluants dans le milieu aquatique est une entreprise laborieuse et coûteuse comparée à la détermination d'autres paramètres comme par exemple ceux pris en compte dans le module Nutriments du système modulaire gradué de l'OFEV (Liechti 2010). Par conséquent, les

analyses nécessaires à l'évaluation du degré de pollution de l'eau doivent être limitées aux sites susceptibles d'être contaminés. Avant d'entreprendre une évaluation détaillée par analyse de traces, il convient donc d'obtenir un aperçu de la contamination potentielle des différents cours d'eau par les micropolluants venant des eaux usées communales. La démarche suivante peut être adoptée:

- Détermination de la *part d'effluents* transportés au débit d'étiage ( $Q_{347}$ )
- Réalisation d'une *campagne exploratoire* basée sur un échantillonnage ponctuel
- Estimation du degré de pollution par modélisation pour une sélection de micropolluants venant des eaux usées communales.

### **3.1.1 Détermination de la part d'effluents transportés au débit d'étiage $Q_{347}$ dans les différents cours d'eau**

Comme cela a été décrit dans le chapitre 2.1., la majeure partie des substances véhiculées par les eaux usées communales sont rejetées dans le milieu aquatique par le biais des effluents de STEP. Le degré de pollution des eaux de surface par les micropolluants d'origine urbaine est donc directement lié au niveau de dilution de ces effluents dans l'exutoire<sup>1</sup>.

La quantité moyenne d'effluent transporté peut être estimée soit (1) à partir de la population raccordée au réseau d'assainissement soit (2) par les volumes de rejet mesurés en sortie des STEP. D'autres informations peuvent également être prises en compte, comme par exemple les déversements provenant d'installations industrielles ou artisanales.

Pour le calcul de la part maximale d'effluent transporté, le débit d'eaux traitées rejeté par la STEP est rapporté au débit d'étiage dans l'exutoire<sup>2</sup>,  $Q_{347}$ . Quand le flux d'eaux traitées est évalué à partir de la population raccordée au réseau d'assainissement puis rapporté au  $Q_{347}$ , il se peut que le calcul livre une part d'effluents supérieure à 100% si le flux moyen d'effluent estimé dépasse le débit d'étiage du cours d'eau récepteur. Dans ce cas, la valeur est fixée au maximum théorique de 100%.

La proportion d'effluent transporté par les cours d'eau est un paramètre pertinent pour une première estimation du degré de pollution par les micropolluants venant des eaux usées communales. A partir de cette information, une sélection peut être faite parmi les cours d'eau potentiellement contaminés pour la réalisation d'analyses plus poussées.

---

<sup>1</sup> À l'exception d'un petit nombre de micropolluants transportés par les eaux usées communales qui, très bien éliminés dans les STEP, sont principalement émis avec les eaux non traitées via les déversoirs d'orage des réseaux unitaires, cf. chapitre 2.2.3 Figure 4

<sup>2</sup> Le débit d'étiage  $Q_{347}$  est le débit moyen journalier qui est en moyenne atteint ou dépassé dans 95% des jours de l'année, soit 347 jours par an.

### **3.1.2 Réalisation d'une campagne de mesures d'échantillons ponctuels**

De nombreux services cantonaux effectuent des analyses isolées ou périodiques basées sur un échantillonnage ponctuel des eaux surveillées. Certains contrôlent également les teneurs en un certain nombre de micropolluants dans des échantillons intégratifs récoltés en continu sur des points de prélèvement fixes (par exemple la station de contrôle des eaux du Rhin à Bâle - Rheinüberwachungsstation, RÜS). L'échantillonnage ponctuel convient bien à l'identification des cours d'eau pollués concernés par des contaminations rejetées en continu dans le milieu naturel. Il peut alors livrer des indices de pollution fiables. Dans le cas des polluants rejetés de façon plus irrégulière, comme par exemple par le biais des déversoirs d'orage, des prélèvements ciblés sur les événements pluvieux polluants doivent être effectués.

Le choix des micropolluants à doser est déterminant pour l'interprétabilité des résultats. Pour obtenir une évaluation grossière du degré de contamination par les micropolluants venant de l'assainissement urbain avec un minimum d'analyses, il est judicieux de concentrer les efforts sur des polluants très répandus qui ne sont pas ou très peu éliminés par les traitements mécaniques et biologiques des stations d'épuration. La sélection suivante est également recommandée pour contrôler l'efficacité des traitements complémentaires dans les STEP communales (Götz et al. 2010):

- Benzotriazole
- Carbamazépine
- Diclofénac
- Mécoprop
- Sulfaméthoxazole

Ces substances ont été détectées dans plus de 90% des échantillons prélevés dans les effluents de STEP dans le cadre des campagnes de mesures effectuées sur tout le territoire suisse. Le benzotriazole, la carbamazépine, le mécoprop et le sulfaméthoxazole sont des micropolluants persistants susceptibles de contaminer les eaux souterraines, les lacs et les eaux marines. Le diclofénac peut être dégradé de manière photolytique dans les lacs mais persiste plusieurs jours dans les cours d'eau à partir desquels il peut s'infiltrer dans les eaux souterraines. Dans les cours d'eau récepteurs accueillant une forte proportion d'effluents d'épuration, ses concentrations peuvent d'autre part atteindre des niveaux critiques (Buser et al. 1998; Ort et al. 2009; Götz et al. 2010). Ces cinq substances indicatrices peuvent être dosées simultanément par différentes méthodes analytiques. Ces méthodes d'analyse sont exposées plus en détail au paragraphe 3.5.

En complément de ces composés courants, l'identification d'une forte pollution en provenance de l'assainissement urbain peut s'appuyer sur des composés moins problématiques pour l'environnement mais couramment utilisées en milieu urbain comme par exemple la caféine ou les édulcorants de synthèse, intervenant alors comme „traceurs des eaux usées“. Certains édulcorants traversent les étapes classiques de traitement d'épuration (mécaniques et biologiques) sans aucune dégradation et sont donc d'excellents traceurs des eaux usées traitées. Deux d'entre eux remplissent particulièrement bien ce rôle (Bürge et al. 2009):

- L'acésulfame
- Le sucralose

D'autres substances conviennent également à cet emploi:

- L'EDTA
- Le bore

Contrairement à ces composés, la caféine et la nicotine sont presque totalement éliminées dans les STEP. Elles constituent donc de bons traceurs des eaux usées non traitées rejetées dans le milieu aquatique par le biais des déversoirs d'orage lors d'évènements pluvieux (Bürge et al. 2006; Bürge et al. 2008; Wittmer et al. 2010).

### ***3.1.3 Estimation par modélisation du degré de pollution pour une sélection de micropolluants***

Le degré de pollution des eaux peut être estimé par modélisation pour un petit nombre de micropolluants caractéristiques des eaux usées communales.

#### *Modèle national d'analyse des flux*

Dans le cadre du projet de l'OFEV « Stratégie Micropoll », un état des lieux a été établi pour toute la Suisse sur la base de géodonnées (SIG) à partir d'un modèle de flux de matières. Il est apparu que pour les polluants courants et rejetés en continu comme le diclofénac et la carbamazépine, les concentrations par temps sec dans les cours d'eau pouvaient être prédites avec fiabilité (Ort et al. 2007; Ort et al. 2009). En effet, une bonne concordance a été constatée pour ces deux substances entre les valeurs mesurées et celles calculées par modélisation. Le modèle permet d'autre part une analyse de la qualité de l'eau à l'échelle nationale, régionale ou à celle du bassin versant et donc de dépasser le cadre restreint de l'étude par tronçon. Des informations plus détaillées sur les possibilités et limites d'application du modèle d'analyse des flux ainsi que de nombreux exemples sont indiqués dans les publications de Christoph Ort et son équipe (Ort et al. 2007 et 2009). Le modèle est programmé en langage *R* (logiciel statistique multifonctionnel librement accessible, <http://www.r-project.org>) et peut être obtenu auprès de l'OFEV.

## 3.2 Etude approfondie des cours d'eau potentiellement contaminés

Une fois que les tronçons de cours d'eau potentiellement contaminés ont été identifiés, une étude plus détaillée peut être entreprise. Dans les pages suivantes, des méthodes d'échantillonnage, deux stratégies d'étude, une méthode de calcul des concentrations environnementales et une approche d'analyse à l'échelle du bassin versant seront présentées à partir de l'exemple du bassin hydrographique du lac de Constance.

### 3.2.1 Prélèvements

#### Echantillons ponctuels

Les *prélèvements ponctuels* donnent une représentation de l'état du milieu à un moment donné (ou pendant un intervalle de temps très court). Les variations dans le temps peuvent être appréhendées si les prélèvements sont répétés à une fréquence supérieure à celle des changements du paramètre mesuré. Ainsi, pour rendre compte de l'évolution journalière d'un cours d'eau de façon satisfaisante, il est nécessaire d'effectuer au moins 6 prélèvements.

Selon la même méthode que celle utilisée pour le module Nutriments du système modulaire gradué (Liechti 2010), on distingue quatre types d'échantillons ponctuels en fonction de la fréquence des prélèvements.

- Echantillons ponctuels isolés
- Echantillons ponctuels saisonniers (4 par an)
- Echantillons ponctuels périodiques (rythme hebdomadaire à trimestriel)
- Prélèvements quasi-continus (12 - 24 par jour par ex.)

#### Echantillons prélevés en continu

Contrairement aux prélèvements ponctuels qui rendent compte de la situation à l'instant  $t$ , les *échantillons prélevés en continu* livrent une moyenne de la dynamique des concentrations dans le cours d'eau sur un intervalle de temps donné (allant de plusieurs heures à quelques jours). L'intégration peut se faire en fonction du temps, du niveau de l'eau ou du débit. La référence statistique proposée est le 90<sup>e</sup> centile même si les pics de concentration et les variations journalières s'en trouvent plus ou moins atténuées selon la période de prélèvement. Les différents types de prélèvements sont récapitulés dans le Tableau 5.

Tableau 5: Types de prélèvements définis d'après leur fréquence (EP = échantillons ponctuels, EC = échantillons prélevés en continu) conformément à la méthode utilisée pour le module Chimie

Type	Principe	Avantages	Inconvénients	Champ d'application
EP isolés	En réaction aux événements		Image figée: ne rendent pas compte des tendances, parfois non représentatifs (artéfacts possibles)	Représentation de la situation à l'instant t
EP saisonniers	4 EP par an	<ul style="list-style-type: none"> <li>Analyse précise de la situation à l'instant t</li> <li>Faible coût</li> </ul>	Ne rendent pas compte des fluctuations sur l'année et des événements ponctuels	Analyse de la pollution de fond
EP périodiques	5 - 52 EP par an		Les événements ponctuels ne sont pas systématiquement appréhendés	Surveillance de l'état chimique des eaux selon le système modulaire gradué
EP qualifiés	EP cumulés sur plusieurs heures	Lissage des fluctuations de courte durée	Relativement laborieux	Etude des paramètres à fortes variations
EP quasi-continus	12-24 EP par jour	<ul style="list-style-type: none"> <li>Applicable à quasiment tous les paramètres</li> <li>Forte sensibilité possible</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Nombre d'échantillons très élevé pour les périodes prolongées</li> <li>Demande un gros travail d'analyse</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Evènements à fortes fluctuations</li> <li>Dynamique journalière</li> <li>Sites importants</li> </ul>
Echantillonnage passif intégré	Adsorption sur échantillonneur fixe	<ul style="list-style-type: none"> <li>Dispositif de prélèvement bon marché</li> <li>Ne nécessite pas d'alimentation électrique</li> </ul>	Concentration moyenne uniquement calculable avec des échantillonneurs bien calibrés	Etude comparée de différents cours d'eau
EC journalier passif	Echantillonneur à diaphragme, se remplit progressivement en fonction de la pression	<ul style="list-style-type: none"> <li>Dispositif de prélèvement bon marché</li> <li>Ne nécessite pas d'alimentation électrique</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Délicat à utiliser (exige beaucoup de soin et de compétence!)</li> <li>Accumulation possible de particules</li> </ul>	Etude des crues
EC journalier actif	Somme de petits échantillons partiels pendant 24h	<ul style="list-style-type: none"> <li>Corrélation temporelle définie et modulable de l'échantillon intégré</li> <li>Effet préventif grâce à l'absence de lacunes dans le prélèvement</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Pas d'informations sur le régime journalier</li> <li>Infrastructures et installations complexes</li> <li>Nécessite une alimentation électrique</li> <li>Altérations chimiques possibles lors du stockage</li> </ul>	Surveillance en continu des sites importants d'un cours d'eau

### 3.2.2 Stratégies d'investigation

Selon le degré de détail des études envisagées et les moyens financiers et humains à disposition, deux stratégies différentes peuvent être adoptées :

- A) Détermination de la pollution de fond par les micropolluants issus de l'assainissement communal: Analyse d'échantillons ponctuels saisonniers.
- B) Caractérisation détaillée de la pollution de fond par les micropolluants issus de l'assainissement communal et estimation du niveau et de la variabilité de la pollution par les

micropolluants d'origine urbaine rejetés via les déversoirs d'orage des réseaux unitaires et les collecteurs d'eaux pluviales des réseaux séparatifs: Analyse d'échantillons ponctuels ou prélevés en continu par temps sec ainsi que d'échantillons ponctuels quasi-continus ou prélevés en continu lors d'évènements pluvieux.

Le contenu informatif de l'étude augmente nettement de l'option A) à l'option B).

La stratégie B) demande beaucoup de temps et de moyens et ne peut donc être adoptée pour tous les cours d'eau. Il est recommandé de commencer dans tous les cas par une caractérisation de la pollution de base (selon la stratégie A). Pour décider des tronçons sur lesquels la stratégie B) sera mise en œuvre, des priorités doivent être fixées selon des critères complémentaires. Les éléments suivants doivent être pris en compte:

- Secteurs de protection des eaux (secteur A<sub>O</sub><sup>1</sup> par exemple)
- Ecomorphologie du cours d'eau
- Pollution potentielle par d'autres sources (agricoles par exemple)
- Transformations prévues sur le réseau (rénovation ou regroupement de STEP par ex.)
- Importance du cours d'eau en tant qu'habitat pour la faune et la flore, pour la richesse spécifique, notamment de la faune piscicole, la productivité et la reproduction naturelle

La définition des cours d'eau prioritaires selon les critères précédemment cités et qui seront donc étudiés selon la stratégie B) doit être effectuée au cas par cas.

#### A) Détermination de la pollution de fond par les micropolluants issus de l'assainissement communal

Cette stratégie d'étude est recommandée pour l'évaluation systématique de la pollution de fond des cours d'eau pour lesquels une contamination significative par des micropolluants venant des eaux usées communales a été jugée prouvée.

Pour l'évaluation systématique ou la surveillance de la pollution de fond par les micropolluants venant des eaux usées communales, nous conseillons la stratégie d'échantillonnage suivante:

- Prélèvements ponctuels à rythme trimestriel (saisonniers) ou plus fréquents (périodiques, 12 fois par an par ex.)
- Prélèvements en semaine et hors vacances (surtout pour les petits exutoires et les petites STEP)

En complément, des échantillons saisonniers d'effluents de STEP peuvent être analysés, les concentrations dans le milieu récepteur pouvant en être calculées à partir du degré de dilution des rejets. L'avantage de cette stratégie est de pouvoir utiliser les analyses de routine des STEP qui collectent en général des échantillons intégrés sur 24 heures en sortie de station. Le recours à ces échantillons permet de minimiser les artéfacts dus aux prélèvements ponctuels qui ne

---

<sup>1</sup> Secteur A<sub>O</sub> de protection des eaux: Le secteur A<sub>O</sub> de protection des eaux comprend les eaux superficielles et leur zone littorale, dans la mesure où cela est nécessaire pour garantir une utilisation particulière. (OEaux Annexe 4)



correspondraient pas à l'état général de pollution. L'inconvénient est par contre une certaine incertitude dans la détermination des concentrations dans le cours d'eau suite à l'extrapolation à partir des teneurs de l'effluent d'épuration et le fait que la contamination détectée se limite strictement à la voie de rejet passant par les STEP.

Cette stratégie convient surtout à l'étude des micropolluants rejetés avec les *eaux usées communales traitées*. Les composés traces organiques atteignant les cours d'eau par le rejet d'effluents urbains non traités par le biais des *déversoirs d'orage* des réseaux unitaires ou des *collecteurs d'eaux pluviales* des réseaux séparatifs ou les substances utilisées de façon très saisonnière ne peuvent pas être étudiés de manière quantitative par cette méthode. L'analyse d'échantillons ponctuels saisonniers peut toutefois donner une bonne indication de l'éventail de micropolluants présents.

Pour caractériser la pollution de fond, il est recommandé d'effectuer un dosage des substances figurant sur la liste des micropolluants spécifiques sélectionnés pour les eaux usées communales suisses. Les méthodes courantes d'analyse utilisables pour l'étude de ces micropolluants spécifiques sont indiquées au paragraphe 3.3. Certains composés de la liste comme les contrastants, les agents tensio-actifs et les œstrogènes sont difficiles à analyser. Leur dosage ne devra pas être impérativement effectué pour déterminer la pollution de base. Il est judicieux de concentrer les analyses sur les composés les plus répandus présents à des concentrations assez élevées dans le milieu (entre 10 et 500 ng/l, cf. Tableau 3). C'est par exemple le cas du benzotriazole, de la carbamazépine, du diclofénac, du mécoprop et du sulfaméthoxazole. La palette de polluants dosés peut être modulée selon les résultats de prélèvements précédents et en fonction de la présence éventuelle de micropolluants spécifiques supplémentaires de source locale (cf. Chapitre 3.4).

L'évaluation de la pollution de fond par les micropolluants issus de l'assainissement communal devra s'appuyer autant que possible sur l'étude de substances émises de façon quasi continue dans les cours d'eau (cf. Tableau 3, Dynamique de rejet). Le dosage de micropolluants spécifiques utilisés en extérieur comme les biocides, les produits phytosanitaires et les additifs des matériaux de construction peut livrer des informations complémentaires sur l'état de pollution. Pour une caractérisation plus détaillée de cette pollution, il est conseillé de mettre en œuvre la stratégie B) présentée ci-après.

L'analyse des composés traces organiques est généralement lourde et onéreuse comparée au prélèvement d'échantillons ponctuels pour l'évaluation de la pollution de base. Pour éviter les artéfacts et lisser les fluctuations de courte durée, il peut être pertinent de prélever plusieurs échantillons sur plusieurs heures et de les mélanger pour l'analyse (échantillons ponctuels qualifiés) plutôt qu'un seul échantillon saisonnier. Cette démarche est toujours judicieuse lorsque l'effort demandé pour les prélèvements est assez faible par rapport au travail d'analyse et qu'un échantillon représentatif ou moyenné est souhaité. Le regroupement d'échantillons est par contre déconseillé si l'on souhaite rendre compte de variations rapides de la pollution.

La fréquence de prélèvements proposée ici pour les micropolluants est également prévue par la directive cadre sur l'eau. La DCE prévoit en effet une fréquence de 12 échantillons par an pour les substances prioritaires et de quatre par an pour les autres micropolluants pertinents (DCE Annexe V.1.3.4). Cette préconisation est notamment approuvée par le Groupe d'experts sur l'analyse et le monitoring des substances prioritaires (Brättemark et al. 2005).

*B) Caractérisation détaillée de la pollution de fond par les micropolluants issus de l'assainissement communal et estimation du niveau et de la variabilité de la pollution par les micropolluants rejetés via les déversoirs d'orage et les collecteurs d'eaux pluviales*

Pour encore réduire la marge d'erreur et la variabilité liées aux prélèvements visant les micropolluants rejetés de façon quasi-continue, on pourra recourir à un échantillonnage en continu plutôt qu'à des prélèvements ponctuels. Pour l'étude des cours d'eau équipés de dispositifs d'échantillonnage automatique fixes, cette démarche devra impérativement être préférée au prélèvement d'échantillons ponctuels individuels ou qualifiés. De tels dispositifs se trouvent par exemple dans les stations de contrôle du programme NADUF (Surveillance nationale continue des cours d'eau suisses, [www.naduf.ch](http://www.naduf.ch)) installées sur un certain nombre de fleuves et rivières. L'expérience a montré que les échantillons cumulés sur une semaine prélevés au niveau des stations NADUF permettaient de bien intercepter les micropolluants présentant des rejets très irréguliers comme les biocides carbendazime et diuron (van der Voet et Stamm 2010). Toutefois, beaucoup de petits cours d'eau recevant des quantités très importantes d'effluents ne sont pas équipés de ces systèmes d'échantillonnage automatique. Pour une observation détaillée de la pollution de ces cours d'eau par des micropolluants rejetés en continu, il est conseillé d'installer des stations mobiles de prélèvement actif pour la durée des études prévues. Le prélèvement par temps sec d'échantillons cumulés sur plusieurs jours permet de lisser les artéfacts dus aux rejets irréguliers de composés utilisés en intérieur.

La sélection des polluants dosés dans les échantillons prélevés par temps sec se fait selon la même méthode que pour la stratégie A. A partir de la liste de polluants spécifiques définie pour la Suisse, les substances les plus répandues doivent être analysées en priorité en tenant compte d'éventuelles spécificités du cours d'eau concerné.

Les prélèvements ponctuels quasi-continus ou automatiques permettent aussi une étude statique et dynamique des rejets s'effectuant par les déversoirs d'orage et les collecteurs d'eau pluviale lors d'événements pluvieux particuliers. Ils permettent de suivre les variations temporelles de la concentration des micropolluants et de la contribution des rejets pluviaux à l'état général de pollution. Les rejets dynamiques de micropolluants provenant des effluents urbains à travers les déversoirs d'orage et les collecteurs d'eau pluviale jouent un rôle important pour les petits cours d'eau. Diverses études ont montré qu'ils pouvaient provoquer une augmentation momentanée mais très sensible de la teneur en micropolluants issus de l'assainissement communal (Wittmer et al. 2010).

Les pluies provoquent cependant aussi des rejets de substances provenant d'autres sources que l'assainissement communal. Ces voies de rejet comme par exemple le lessivage des pesticides utilisés en agriculture ne sont pas abordées ici. La problématique des rejets de produits phytosanitaires d'origine agricole a été très bien étudiée par le passé et notamment celle de l'échantillonnage des événements pluvieux. Des stratégies ont ainsi été proposées pour l'échantillonnage des petits cours d'eau par Stamm et al. (2006) ou par les services cantonaux de protection des eaux (AWEL Abteilung Gewässerschutz 2004; AFU St. Gallen 2009; AWEL Abteilung Gewässerschutz 2009). L'élaboration d'un schéma d'évaluation harmonisé pour la Suisse fait actuellement l'objet du projet „Micropolluants issus de sources diffuses“ de l'OFEV qui a démarré début 2010.

Les stratégies d'investigation proposées sont récapitulées dans le Tableau 6.

Tableau 6: Récapitulation des stratégies d'investigation proposées pour l'étude détaillée des cours d'eau potentiellement contaminés par des micropolluants provenant de l'assainissement communal.

	Stratégie A	Stratégie B
Description	Evaluation de la pollution de base par les micropolluants provenant de l'assainissement communal	Caractérisation détaillée de la pollution de base par les micropolluants provenant de l'assainissement communal et estimation statique et dynamique des rejets de micropolluants via les déversoirs d'orage et les collecteurs d'eau pluviale
Prérequis, études préalables	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Identification des cours d'eau potentiellement contaminés</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Identification des cours d'eau potentiellement contaminés</li> <li>• Priorisation des cours d'eau potentiellement contaminés précédemment identifiés</li> </ul>
Voies de rejet d'effluents prises en compte	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Eaux usées traitées (STEP)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Eaux usées traitées (STEP)</li> <li>• Indices de rejet par les déversoirs d'orage (réseaux unitaires)</li> <li>• Indices de rejets par les collecteurs d'eaux pluviales (réseaux séparatifs)</li> </ul>
Voies de rejet d'effluents non prises en compte	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Déversoirs d'orage (réseaux unitaires)</li> <li>• Collecteurs d'eaux pluviales (réseaux séparatifs)</li> <li>• Fuites dans le réseau d'égouts</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fuites dans le réseau d'égouts</li> </ul>
Micropolluants (MP)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• MP d'usage intérieur rejetés en continu</li> <li>• Indices de présence de MP d'usage intérieur à mode de rejet complexe</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• MP d'usage intérieur rejetés en continu</li> <li>• MP d'usage intérieur à mode de rejet complexe</li> <li>• MP d'usage extérieur à mode de rejet complexe</li> </ul>
Echantillonnage	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Prélèvements ponctuels (saisonniers ou plus fréquents, mensuels par ex.)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Prélèvements en continu ou evtl prélèvements ponctuels pour déterminer la pollution de base</li> <li>• Prélèvements en continu ou prélèvements ponctuels quasi-continus lors d'évènements pluvieux</li> </ul>
Métadonnées	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Evaluation du débit d'étiage (<math>Q_{347}</math>)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Evaluation du débit d'étiage (<math>Q_{347}</math>)</li> <li>• Mesures de débit lors d'évènements pluvieux</li> </ul>

### 3.2.3 Concentration environnementale moyenne ( $C_{env}$ )

Pour pouvoir procéder à une évaluation de la qualité des sites étudiés, il est nécessaire de calculer à partir des valeurs récoltées (concentration mesurée dans l'environnement, MEC = „measured environmental concentration“) une valeur statistique, comme par exemple la concentration moyenne mesurée dans l'environnement ( $C_{env}$ ) en utilisant une méthode standardisée. Cette étape est critique car les conclusions de l'évaluation de l'état du cours d'eau vont directement dépendre de la méthode statistique utilisée pour calculer la  $C_{env}$ .

### Normalisation de la concentration mesurée dans l'environnement (MEC)

Pour assurer une bonne comparabilité des valeurs de mesure, les MEC peuvent être normalisées en fonction du débit d'étiage  $Q_{347}$ . Le  $Q_{347}$  peut être déterminé par mesure directe des débits ou, si de telles mesures ne sont pas disponibles, par inter ou extrapolation (Ort et al. 2007).

La normalisation des MEC en fonction du  $Q_{347}$  livre en général des concentrations environnementales plus élevées et illustre donc la situation obtenue dans le pire scénario. De ce fait, la détermination des données au  $Q_{347}$  s'inscrit dans l'optique du principe de précaution. Ces valeurs normalisées ne correspondent cependant pas à la situation moyenne du cours d'eau et livrent une incertitude supplémentaire. Selon les cas, les MEC peuvent également être utilisées sans être normalisées.

### Calcul de la concentration environnementale moyenne ( $C_{env}$ )

La  $C_{env}$  peut être calculée de plusieurs façons à partir des valeurs mesurées: moyenne arithmétique, moyenne géométrique, médiane ou autres centiles (Liechti 2010). Pour pouvoir comparer les résultats des études de cours d'eau réalisées par différents services, le *Module Nutriments* propose d'utiliser le 90<sup>e</sup> centile pour au moins 12 échantillons ponctuels (Liechti 2010).

Etant donné que le dosage des micropolluants est particulièrement laborieux et onéreux, la  $C_{env}$  nécessaire à la détermination de la pollution de fond peut également être calculée à partir de la moyenne des concentrations normalisées au débit d'étiage de quatre échantillons ponctuels saisonniers. Si la différence entre la plus petite et la plus grande des concentrations normalisées est supérieure à un ordre de grandeur, le recours à des échantillons ponctuels ou continus supplémentaires doit cependant être envisagé.

### **3.2.4 Observations à l'échelle du bassin versant**

L'observation de la situation sur l'ensemble d'un bassin versant livre une vision plus complète et de plus grande portée que celle de tronçons de cours d'eau isolés. Dans cette démarche, des prélèvements sont effectués sur une sélection de sites au sein du même bassin versant, la fréquence et la stratégie d'échantillonnage variant alors selon que l'on souhaite caractériser la pollution de fond ou étudier la dynamique des concentrations ou des charges.

L'étude de la pollution de fond à l'aide d'échantillons ponctuels saisonniers prélevés à différents endroits du bassin versant livre le même type de conclusions que l'échantillonnage saisonnier des tronçons de cours d'eau isolés. Par une conception stratégique des prélèvements et l'établissement de bilans de charge sur le bassin versant, les principales sources peuvent en outre être identifiées pour divers polluants. D'autre part, la crédibilité de résultats et informations disponibles, en provenance d'anciennes campagnes de mesure par ex., peut également être vérifiée.

En utilisant des méthodes adéquates, les valeurs mesurées peuvent être inter ou extrapolées à des tronçons n'ayant pu être étudiés. Ceci n'est toutefois possible qu'à condition de disposer d'informations détaillées sur l'ensemble du système hydrologique (débits, quantité d'effluents transportés etc.). Les modélisations d'Ort et al. (2009) basées sur un SIG montrent que l'étude des bassins versants dans leur globalité permet la mise en place de stratégies détaillées de réduction de

la pollution. Ainsi, les polluants présents dans un tronçon résultent rarement des rejets d'une seule station d'épuration mais aussi du cumul des émissions de toutes les sources situées en amont. En intervenant sur une source, on modifie ainsi l'état de pollution sur de nombreux tronçons du bassin versant.

Le chapitre 5.4 (plus bas) présente l'analyse de 543 tronçons de cours d'eau pour six micropolluants pris à titre d'exemple.

### **3.3 Etude des lacs (eau libre)**

En complément des fleuves et grandes rivières tels que le Rhin, le Rhône ou la Thur, les lacs de moyenne à grande taille jouent un rôle important pour l'approvisionnement en eau potable de la Suisse. Les pages qui suivent donnent un aperçu de l'étude des micropolluants provenant de l'assainissement communal dans les lacs.

La méthode de prélèvement proposée ici n'est applicable que dans les conditions suivantes:

- Etude de micropolluants rejetés en continu
- Etude en eau libre (zone pélagique); les micropolluants accumulés dans les sédiments ou sur les particules ne sont pas collectés
- Etude dans un but de surveillance (détermination de la pollution de fond, pas d'informations sur les gradients de concentration ou de charge).

#### ***3.3.1 Dynamique de concentration des micropolluants dans les lacs***

Les lacs présentent en général des concentrations plus faibles et plus régulières de micropolluants que les cours d'eau. Suite à un temps de séjour prolongé dans le milieu (de quelques mois à plusieurs années), les processus de dégradation lents comme la photolyse y jouent un rôle mesurable alors qu'il est négligeable dans les cours d'eau.

Pour les études en lac, le rythme de prélèvement joue un rôle moins important que dans les cours d'eau. Le Tableau 7 présente des dosages de benzotriazole effectués dans le lac de Constance de mai à octobre 2009. Les concentrations dans l'hypolimnion sont relativement constantes alors que celles mesurées dans l'épilimnion présentent des variations plus marquées d'un mois à l'autre.

Tableau 7: Concentrations en benzotriazole mesurées en 2009 à différentes profondeurs du lac de Constance (au milieu du lac) (Moschet 2010).

Profondeur	Concentration (ng/l)				
	Mai 2009	Juin 2009	Juillet 2009	Août 2009	Octobre 2009
1 m	110	87	78	66	79
2.5 m	110	79	76	66	79
10 m	110	82	77	64	79
100 m	120	110	110	100	120
230 m	120	110	110	100	120

A partir d'une profondeur de 4 à 5 m, le brassage horizontal des eaux du lac est en général plus rapide que leur brassage vertical. Cela signifie qu'une homogénéisation se produit et que des échantillons prélevés à différents endroits des eaux libres du lac présentent probablement des différences peu marquées. Bien évidemment, les courants jouent également un certain rôle et l'homogénéité risque d'être moins forte pour les substances moins persistantes. Pour les grands lacs ou les lacs de taille moyenne de Suisse, le temps d'homogénéisation horizontale est de l'ordre d'un mois. Les substances à durée de vie moyenne ( $\tau$ ) inférieure à un mois ont une répartition inhomogène alors que celles dont  $\tau > 1$  mois sont assez homogènement réparties. Pour les micropolluants persistants étudiés, une variabilité assez faible des concentrations entre les sites de prélèvement a même été observée dans les lacs constitués de masses d'eau différentes comme c'est le cas du lac de Constance par exemple (Figure 7). Etant donné que les parties du Rheinsee et du Zellersee sont totalement isolées de la partie principale du lac de Constance, les similitudes de concentration peuvent toutefois difficilement s'expliquer par la rapidité du brassage mais indiqueraient plutôt une exposition des différentes zones à des niveaux comparables de pollution. Mais elle pourrait aussi s'expliquer par une durée de séjour ou une persistance des polluants supérieure au temps de séjour de l'eau dans la partie principale du lac.

● Sites de prélèvement

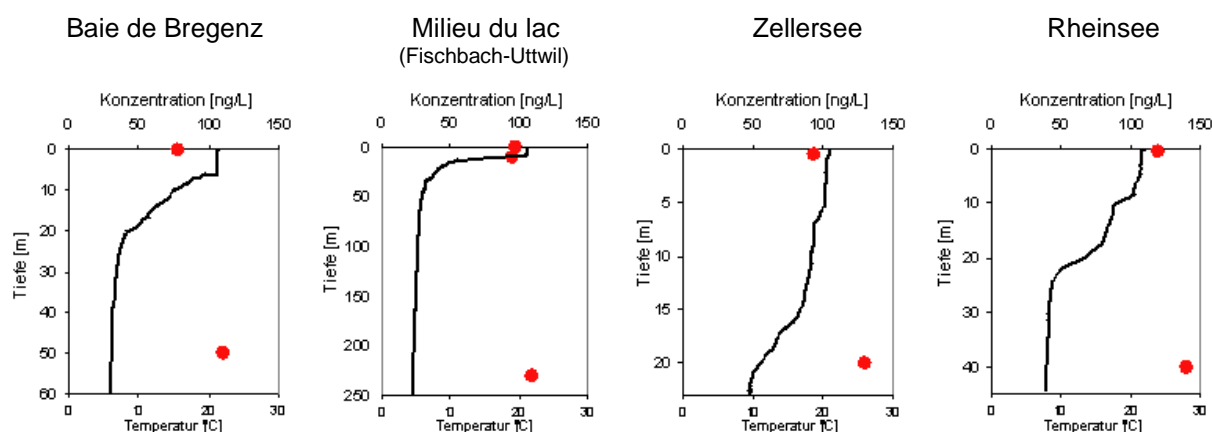


Figure 7: Localisation des sites de prélèvement dans le lac de Constance et profils de température en fonction de la profondeur avec indication des concentrations en benzotriazole. Toutes les concentrations mesurées se situent entre 70 et 120 ng/l.

### 3.3.2 Prélèvements pour l'étude des micropolluants dans les lacs

La caractérisation de la pollution de base en micropolluants des eaux libres des lacs de taille moyenne à importante exige un nombre moins important de prélèvements que celle des cours d'eau suite à la plus faible variabilité des concentrations. La stratégie d'échantillonnage doit tenir compte des éléments suivants:

- Pour les lacs subissant un brassage hivernal, un échantillon doit être pris dans la masse d'eau brassée de même qu'au moins un échantillon dans l'épilimnion et dans l'hypolimnion dans la période de stratification. Il est important d'effectuer les prélèvements dans l'épilimnion et dans l'hypolimnion à l'automne (en octobre) car la différence de concentration, si elle existe, augmente avec la durée de stratification.
- Etant donné la rapidité habituelle du brassage horizontal des eaux des lacs, il est en général suffisant, pour se faire une première idée des niveaux de concentration des micropolluants,

d'effectuer des prélèvements à différentes profondeurs des eaux libres à un ou deux endroits différents. Dans le cas des lacs constitués de différentes parties isolées, au moins un prélèvement devra être effectué dans chacune d'elles. Le nombre de prélèvements doit de toute façon être déterminé en fonction des mélanges et échanges se produisant dans le lac.

### 3.3.3 Sélection des substances

Le choix des substances à analyser peut se baser sur la liste des micropolluants spécifiques établie pour la Suisse. Toutefois, le spectre de substances pertinentes peut se modifier par rapport aux cours d'eau suite à un temps de séjour plus important (de quelques mois à plusieurs années en lac, de quelques jours seulement en cours d'eau). Ainsi par exemple, le diclofénac est rarement détecté dans les grands lacs car il y est dégradé par photolyse alors que ce processus joue un rôle marginal dans les cours d'eau. Le Tableau 8 donne une liste des micropolluants spécifiques définis pour la Suisse ayant été détectés en concentrations supérieures à la limite de détection dans le lac de Constance (Singer et al. 2009).

Tableau 8: Screening de substances dans le lac de Constance (milieu du lac) en 2008. Teneurs en ng/l (Singer et al. 2009). Micropolluants spécifiques détectés dans le lac.

Substance	Groupe de substances	Concentrations en ng/l		
		Profondeur 1 m	Profondeur 10 m	Profondeur 230 m
Aténolol*	Médicaments	<b>0.8</b>	<b>0.8</b>	< 0.2
Carbamazépine*		<b>7</b>	<b>8</b>	<b>12</b>
Clarithromycine*		< 0.5	(1)	(2)
Metformine		(43)	(52)	(47)
Métoprolol*		<b>0.9</b>	<b>1</b>	<b>2</b>
Sotalol*		< 0.1	<b>0.8</b>	<b>0.9</b>
Sulfaméthoxazole*		(4)	<b>7</b>	<b>12</b>
Tramadol		<b>2</b>	(3)	(4)
Triméthoprime*		<b>0.4</b>	< 0.1	< 0.1
Carbendazime*		Substances à effets biocides intentionnels	<b>4</b>	<b>4</b>
Diéthyltoluamide (DEET)	<b>8</b>		<b>7</b>	<b>6</b>
Diuron*	<b>5</b>		<b>6</b>	<b>5</b>
Irgarol*	<b>1</b>		<b>1</b>	<b>1</b>
Isoproturon	<b>0.7</b>		<b>1</b>	<b>2</b>
MCPA*	<b>2</b>		<b>2</b>	<1
Mécoprop*	<b>5</b>		<b>4</b>	<b>2</b>
Benzotriazole*	Autres substances à propriétés préoccupantes pour l'environnement	<b>97</b>	<b>95</b>	<b>110</b>
Méthylbenzotriazole		<b>32</b>	<b>33</b>	<25
Sucralose*		<b>13</b>	<b>14</b>	<5

**Valeur** = détection avec 5.5 PI<sup>1</sup>

(*Valeur*) = détection avec 2 PI

<Valeur = concentration inférieure à la limite de détection

\* Quantification à l'aide d'un étalon interne avec marquage isotopique

<sup>1</sup> PI (points d'identification): points obtenus pour l'identification des ions (2002/657/EC).



### **3.3.4 Bilans de masse et charge polluante**

Pour pouvoir vérifier et généraliser les données mesurées, il est recommandé d'établir des bilans de masse et de calculer les concentrations attendues dans le lac à l'aide d'un système simple de modélisation des milieux lacustres (modèle Reaktions-1 Box). Le modèle MASAS simplifié (Modeling Anthropogenic Substances in Aquatic Systems) (Ulrich et al. 1995) livre par exemple une bonne modélisation à partir d'un petit nombre de paramètres. Les données d'entrée peuvent être obtenues en pondérant les chiffres de consommation des substances étudiées en fonction du degré de dilution des effluents dans le milieu ou du nombre d'habitants raccordés.

Pour les micropolluants se liant dans une proportion significative aux particules en suspension, aux sédiments ou à la biomasse, il est important de prendre en compte l'importance de cette sorption. Pour ce faire, les phases autres que la phase aqueuse doivent être étudiées. Une telle étude de grande envergure a par exemple été réalisée pour l'analyse et l'établissement des bilans de masse des substances explosives dans les lacs de Thoun et de Brienz (Schmid et al. 2009).

## **3.4 Identification de pollutions locales spécifiques**

Les micropolluants spécifiques figurant au chapitre 2.4 dans la liste établie pour les eaux usées communales suisses sont représentatifs des rejets de la moyenne des stations d'épuration. Localement, d'autres composés traces provenant d'activités industrielles ou artisanales particulières peuvent jouer un rôle considérable. Cette pollution supplémentaire doit être prise en compte dans la procédure d'évaluation, ce qui demande une bonne connaissance des spécificités locales.

Des informations de cet ordre peuvent être obtenues en travaillant avec les entreprises locales. D'autre part, les inventaires régulièrement actualisés des substances contenues notamment dans les effluents d'épuration peuvent permettre d'identifier les pollutions particulières et si possible de les limiter.

### **3.4.1 Méthodes analytiques de screening**

L'identification de composés traces inconnus dans le milieu aquatique présente des difficultés technique et analytique importantes et n'est réalisable que dans certains cas. Toutefois, la chimie de l'environnement a développé différentes méthodes permettant une telle identification, mais non sans limites. Par exemple, le couplage de la spectrométrie de masse haute résolution et de la chromatographie en phase liquide permet d'effectuer un screening dit non ciblé („Non-Target-Screening“). Cette approche permet d'identifier les composés inconnus présents en quantité relativement importante dans la mesure où ils sont détectables par la méthode analytique utilisée (Singer et al. 2008; Singer et al. 2010).

### **3.4.2 Substances adsorbées**

Dans les réseaux d'assainissement modernes disposant de bassins d'eaux pluviales suffisamment grands et d'une station d'épuration bien gérée, les substances à forte capacité d'adsorption sont en général bien éliminées des eaux usées. C'est pourquoi la liste des micropolluants spécifiques établie pour la Suisse n'en comprend pas. Toutefois, dans le cas de certaines sources d'émissions et d'une insuffisance qualitative ou quantitative des infrastructures d'assainissement, des quantités significatives de substances fortement adsorbables peuvent être localement rejetées dans le milieu aquatique. Celles-ci ne sont en général pas détectables dans la phase aqueuse mais peuvent s'accumuler dans les végétaux, les animaux, les microorganismes, les particules en suspension et les sédiments et altérer ainsi localement la qualité de l'eau. Les polychlorobiphényles (PCB) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) en sont des exemples. Les composés fortement adsorbés peuvent également provenir de sources diffuses. C'est le cas par exemple de pesticides de la première heure comme l'aldrine ou le DDT qui peuvent être transportés dans l'atmosphère en se liant aux particules de l'air et se redéposer ultérieurement avec ou sans lessivage par la pluie (Scheringer 1997).

Selon les situations, il sera donc nécessaire de prendre en compte ce type de composés par des études supplémentaires. L'étude des substances adsorbables demande toutefois une stratégie d'échantillonnage nettement plus complexe que celle présentée ici puisqu'elle devra souvent englober la biomasse et les sédiments. L'échantillonnage des phases solides ne sera pas traité plus en détail dans ce guide.

### **3.5 Méthodes d'analyse de traces pour le dosage des micropolluants spécifiques définis pour la Suisse**

Au cours des récents développements dans le domaine de l'analyse des traces organiques, les méthodes de chromatographie en phase liquide (HPLC) couplée à la spectrométrie de masse (MS) ou à la spectrométrie de masse en tandem (MS/MS) se sont progressivement imposées pour l'étude des polluants traces dans le milieu aquatique. Un grand nombre des composés de la liste des polluants spécifiques établie pour l'assainissement des eaux communales suisses peut être dosé par HPLC-MS/MS.

Certains des polluants de cette liste ont déjà été partiellement intégrés aux programmes d'étude des micropolluants établis par les services cantonaux de la protection des eaux (AWEL Abteilung Gewässerschutz 2004; AWEL Abteilung Gewässerschutz 2005; AFU St. Gallen 2009). Dans la plupart des cas, l'analyse des substances pharmaceutiques ou industrielles est réalisée par des laboratoires spécialisés (le TZW de Karlsruhe ou les départements de chimie de l'environnement et de toxicologie de l'environnement de l'Eawag par ex.). Mais ces dosages sont de plus en plus fréquemment assurés par les laboratoires des services cantonaux eux-mêmes. Certains services cantonaux de la protection des eaux pratiquent dans leurs propres analyses de routine le dosage de produits phytosanitaires polaires comme l'atrazine, le diazinon ou le mécoprop. Ce dosage est souvent effectué en simultané dans des méthodes multi-résidus. La plupart des micropolluants spécifiques contenus dans les effluents urbains suisses peuvent être intégrés aux méthodes multicomposantes déjà en place. Des étalons internes marqués aux isotopes stables sont disponibles dans le commerce pour la quasi-totalité des micropolluants spécifiques définis pour la Suisse.. Ces étalons sont indispensables pour une quantification fiable des substances dans les milieux présentant des effets de matrice comme les eaux usées ou les eaux de surface.

Certaines des substances figurant sur la liste des micropolluants spécifiques établie pour les eaux usées suisses posent cependant encore de réels problèmes d'analyse ou ne sont présents dans le milieu aquatique qu'à des concentrations à peine détectables. Les propriétés des substances particulièrement problématiques pour l'analyse en HPLC-MS/MS sont: (1) la polarité, (2) la forte adsorption, (3) l'instabilité en solution aqueuse (forte dissociation dans l'eau par ex.). Certaines substances peuvent également présenter une mauvaise sensibilité à l'ionisation et par conséquent une mauvaise limite de détection. Toutefois, cette limite de détection peut être très variable d'un appareil à l'autre.

#### **3.5.1 Méthodes d'analyse: vue d'ensemble**

Le Tableau 9 présente des méthodes courantes d'analyse pour la totalité des micropolluants spécifiques sélectionnés pour les eaux usées communales suisses de même que des références bibliographiques pour les substances difficiles à analyser. Pour ces dernières, les difficultés supplémentaires d'analyse sont également exposées.

Tableau 9: Micropolluants spécifiques issus de l'assainissement communal en Suisse : Méthodes courantes d'analyse, substances difficilement analysées et références bibliographiques associées. Les composés indiqués en italique suscitent une analyse particulièrement délicate ou problématique.

N° CAS	Substance	Groupe ou famille de substances	Formule brute	Masse molaire	Méthodes courantes proposées			Difficultés d'analyse supplémentaires					Références bibliographiques pour les substances d'analyse particulièrement difficile
					Chromatographie en phase liquide	Chromatographie gazeuse	Détection	Forte polarité (concentration et chromatographie difficiles)	Forte adsorption	Instabilité en solution aqueuse	Limite de détection	Présence dans de nombreux milieux et matériaux (blanc)	
<b>Substances pharmaceutiques</b>													
29122-68-7	Aténolol	Bêta-bloquant	C <sub>14</sub> H <sub>22</sub> N <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	266.2	HPLC	GC	MS				x		
83905-01-5	Azithromycine	Antibiotique	C <sub>38</sub> H <sub>72</sub> N <sub>2</sub> O <sub>12</sub>	748.5	HPLC		MS						
41859-67-0	Bézafibrate	Hypolipémiant	C <sub>19</sub> H <sub>20</sub> ClNO <sub>4</sub>	361.1	HPLC		MS						
298-46-4	Carbamazépine	Antiépileptique	C <sub>15</sub> H <sub>12</sub> N <sub>2</sub> O	236.1	HPLC	GC	MS						
58955-93-4	Carbamazépin-10,11 - Dihydro-10,11-Dihydroxy	Métabolite	C <sub>15</sub> H <sub>14</sub> N <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	270.1	HPLC		MS						
81103-11-9	Clarithromycine	Antibiotique	C <sub>38</sub> H <sub>69</sub> NO <sub>13</sub>	747.5	HPLC		MS						
117-96-4	<i>Diatrizoat (ac. amidotrizoïque)</i>	Contrastant	C <sub>11</sub> H <sub>9</sub> I <sub>3</sub> N <sub>2</sub> O <sub>4</sub>	613.8	HPLC		MS	x			x		(Hollender et al. 2009; Weissbrodt et al. 2009)
15307-86-5	Diclofénac	Analgésique	C <sub>14</sub> H <sub>11</sub> Cl <sub>2</sub> N <sub>1</sub> O <sub>2</sub>	295.0	HPLC	GC	MS						
114-07-8	Erythromycine <sup>1)</sup>	Antibiotique	C <sub>37</sub> H <sub>67</sub> NO <sub>13</sub>	733.5	HPLC		MS			x *)			
57-63-6	<i>Ethinylestradiol</i>	Oestrogène de synthèse	C <sub>20</sub> H <sub>24</sub> O <sub>2</sub>	296.4	HPLC		MS		x		x****)		(Liscio et al. 2009)
15687-27-1	Ibuprofène	Analgésique	C <sub>13</sub> H <sub>18</sub> O <sub>2</sub>	206.1	HPLC	GC	MS						
78649-41-9	<i>Ioméprol</i>	Contrastant	C <sub>17</sub> H <sub>22</sub> I <sub>3</sub> N <sub>3</sub> O <sub>8</sub>	776.9	HPLC		MS	x			x		(Hollender et al. 2009; Weissbrodt et al. 2009)
62883-00-5	<i>Iopamidol</i>	Contrastant	C <sub>17</sub> H <sub>22</sub> I <sub>3</sub> N <sub>3</sub> O <sub>8</sub>	776.9	HPLC		MS	x			x		(Hollender et al. 2009; Weissbrodt et al. 2009)
73334-07-3	<i>Iopromid</i>	Contrastant	C <sub>18</sub> H <sub>24</sub> I <sub>3</sub> N <sub>3</sub> O <sub>8</sub>	790.9	HPLC		MS	x			x		(Hollender et al. 2009; Weissbrodt et al. 2009)
61-68-7	Acide méfénamique	Analgésique	C <sub>15</sub> H <sub>15</sub> N <sub>1</sub> O <sub>2</sub>	241.1	HPLC	GC	MS						
657-24-9	Metformine	Antidiabétique	C <sub>4</sub> H <sub>11</sub> N <sub>5</sub>	129.1	HPLC		MS						
37350-58-6	Métoprolol	Bêta-bloquant	C <sub>15</sub> H <sub>25</sub> NO <sub>3</sub>	267.2	HPLC	GC	MS				x		(Ternes 2001)
22204-53-1	Naproxène	Analgésique	C <sub>14</sub> H <sub>14</sub> O <sub>3</sub>	230.1	HPLC	GC	MS						
3930-20-9	Sotalol	Bêta-bloquant	C <sub>12</sub> H <sub>20</sub> N <sub>2</sub> O <sub>3</sub> S	272.1	HPLC	GC	MS				x		(Ternes 2001)
723-46-6	Sulfaméthoxazole	Antibiotique	C <sub>10</sub> H <sub>11</sub> N <sub>3</sub> O <sub>3</sub> S <sub>1</sub>	253.1	HPLC		MS						
21312-10-7	N4-Acetylsulfaméthoxazol	Métabolite	C <sub>12</sub> H <sub>13</sub> N <sub>3</sub> O <sub>4</sub> S	295.1	HPLC		MS						
738-70-5	Triméthoprim	Antibiotique	C <sub>14</sub> H <sub>18</sub> N <sub>4</sub> O <sub>3</sub>	290.1	HPLC		MS						
<b>Substances à effets biocides intentionnels soumises à autorisation</b>													
94-75-7	2,4-D	Herbicide	C <sub>8</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	220.0	HPLC		MS						
10605-21-7	Carbendazime	Fongicide	C <sub>9</sub> H <sub>9</sub> N <sub>3</sub> O <sub>2</sub>	191.1	HPLC		MS						
333-41-5	Diazinon	Insecticide	C <sub>12</sub> H <sub>21</sub> N <sub>2</sub> O <sub>3</sub> P <sub>1</sub> S <sub>1</sub>	304.1	HPLC	GC	MS						

N° CAS	Substance	Groupe ou famille de substances	Formule brute	Masse molaire	Méthodes courantes proposées			Difficultés d'analyse supplémentaires					Références bibliographiques pour les substances d'analyse particulièrement difficile
					Chromatographie en phase liquide	Chromatographie gazeuse	Détection	Forte polarité (concentration et chromatographie difficiles)	Forte adsorption	Instabilité en solution aqueuse	Limite de détection	Présence dans de nombreux milieux et matériaux (blanc)	
134-62-3	Diéthyltoluamide (DEET)	Insecticide	C12H17NO	191.1	HPLC	GC	MS						
60-51-5	Diméthoate	Insecticide	C5H12NO3PS2	229.0	HPLC	GC	MS						
330-54-1	Diuron	Herbicide	C9H10Cl2N2O1	232.0	HPLC		MS						
1071-83-6	<i>Glyphosate</i> **)	Herbicide	C11H19N5S1	613.8	HPLC		MS	x **)	x	x			(Hanke et al. 2008)
77521-29-0	<i>AMPA</i> **)	Métabolite	CH6NO3P	111.0	HPLC		MS						(Hanke et al. 2008)
28159-98-0	Irgarol	Herbicide	C11H19N5S1	253.1	HPLC	GC	MS		x				
34123-59-6	Isoproturon	Herbicide	C12H18N2O1	206.1	HPLC		MS						
94-74-6	MCPA	Herbicide	C9H9ClO3	200.0	HPLC		MS						
16484-77-8	Mécoprop et Mécoprop-P	Herbicide	C10H11ClO3	214.0	HPLC		MS						
3380-34-5	<i>Triclosan</i> <sup>2)</sup>	Biocide	C12H7Cl3O2	288.0	HPLC		MS		x		x		(Singer et al. 2002)
<b>Substances agissant sur le métabolisme hormonal (perturbateurs endocriniens non utilisées comme médicaments)</b>													
50-28-2	<i>Estradiol</i>	Œstrogène naturel	C18H24O2	272.4	HPLC		MS		x		x ***)		(Magi et al.; Liscio et al. 2009)
53-16-7	<i>Estrone</i>	Œstrogène naturel	C18H22O2	270.4	HPLC		MS		x		x ***)		(Magi et al.; Liscio et al. 2009)
80-05-7	<i>Bisphénol A (BPA)</i>	Additif	C15H16O2	228.1	HPLC		MS						(Magi et al.; Liscio et al. 2009)
1763-23-1	<i>Perfluorooctanesulfonate (PFOS)</i>	Tensioactif	C8HF17O3S	500.1	HPLC		MS		x			x	(Benskin et al. 2007; Zhang et al. 2007; Zhao et al. 2007)
104-40-5	<i>Nonylphénol</i>	Additif (Fabrication NPEO)	C15H24O	220.4	HPLC	GC	MS						(Magi et al.; Liscio et al. 2009)
<b>Autres substances à propriétés préoccupantes pour l'environnement</b>													
55589-62-3	Acésulfame	Edulcorant de synthèse	C4H5NO4S	163.0	HPLC		MS						
95-16-9	Benzothiazole	Additif	C7H5NS	135.0	HPLC		MS					x	
95-14-7	Benzotriazole	Anticorrosif	C7H7N3	133.1	HPLC		MS						
60-00-4	EDTA **)	Complexant	C10H16N2O8	292.2	HPLC	GC	MS/MPD						
136-85-6	Méthylbenzotriazole	Anticorrosif	C6H5N3	119.0	HPLC		MS						
139-13-9	NTA **)	Complexant	C6H9NO6	191.1	HPLC	GC	MS/MPD						
56038-13-2	Sucralose	Edulcorant de synthèse	C12H19Cl3O8	396.0	HPLC		MS						

\*) Dans l'eau, l'érythromycine se dissocie très rapidement pour donner de l'érythromycine-H<sub>2</sub>O. Seule la somme des deux molécules peut être quantifiée.

\*\*) Le glyphosate présente une très forte polarité et n'est pas concentrable par le biais de l'extraction en phase solide classique.

\*\*\*) Les hormones naturelles et synthétiques sont présentes dans le milieu aquatique à des concentrations de l'ordre de à peine quelques ng/l et demandent donc des techniques d'analyse très poussées. Pour pouvoir les doser dans le milieu naturel, la limite de détection des méthodes doit être de l'ordre de 1 ng/l ou moins.

### **3.5.2 Préparation et stockage des échantillons**

#### Flaconnage et stockage

Pour l'analyse des micropolluants spécifiques, l'utilisation de flacons en verre est recommandée. Notamment pour celle des tensioactifs perfluorés, il est important de n'utiliser aucun matériau recouvert de téflon (PTFE dans les bouchons par exemple). Avant de recevoir l'échantillon, les flacons utilisés doivent être rincés avec du méthanol et, si le volume prélevé est suffisant, avec une petite quantité d'échantillon.

Dans l'idéal, les échantillons sont traités au laboratoire directement après avoir été prélevés. Dans la pratique, ce n'est pas toujours possible. S'ils peuvent être traités dans la semaine qui suit le prélèvement, un stockage à 4°C est suffisant. Dans le cas d'un stockage plus prolongé, les échantillons doivent être conservés à l'abri de la lumière à -20°C. Pour cette dernière option, il faudra veiller à ne pas remplir les flacons en verre à plus de leur moitié.

#### Filtration

Les échantillons doivent être filtrés avant l'analyse. L'utilisation de filtres en fibre de verre est alors recommandée car ce matériau ne provoque pas d'adsorption significative des analytes. Par exemple, les filtres en fibre de verre GF/F de porosité 0,7 µm de Whatman sont bien adaptés.

Si une partie des échantillons est recongelée en réserve après filtration, il conviendra de les refiltrer avant la prochaine analyse car des particules peuvent apparaître dans les échantillons lors des processus de congélation et de décongélation.

### **3.5.3 Extraction en phase solide (SPE)**

L'extraction en phase solide (solid phase extraction, SPE) peut s'effectuer de différentes manières selon la méthode d'analyse utilisée. Il existe par exemple des systèmes de SPE en ligne qui ne demandent aucun prétraitement supplémentaire des échantillons après la filtration. Le protocole indiqué ci-dessous convient à l'étude ultérieure des micropolluants spécifiques par HPLC-MS:

Pour la SPE, 1l d'échantillon réfrigéré est amené à pH 6,5 par ajout d'acide formique ou d'ammoniaque puis filtré. Pour compenser les pertes de substances et les perturbations lors des mesures en LC-MS, des substances marquées par des isotopes sont ajoutées à chaque échantillon après filtration à raison de 200 ng/l. Pour l'extraction en phase solide (SPE), des cartouches de type 'layered mix-bed' sont utilisées, l'adsorbant contenant 200 mg d'Oasis HLB et 300mg d'un mélange de Strata-X-AW (échangeur d'anions faible), de Strata-X-CW (échangeur de cations faible) et d'Isolute ENV+. Les échantillons d'eau sont aspirés à travers les cartouches SPE à une vitesse d'écoulement d'environ 10ml/min à l'aide d'un module d'extraction sous vide. Les analytes retenus sur l'adsorbant sont ensuite élués des cartouches - séchées avec 4 ml d'un mélange basique et 2 ml d'un mélange acide d'acétate d'éthyle et de méthanol (50:50, V:V). L'éluat est alors évaporé sous léger flux d'azote jusqu'à un volume de 100 µl puis repris par de l'eau ultrapure (HPLC grade) jusqu'à un volume final exact de 1 ml. L'extrait est finalement injecté dans un vial de 2 ml au moyen d'un filtre seringue de

porosité 0.45 µm (cellulose régénérée) puis stocké à 4°C jusqu'à l'analyse (Singer et al. 2009).

Si la SPE n'est pas effectuée sur une phase combinée mais par exemple uniquement sur l'adsorbant Oasis HLB qui fonctionne très bien pour de nombreux micropolluants, une extraction acide est souvent suffisante. Dans ce cas, 1 l d'échantillon est filtré, amené à pH 2 puis passé sur une cartouche Oasis HLB conditionnée. L'élution se fait alors avec 3 ml d'acétate d'éthyle et l'extrait peut être ensuite analysé en LC-MS (AWEL 2004).

### **3.5.4 Chromatographie et détection**

Tous les micropolluants spécifiques définis pour la Suisse peuvent être dosés par HPLC-MS. Etant donné que de nombreux laboratoires d'analyse sont équipés pour la chromatographie en phase gazeuse (GC) couplée à la spectrométrie de masse, il peut être judicieux d'analyser ceux qui se prêtent à la chromatographie gazeuse en GC-MS. Etant donné qu'aussi bien la chromatographie que l'ionisation des substances, la fragmentation et la détection au spectromètre de masse dépendent fortement du type d'appareil utilisé, ces techniques ne seront pas décrites ici.

### **3.5.5 Assurance qualité et comparabilité des mesures**

Pour garantir la qualité et la comparabilité des mesures, les points suivants doivent être considérés lors des analyses:

- Utilisation d'étalons internes marqués aux isotopes pour compenser les effets de matrice
- Supplémentation d'échantillons pour le contrôle de qualité
- Analyse concomitante de solutions de référence
- Essais inter-laboratoires

#### Utilisation d'étalons internes marqués aux isotopes stables pour compenser les effets de matrice

Pour un dosage fiable des composés organiques dans les échantillons à matrice complexe comme les eaux de surface ou des eaux résiduaires, le recours à des étalons internes marqués par des isotopes stables est impératif. La quantification se fait à partir du rapport de signal entre la substance recherchée et son homologue marqué. Cette méthode permet de s'affranchir d'effets de matrice pouvant se manifester lors de l'ionisation par électro-ébuliseur comme la suppression. Des étalons internes marqués sont disponibles dans le commerce pour la plupart des micropolluants spécifiques<sup>8</sup>.

#### Supplémentation d'échantillons pour le contrôle de qualité

Pour le contrôle de qualité, au moins un échantillon par matrice (eau de rivière, effluent de STEP, affluent de STEP par ex.) et par série de mesures doit être supplémente d'une quantité connue d'un

<sup>8</sup> Des étalons marqués par des isotopes stables peuvent être obtenus aux adresses suivantes: <http://www.trc-canada.com>, <http://www.isotope.com>, <http://www.ehrenstorfer.com>,

étalon de référence. Cette quantité doit être retrouvée en soustrayant le résultat du dosage de l'échantillon non supplémenté à celui du dosage de l'échantillon supplémenté. Ce contrôle est particulièrement important pour les substances sans étalon interne marqué aux isotopes car leur dosage doit s'effectuer sans compensation de la perte due à la matrice. Dans le cas d'écarts importants par rapport à la valeur attendue, les résultats obtenus dans la matrice concernée peuvent être corrigés d'un facteur correspondant à la part de substance cible effectivement détectée dans l'échantillon.

#### Analyse concomitante de solutions de référence

Pour l'assurance qualité, il est d'autre part pertinent d'effectuer le dosage concomitant d'une solution de référence pour chaque série de mesures. Cette démarche permet non seulement d'augmenter la fiabilité des mesures au sein d'un même laboratoire par l'étude des écarts sur plusieurs séries de mesures, mais aussi de faciliter la comparaison des résultats de différents laboratoires et donc d'augmenter la comparabilité des analyses. De telles solutions de référence peuvent être par exemple obtenues auprès de la société Dr. Ehrenstorfer GmbH en solution standard ou préparées selon des spécifications propres au client (<http://www.ehrenstorfer.com>).

#### Essais inter-laboratoires

Pour améliorer la qualité et la comparabilité des analyses effectuées par différents laboratoires, il est recommandé de participer régulièrement à des essais croisés sur les substances étudiées. De tels essais inter-laboratoires sont par exemple organisés par le réseau de compétence des laboratoires cantonaux de protection des eaux et de l'environnement (Lab'Eaux, <http://www.labeaux.ch>).



## 4. Evaluation écotoxicologique

### 4.1 Contexte

La loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux, RS 814.20) vise une protection durable des masses d'eau contre toute atteinte nuisible. Ces atteintes nuisibles peuvent être des pollutions ou toute intervention affectant la structure ou la fonction des systèmes aquatiques. C'est pourquoi l'annexe 2 de l'ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, RS 814.201) définit des exigences chiffrées relatives à la qualité des eaux de rivière pour différentes substances nutritives, métaux lourds et pesticides (produits biocides et phytosanitaires). Exception faite des pesticides pour lesquels un seuil général de 0,1 µg/l a été fixé sous certaines réserves et sans fondement écotoxicologique, il n'existe pas pour le moment d'exigences de qualité pour les micropolluants issus de l'assainissement communal.

Dans le cadre de la directive cadre sur l'eau de l'Union européenne (DCE, Directive 2000/60/CE), les exigences de qualité basées sur les effets écotoxicologiques des substances sont appelées normes de qualité environnementale (NQE). Pour éviter les confusions terminologiques avec des textes précédents, les NQE seront ici également désignées sous les termes connus de critères de qualité chroniques (CQC = NQE-MA) et aigus (CQA = NQE-CMA).

Dans la DCE, les critères de qualité (CQ) ont la signification suivante: "Etant donné que le milieu aquatique peut être touché par la pollution chimique aussi bien à court qu'à long terme, il convient de se fonder sur les données relatives aux effets tant aigus que chroniques pour l'établissement des NQE [ou CQ]. [...] Il convient de définir des NQE exprimées en valeur moyenne annuelle [NQE-MA = CQC] à un niveau assurant une protection contre l'exposition à long terme, ainsi que des concentrations maximales admissibles [NQE-CMA = CQA] pour la protection contre l'exposition à court terme" (Commission européenne 2008).

La comparaison des concentrations environnementales avec les critères de qualité aigus permet d'estimer si une atteinte des organismes aquatiques est à craindre dans un délai de 24 à 96 heures. Les critères de qualité chroniques se prêtent à l'étude des contraintes de longue durée et sont donc recommandés pour la surveillance de l'état des eaux.

### 4.2 Détermination des critères de qualité

Les propositions de critères de qualité (CQ) ont été établies selon la méthode indiquée dans le Technical Guidance Document for Deriving Environmental Quality Standards (European Commission 2011), qui constitue le guide technique actuel pour l'application de la DCE. Des critères de qualité ont ainsi été déterminés par le Centre Suisse d'écotoxicologie appliquée (Centre Ecotox) sur la base de travaux très fouillés sur les effets écotoxicologiques des substances puis évalués par un groupe d'experts indépendants.

Le diagramme de la Figure 8 présente le déroulement du processus de détermination des critères de qualité.

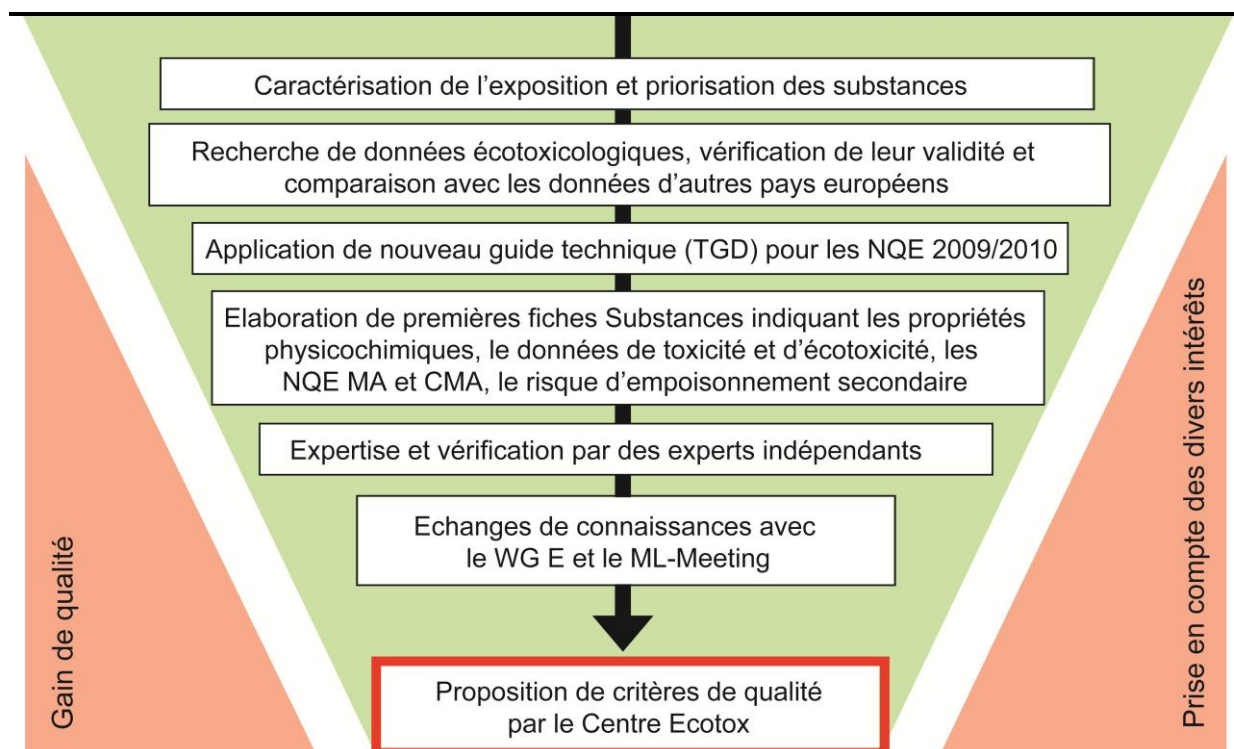


Figure 8: Déroulement du processus de détermination des critères de qualité sur la base des effets des substances. Le présent rapport présente les critères de qualité proposés de manière indépendante par le Centre Ecotox.

Pour les substances pour lesquelles des CQ ont déjà été proposés ou sont en cours d'élaboration dans des pays de l'Union européenne, un travail de comparaison, de vérification (Klimisch et al. 1997) et d'ajustement des données écotoxicologiques sur lesquels ils sont fondés a été mené en collaboration avec les experts concernés. D'autre part, le Centre Ecotox entretient des échanges de données et d'informations avec plusieurs pays de l'Union européenne pour faciliter l'harmonisation des normes de qualité dans la prise en compte des intérêts des pays voisins et éviter les travaux redondants. Deux groupes internationaux sont particulièrement importants dans ce domaine:

- 1) Le groupe informel multilatéral (Multilateral Meeting - ML) créé en 2006 pour une meilleure prise en compte des préoccupations spécifiques des différents pays impliqués.
- 2) Le groupe de travail „Sub Working Group E (WG E) on chemical aspects“ chargé d'élaborer des critères de qualité (NQE) sous l'égide de la Commission européenne. En plus des 33 substances prioritaires de la DCE, 15 composés prioritaires ont été sélectionnés parmi 41 substances; cinq d'entre eux (le 17-alpha-éthinyloestradiol, le 17-bêta-estradiol, le diclofénac, l'irgarol et le PFOS) se retrouvent également dans la liste des substances pertinentes du présent schéma d'évaluation.

Les NQE provisoirement proposées par le WG E pour les substances sont disponibles dans le dossier CIRCA de la Commission européenne; toutefois, les dossiers européens pour la carbamazépine, la clarithromycine, l'EDTA et le sulfaméthoxazole ne seront probablement pas finalisés, ces composés présentant un caractère prioritaire moins important que les 16 substances restantes.

Tableau 10: Critères de qualité chroniques et aigus proposés pour certains des micropolluants spécifiques définis pour la Suisse. Le processus de détermination des critères de qualité est actuellement en cours et n'est pas encore achevé. Des valeurs sont proposées pour d'autres substances sur le site <http://www.oekotoxzentrum.ch/qualitaetskriterien>.

Substance	Numéro CAS	Critère de qualité aigu CQA proposé / NQE-CMA proposée	Critère de qualité chronique CQC proposé / NQE-MA proposée
Médicaments et perturbateurs endocriniens stéroïdiens			
17-alpha-éthynylestradiol	57-63-6	Pas de CQA	0.04 ng/l
Aténolol	29122-68-7	330 µg/l	150 µg/l
Azithromycine	83905-01-5	0.09 µg/l	0.09 µg/l*
Bézafigrate	41859-67-0	76 µg/l	0.46 µg/l*
Carbamazépine	298-46-4	2550 µg/l	0.5 µg/l
Clarithromycine	81103-11-9	0.11 µg/l	0.06 µg/l*
Diclofénac	15307-86-5, (15307-79-6)	700 µg/l	0.05 µg/l*
Ibuprofène	15687-27-1, (31121-93-4)	23 µg/l	0.3 µg/l*
Acide méfénamique	61-68-7	40 µg/l	4 µg/l*
Métoprolol	37350-58-6	76 µg/l	64 µg/l
Naproxène	22204-53-1; (26159-34-2)	370 µg/l	1.7 µg/l(*)
Sulfaméthoxazole	723-46-6	2.7 µg/l	0.6 µg/l
Triméthoprime	738-70-5	1100 µg/l	60 µg/l
Autres substances à impact environnemental potentiel			
Benzotriazole	95-14-7; (273-02-9)	120 µg/l	30 µg/l
Méthylbenzotriazole	29878-31-7; 29385-43-1 (64665-57-2)	200 µg/l	75 µg/l
EDTA	60-00-4	12100 µg/l	2200 µg/l
NTA	139-13-9, (5064-31-3)	9800 µg/l	190 µg/l
* Pour ces substances, un risque supplémentaire d'empoisonnement secondaire <sup>9</sup> pourrait exister mais n'a pas encore été pris en compte dans les calculs.			

Le processus de détermination des critères de qualité est actuellement en cours et n'est pas encore achevé. Les valeurs déterminées pour d'autres substances sont publiées au fur et à mesure de leur validation sur le site <http://www.oekotoxzentrum.ch/qualitaetskriterien> qui propose également sur demande des fiches techniques complétées et actualisées en permanence sur les substances. Les principaux résultats concernant le schéma d'évaluation et les critères de qualité ont été également publiés en anglais (Kase et al. 2011).

Les normes de qualité environnementale sont souvent utilisées pour le contrôle environnemental. Les critères déterminés à l'aide de modèles d'évaluation des risques servent de référence pour éviter et

<sup>9</sup> Par bioaccumulation et bioamplification, certaines substances peuvent s'accumuler dans la chaîne alimentaire et produire des effets toxiques à partir d'une certaine concentration. Ces effets ne sont en général pas décelés lors de tests effectués sur des organismes aquatiques se situant à la base du réseau trophique.

imiter les contaminations du milieu naturel mais aussi pour évaluer la gravité de contaminations existantes (Jahnel et al. 2006).

Il faut cependant garder à l'esprit qu'une mauvaise détermination de ces concentrations seuils, qu'elle soit trop élevée ou trop faible, peut être source de conflits. Une norme de qualité environnementale inutilement faible conduit à l'identification abusive d'une pollution très répandue exigeant la prise de mesures de grande envergure et entraîne donc un fort déploiement de moyens humains et financiers pour un gain de qualité finalement faible. D'un autre côté, une norme de qualité trop élevée peut laisser se produire des perturbations au niveau des communautés aquatiques induisant la disparition d'espèces particulièrement sensibles et ayant des répercussions ultérieures sur le fonctionnement de l'écosystème. Il est donc absolument indispensable de baser l'établissement de ces normes de qualité environnementales sur des modèles d'évaluation des risques fiables et standardisés et de recourir à tous les moyens existants pour limiter les facteurs d'incertitude. L'élément décisif d'une bonne détermination des critères de qualité est la prise en compte d'un nombre très important de données aussi variées que possible pour réduire la probabilité de non prise en compte de groupes d'organismes sensibles ou de surévaluation des artéfacts.

## 5. Appréciation de la qualité de l'eau

La méthode proposée pour l'évaluation de la qualité de l'eau est basée sur les concentrations dans l'environnement des différentes substances prises isolément. La qualité des eaux est estimée par comparaison de ces concentrations environnementales individuelles avec les exigences de qualité définies sur des critères écotoxicologiques (cf. chapitre 4). En complément, une méthode intégrative par bioessai est proposée pour évaluer l'activité hormonale des échantillons d'eau dans leur globalité.

### 5.1 Appréciation sur la base de valeurs écotoxicologiques pour des substances individuelles

L'évaluation des risques liés aux substances chimiques se fait en règle générale par la comparaison d'une concentration environnementale avec des critères de qualité. Pour l'étude des micropolluants dans une masse d'eau ayant fait l'objet de prélèvements selon la stratégie proposée plus haut, la concentration considérée est la concentration environnementale moyenne  $C_{env}$  (90<sup>e</sup> centile ou moyenne) telle que définie au chapitre 3.2.

Dans le cas de milieux exposés à des rejets continus de micropolluants *via* les effluents d'épuration, la comparaison avec le critère de qualité chronique (CQC, voir chapitre précédent) est la démarche la plus pertinente, ce dernier ayant été conçu pour protéger les communautés biotiques d'expositions de longue durée. Si la  $C_{env}$  est supérieure au CQC,

#### $C_{env} > CQC$

un risque non tolérable est supposé exister pour les communautés aquatiques étant donné que la durée précédent le dépassement constaté n'est en général pas connue. Comme dans le *module Nutriments* une répartition en cinq catégories ou classes d'état est adoptée, à savoir:  
très bon / bon / moyen / médiocre / mauvais

*L'objectif de qualité pour l'exposition à long terme (CQC) est atteint dans les classes d'état „très bon“ et „bon“ et ne l'est pas dans les trois catégories inférieures „moyen“, „médiocre“ et „mauvais“.*

Les catégories ou classes d'état sont définies selon les critères exposés dans le Tableau 11

**Tableau 11: Appréciation sur des bases écotoxicologiques de l'état chimique des eaux au vu de leurs teneurs en micropolluants issus de l'assainissement urbain. Classification inspirée du module Nutriments du système modulaire gradué de l'OFEV.**

Appréciation <sup>10</sup>	Condition/Description		Respect du critère de qualité (CQC)
Très bon	La concentration environnementale ( $C_{env}$ ) est 100 fois inférieure à l'objectif de qualité (CQC)	$C_{env} < 0.01 \times CQC$	CQC respecté
	La concentration environnementale ( $C_{env}$ ) est supérieure ou égale au centième de l'objectif de qualité mais inférieure à un dixième de ce seuil (CQC)	$0.01 \times CQC \leq C_{env} < 0.1 \times CQC$	
Bon	La concentration environnementale ( $C_{env}$ ) est supérieure ou égale au dixième de l'objectif de qualité mais inférieure à ce seuil (CQC)	$0.1 \times CQC \leq C_{env} < CQC$	CQC non respecté (dépassement du seuil)
Moyen	La concentration environnementale ( $C_{env}$ ) est supérieure ou égale à l'objectif de qualité mais inférieure au double de ce seuil (CQC)	$CQC \leq C_{env} < 2 \times CQC$	
Médiocre	La concentration environnementale ( $C_{env}$ ) est supérieure ou égale au double de l'objectif de qualité mais inférieure à dix fois ce seuil (CQC)	$2 \times CQC \leq C_{env} < 10 \times CQC$	
Mauvais	La concentration environnementale ( $C_{env}$ ) est supérieure ou égale à dix fois l'objectif de qualité (CQC)	$C_{env} \geq 10 \times CQC$	

Etant donné que le domaine de concentration des micropolluants rencontrés dans les différents cours d'eau s'étend sur plusieurs ordres de grandeur, un système de classification par décades a été choisi.

Dans le cas où la limite de détection d'une substance est plus élevée que la limite supérieure d'une catégorie, cette valeur peut être utilisée comme une indication de classe minimale. Si par exemple un composé n'est pas détectable et que sa limite de détection se situe entre les valeurs CQC/10 et CQC, la catégorie „bon-très bon“ peut être attribuée, indiquant que la concentration d'exposition réelle se situe soit au niveau „bon“ soit au niveau „très bon“.

#### Effets de mélange

Il est important de noter que la méthode d'appréciation exposée ci-dessus se base sur l'évaluation des micropolluants pris isolément. La classification proposée ne tient pas compte des problèmes de toxicité des mélanges; selon le principe de précaution, il serait donc prudent d'adopter un système se référant à des exigences plus sévères que le CQC proposé (d'un facteur 10 ou 100). Une telle approche est déjà utilisée dans d'autres pays. Ainsi, l'application néerlandaise de la directive cadre sur l'eau prévoit la définition d'une „negligible concentration“ (CQC/100) tenant compte de l'incertitude

<sup>10</sup> L'appréciation de l'état chimique se base sur des critères de qualité définis sur la base des effets écotoxicologiques des substances. Ainsi, une très bonne qualité de l'eau ne pourra être atteinte que si les objectifs de qualité écologique définis pour les milieux aquatiques sont également atteints (Annexe 1, OEaux); le principe selon lequel la qualité de l'eau doit être telle que l'eau, les matières en suspension et le sédiment soient exempts de composés synthétiques persistants doit notamment être respecté.

liée à l'apparition potentielle d'une toxicité de mélange (van Vlaardingen et Verbruggen 2007). Comme le montrent de nombreuses études menées dans des domaines d'effets très faibles (Kortenkamp et al. 2009 et références), une telle prise en compte est particulièrement judicieuse dans le cas des micropolluants. Il s'est en effet avéré que le concept qui définit la NOEC (No Observed Effect Concentration) comme une concentration négligeable sur le plan toxicologique et qui sert de base pour la détermination des CQC n'était pas valable pour tous les mélanges. Ainsi, Junghans et al. (2004) ont montré pour 43 substances que des effets significatifs étaient encore observables alors qu'elles étaient présentes à des concentrations dix fois plus faibles que leur NOEC. De nombreux travaux sont actuellement menés au niveau national et international sur le problème des mélanges mais la poursuite des efforts sur les CQC pour les substances isolées et leurs métabolites est une démarche décisive pour l'atteinte d'un bon état chimique des eaux et un préalable indispensable au développement de méthodes d'appréciation basées sur la toxicité des mélanges.

## **5.2 Protection des ressources en eau potable**

### **5.2.1 Seuils de précaution**

En vertu du principe de précaution, les composés persistants sont considérés comme indésirables dans les ressources servant à l'approvisionnement en eau potable quelle que soit leur toxicité ou leur écotoxicité. Pour assurer la pérennité de la qualité de ces ressources, des seuils de précaution peuvent être définis. L'établissement des plans de mesures pour la protection des ressources d'eau potable doit donc s'appuyer aussi bien sur ces seuils de précaution que sur l'évaluation écotoxicologique des masses d'eau et les objectifs de protection de l'écosystème aquatique. Il est donc très important pour les lacs, fleuves et grandes rivières que ces seuils de précaution soient respectés au même titre que les critères écotoxicologiques utilisés pour l'appréciation de la qualité de l'eau au vu des substances isolées.

La Communauté de travail internationale des services d'eau du bassin rhénan (IAWR) a émis des propositions pour des seuils de précaution dans son mémorandum sur le Rhin de 2003 (IAWR 2003) et dans le mémorandum Rhin-Meuse-Danube rédigé en 2008 avec les communautés de travail des bassins du Danube (IAWD) et de la Meuse (RIWA-Maas, Vereniging van Rivierwaterbedrijven Maas/Meuse) de même qu'elle a rédigé une prise de position sur les micropolluants dans le milieu aquatique (IAWR und IAWD 2007; IAWD RIWA-Maas und IAWR 2008). L'IAWR, la RIWA-Maas et l'IAWD sont des ONG qui représentent les intérêts de près de 150 distributeurs d'eau desservant près de 100 millions de personnes dans les bassins du Rhin et du Danube répartis sur 17 pays riverains (Allemagne, Autriche, Belgique, Bosnie-Herzégovine, Croatie, France, Hongrie, Liechtenstein, Luxembourg, Monténégro, Pays-Bas, République tchèque, Roumanie, Serbie, Slovaquie, Slovénie, Suisse).

Les services d'eau distinguent parmi les micropolluants les substances importantes pour les infrastructures et les substances importantes pour l'eau potable. Les substances importantes pour les infrastructures sont des composés en grande partie persistants qui peuvent encore être présents dans l'eau brute au niveau des installations d'approvisionnement (même après passage dans le sous-sol). Parmi les micropolluants spécifiques suisses, la carbamazépine est par exemple classée dans cette catégorie par l'IAWR et l'IAWD dans leur prise de position. Les substances importantes pour l'eau

potable sont les composés persistants ne s'adsorbant pas sur charbon actif. L'EDTA et l'acide amidotricarboxylique entrent par exemple dans cette catégorie (IAWR et IAWD 2007).

Les seuils de précaution définis dans le mémorandum Rhin-Meuse-Danube sont dérivés des exigences de qualité formulées pour l'eau potable. Les valeurs suivantes ont été définies (IAWD RIWA-Maas et IAWR 2008):

- Médicaments, par substance, 0.1 µg/l
- Produits biocides, par substance, 0.1 µg/l
- Pesticides et métabolites correspondants, par substance, 0.1 µg/l
- Perturbateurs endocriniens, par substance, 0.1 µg/l
- Autres composés organiques halogénés, par substance, 0.1 µg/l
- Composés anthropogéniques difficilement dégradables sans effet connu sur les systèmes biologiques, par substance, 1.0 µg/l
- Complexants synthétiques, par substance 5.0 µg/l

Ne sont pas concernées par les seuils du mémorandum toutes les substances pour lesquelles des seuils plus faibles ont été établis pour des raisons écotoxicologiques. Dans le cas d'un dépassement de ces seuils de précaution, il est recommandé de procéder conformément à l'art. 47 de l'OEaux et de déterminer la nature et l'importance de la contamination.

Les seuils de précaution peuvent également être utilisés pour une première évaluation de l'état d'autres masses d'eau pour les substances isolées pour lesquelles aucune exigence chiffrée n'a encore été définie sur des bases écotoxicologiques.

Pour certains composés organiques comme l'EDTA, des valeurs limites et de tolérance ont été définies pour l'eau potable dans l'Ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC, RS 817.021.23). Ces seuils doivent également être pris en compte pour la protection des ressources d'eau potable. La valeur de tolérance de 5,0 µg/l imposée par l'OSEC correspond au seuil de précaution proposé par l'IAWD, la RIWA Maas et l'IAWR en 2008.

### **5.2.2 Proportion d'effluents reçue par les masses d'eau**

Indépendamment des seuils de précaution, il est souhaitable de limiter autant que possible la quantité d'effluents reçue par les systèmes aquatiques servant à l'alimentation en eau potable. En effet, il n'est pas actuellement possible d'identifier toutes les substances déversées avec les effluents qui représentent une menace potentielle pour la qualité de l'eau potable. En vertu du principe de précaution, il est donc judicieux d'éviter les rejets importants d'eaux usées dans les milieux concernés. Les captages d'eau potable situés à proximité de points de rejet d'effluents doivent faire l'objet d'une attention particulière.



### 5.3 Détection intégrée des effets de perturbation endocrinienne à l'aide de bioessais

En complément des approches d'évaluation à partir d'analyses chimiques, les méthodes intégratives de détection par le biais d'essais biologiques *in vitro* sont particulièrement recommandées pour les micropolluants présentant une activité de type hormonal également appelés perturbateurs endocriniens. Elle est tout spécialement conseillée pour les substances se liant au récepteur des œstrogènes car les critères de qualité correspondants sont très difficiles à contrôler par analyse chimique du fait de la faiblesse des concentrations actives (parfois inférieures à 1 ng/l). Parmi les micropolluants spécifiques suisses, l'éthinylestradiol, l'estradiol, l'estrone, le bisphénol A les nonylphénols et le PFOS entrent par exemple dans la catégorie des perturbateurs endocriniens.

Des tests *in vitro* permettent d'évaluer le potentiel œstrogénique global d'un échantillon environnemental qui peut être exprimé, après conversion, en équivalents 17-bêta-estradiol. Les tests utilisables sont par exemple le test YES (Yeast Estrogen Screen) et divers essais sur des lignées de cellules humaines faisant appel à des gènes rapporteurs (par ex. le T47D-KBluc ou l'ER-Calux<sup>®</sup>) (Wilson et al. 2004; Van der Linden et al. 2008).

La plateforme de consensus Eaux usées du programme national de recherche sur les perturbateurs endocriniens PNR 50 (Fonds national suisse (FNSNF) 2008) recommande d'encourager la mise au point rapide de méthodes reconnues internationalement pour la détection des propriétés de perturbation endocrinienne des composés et des mélanges. Comme dans le module Ecotoxicologie du système modulaire gradué, un travail d'évaluation est demandé pour pouvoir proposer aux offices et services publics et aux laboratoires privés des bioessais sensibles, pratiques, peu coûteux et faciles à interpréter pour la détection de l'activité œstrogénique. Une telle évaluation a été effectuée par le Centre Ecotox pour 15 méthodes bio-analytiques (10 tests *in vitro* et 5 *in vivo*) de détection des effets hormonaux et reprotoxiques (Kase et al. 2009).

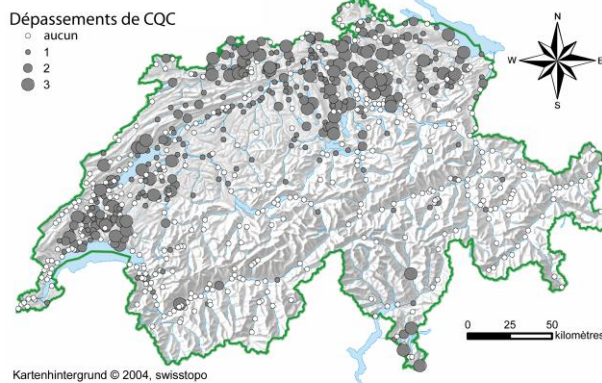
Certains bioessais devraient être prochainement validés par l'OCDE et des normalisations sont en cours au niveau ISO pour l'analyse des échantillons environnementaux. Des tests certifiés adaptés et juridiquement viables devraient donc être disponibles dans les prochains 3 -4 ans. Les normes ISO détaillées doivent être utilisées en priorité pour l'appréciation de la qualité de l'eau, dans la mesure où elles s'avèrent présenter une sensibilité suffisante pour la matrice étudiée.

### 5.4 Situation de la Suisse au vu de six micropolluants

Un état des lieux a été établi pour la Suisse en utilisant le modèle des flux de matière présenté dans Ort et al. (2007) et les chiffres de vente actuels de six micropolluants courants pour lesquels des critères de qualité chroniques (CQC) ont été proposés: *l'aténolol, le benzotriazole, la carbamazépine, la clarithromycine, le diclofénac et le sulfaméthoxazole*. Les rejets de ces composés par les effluents urbains dans le milieu naturel ont été considérés comme continus. Une bonne prédictibilité a été démontrée pour les six polluants sélectionnés (Ort et al. 2007; Ort et al. 2009).

La Figure 9 présente pour toute la Suisse l'état de pollution attendu au débit d'étiage ( $Q_{347}$ ) dans les tronçons de cours d'eau en aval des points de rejet des STEP au vu des concentrations environnementales prévisibles (PEC, „predicted environmental concentrations“) calculées pour ces six micropolluants.

Nombre de dépassements des CQC des six MP modélisés par tronçon de cours d'eau.  
Les concentrations environnementales prévisibles (PEC) ont été calculées au débit d'étiage (Q<sub>347</sub>).



Appréciation de l'état de 543 tronçons de cours d'eau situés en aval de STEP dans la toute la Suisse modélisés pour 6 MP  
Les concentrations environnementales prévisibles (PEC) ont été calculées au débit d'étiage (Q<sub>347</sub>).

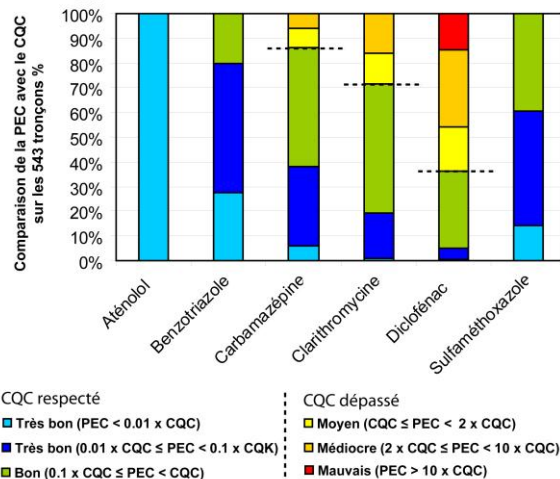


Figure 9: Appréciation de l'état de 543 tronçons de cours d'eau en aval de STEP au vu des concentrations prévisibles (PEC = „predicted environmental concentration“) au débit d'étiage (Q<sub>347</sub>) pour l'aténolol, le benzotriazole, la carbamazépine, la clarithromycine, le diclofénac et le sulfaméthoxazole. Les PEC à l'étiage ont été calculées par le modèle des flux de matière de Ort et al (2009) puis comparées aux critères de qualité chroniques (CQC). Pour le sulfaméthoxazole, un CQC de 0,12 µg/l, soit 5 fois inférieur à celui du tableau 10, a été utilisé.

Pour l'aténolol, le benzotriazole et le sulfaméthoxazole, aucun dépassement des CQC n'a été obtenu dans les tronçons modélisés. Les CQC de la carbamazépine, de la clarithromycine et du diclofénac sont dépassés au débit d'étiage dans certains tronçons principalement situés sur le Plateau. Pour 14 % des tronçons modélisés, les PEC de la carbamazépine, de la clarithromycine et du diclofénac sont simultanément supérieures au CQC à l'étiage. Un risque potentiel existe donc pour les organismes aquatiques dans ces cours d'eau.

## **6. Identification des principales sources de pollution et évaluation des mesures possibles**

### **6.1 Identification des principales sources de pollution**

Selon la démarche d'évaluation de la qualité de l'eau indiquée à l'art. 47 de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux), la détermination et l'évaluation de la nature et de l'ampleur de la pollution (cf. Chapitre 5.1) doivent être suivies de l'identification de ses causes.

Dans le cas d'une contamination par des micropolluants spécifiques pour la Suisse provenant de l'assainissement communal, la source est assez facilement identifiable puisqu'il s'agit fort probablement d'une station d'épuration communale située en amont.

Pour les contaminations d'origine inconnue, des prélèvements ponctuels effectués dans les différentes voies de rejet possibles peuvent aider à cerner la source principale de pollution. L'approche la mieux adaptée pour identifier les sources de pollution doit être déterminée au cas par cas, il n'existe pas de solution universelle pouvant être décrite ici.

### **6.2 Evaluation des mesures possibles**

D'après l'art. 47 de l'OEaux, il convient de procéder à une évaluation des mesures possibles et de leur efficacité une fois que les causes de la pollution ont été identifiées.

La planification des mesures se fait à l'échelle du bassin versant des eaux concernées. Un regroupement de petits bassins versants voisins ou d'un petit bassin avec un grand est également envisageable. Une fois que les tronçons de cours d'eau contaminés sont localisés, toutes les stations d'épuration du bassin versant qui déversent en amont doivent être identifiées. Ensuite, la combinaison de mesures ayant le meilleur rapport coûts-bénéfices est déterminée.

Les différentes mesures ne seront pas décrites dans le détail dans le présent document. Seule une vue d'ensemble des possibilités d'intervention pour réduire les contaminations du milieu aquatique par les micropolluants est proposée. Certaines mesures citées ici sont par exemple analysées de façon détaillée dans une publication récente de la série Connaissance de l'environnement de l'OFEV (Gälli et al. 2009).

#### **6.2.1 Mesures à l'échelle internationale et nationale**

Des mesures à la source peuvent être prises au niveau international comme national. Le Tableau 12 présente diverses possibilités d'intervention à la source.

Tableau 12: Mesures à la source

Mesures	Niveau
Réglementations sur les substances (subst. de remplacement), restrictions d'utilisation	International / national
Optimisation des utilisations (éviter les utilisations inutiles ou surdosées)	National
Systèmes alternatifs de gestion des eaux urbaines (séparation des flux)	

### 6.2.2 Mesures à l'échelle nationale et cantonale

Pour les micropolluants issus de l'assainissement communal, des mesures techniques peuvent également contribuer à une réduction des rejets. Le Tableau 13 en récapitule différents types.

Tableau 13: Approches possibles pour une réduction des rejets de micropolluants issus de l'assainissement communal

Voies de rejet	Mesures	Effet/ appréciation	Substances représentatives
Rejets d'eaux usées traitées par les STEP	Actualisation technique - traitements biologiques, âge des boues..	Réduction des rejets de substances facilement dégradables	Bézafibrate, œstrogènes, ibuprofène
	Traitements avancés à large spectre d'action - ozonation, charbon actif en poudre	Fort rendement d'élimination pour de nombreux composés	Benzotriazole, carbamazépine, diclofénac, mécoprop, sulfaméthoxazole
	Traitement séparé des flux spécifiques (effluents hospitaliers ou industriels par ex.) Mesures organisationnelles	Peut être intéressant pour des polluants spécifiques mais de faible intérêt pour le problème global	(Contrastants)/ très variables d'un cas à l'autre
Rejets par les déversoirs d'orage des systèmes unitaires	Optimiser le dimensionnement pour les situations de pluie	Voie importante pour les substances facilement biodégradables et les produits mobilisés par les pluies (biocides)	Œstrogènes, paracétamol, caféine
Eaux pluviales des systèmes séparatifs	Traitement des eaux pluviales (p. ex. infiltrations, filtres de rétention)	Pas de composés domestiques. En milieu urbain, surtout substances utilisées pour les façades et les espaces verts	Mécoprop diuron
Effluents urbains non traités	Raccordement de tous les ménages et de toutes les communes au réseau d'assainissement et aux STEP	Pas d'importance notable en Suisse	
Rejets directs d'effluents domestiques		Pas d'importance notable en Suisse	
Rejets directs d'effluents industriels ou artisanaux	Optimisation des processus chimiques / Optimisation de l'épuration sur les sites d'activité	Réduction des rejets au niveau des sources ponctuelles importantes	Substances industrielles spécifiques

L'une des mesures les plus prometteuses pour la réduction des rejets de micropolluants avec les effluents de STEP est l'ajout de traitements complémentaires dans la chaîne d'épuration comme par exemple l'ozonation ou l'adsorption sur charbon actif en poudre. Ces traitements avancés permettent une élimination de plus de 80% de la plupart des micropolluants et peuvent réduire d'environ 70% la charge polluante rejetée dans les cours d'eau (Eawag News 67f 2009). L'ozonation et le traitement au

charbon actif en poudre font également l'objet d'essais pilotes de grande envergure<sup>11</sup> dans le cadre du projet Stratégie MicroPoll de l'OFEV et les études ont prouvé que ces mesures permettaient d'obtenir des bons résultats également à l'échelle de la station d'épuration (Abegglen et al. 2009), (Margot et al. 2011).

Les mesures à engager pour réduire la pollution doit être décidées au cas par cas. En dehors des critères d'efficacité, les aspects financiers et les possibilités d'intégration dans les infrastructures existantes jouent un rôle important. Le document „Micropolluants dans les eaux – Evaluation et réduction de la charge polluante des eaux usées urbaines“ paru dans la série Connaissance de l'environnement de l'OFEV propose une analyse détaillée de diverses options d'intervention (Gälli et al. 2009).

## 7. Mise en œuvre du schéma d'évaluation

Le DETEC a ouvert fin 2009 une consultation jusqu'au 30 avril 2010 sur les modifications de l'Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux; RS 814.201). Les modifications proposées prévoient l'équipement supplémentaire d'un certain nombre de stations d'épuration (STEP) afin de réduire la charge de micropolluants rejetés dans le milieu aquatique avec les eaux usées traitées. Les mesures prévues visent en priorité la protection des ressources d'eau douce pour la production d'eau potable et la protection des écosystèmes aquatiques (faune et flore).

Les participants à la consultation reconnaissent majoritairement l'importance d'apporter une solution rapide au problème des micropolluants. L'approche consistant à établir un ensemble de mesures ciblé reposant sur un équipement sélectif des stations d'épuration est également largement plébiscitée (voir communiqués de presse de l'OFEV). Une majorité des participants demande notamment un système de financement mettant les responsables des pollutions à contribution (principe du pollueur-payeur) et souhaite que la planification des mesures soit coordonnée par les autorités fédérales.

La stratégie de prélèvement, d'analyse et d'appréciation proposée dans le présent schéma d'évaluation permet une identification transparente des tronçons de cours d'eau nécessitant une intervention au niveau des STEP pour éliminer les composés traces organiques présents dans les eaux usées afin de protéger les écosystèmes aquatiques. La méthode proposée, élaborée sur des bases scientifiques solides en adéquation avec les recommandations de la directive cadre européenne sur l'eau, peut démontrer la nécessité de ces améliorations techniques et permet d'en contrôler l'efficacité. Comme les modules du système modulaire gradué, le présent schéma doit être mis en œuvre et jaugé par les cantons. De cette façon, la Suisse se munira d'une aide à l'exécution efficace pour l'appréciation de l'état de pollution des eaux par les composés traces organiques venant de l'assainissement communal.

---

<sup>11</sup> Résultats actuels sur les essais pilotes disponibles sur <http://www.bafu.admin.ch/gewaesserschutz/03716/index.html?lang=fr>.

## Glossaire

Débit d'étiage ou  $Q_{347}$ : Débit moyen journalier qui est en moyenne atteint ou dépassé dans 95% des jours soit en moyenne 347 jours par an.

Débit ou charge hydraulique de temps sec: Quantité d'eaux usées reçues par une station d'épuration par temps sec. Le débit ou la charge hydraulique de temps sec se compose de la charge en eaux usées et de la charge en eaux claires. Le débit de temps sec est un paramètre hydraulique de dimensionnement des stations d'épuration.

Déversoir d'orage: Un déversoir d'orage est un dispositif de délestage des réseaux unitaires, couplé ou non à un bassin d'orage assurant un stockage transitoire des eaux mixtes excédentaires. Etant donné que les débits de pointe dus aux fortes précipitations ne peuvent pas être traités directement dans la station d'épuration, des ouvrages de délestage sont aménagés dans différents points clés du réseau. A partir de là, les eaux mixtes sont acheminées vers la station à un débit de 7 à 15 fois (sans stockage) ou de 2 à 3 fois supérieur au débit d'eau usées (avec stockage) tandis que l'excédent dilué est déversé dans le milieu aquatique.

Eaux industrielles, effluents industriels: Ces effluents comprennent:

- a. Les eaux à évacuer provenant des exploitations artisanales et industrielles;
- b. Les eaux à évacuer de qualité comparable, telles que celles provenant des laboratoires et des hôpitaux.

Eaux mixtes: Mélange d'eaux usées, d'eaux pluviales et éventuellement d'eaux claires parasites évacuées ensemble dans un réseau d'assainissement unitaire.

Eaux usées: Ensemble des eaux polluées produites par les activités domestiques, agricoles, artisanales et industrielles et des eaux pluviales ruisselant en milieu urbain.

Eaux usées communales, eaux résiduaires, effluents urbains: Ces effluents comprennent:

- a. Les eaux des ménages ou effluents domestiques (eaux provenant effectivement des ménages et eaux de qualité comparable);
- b. Les eaux de ruissellement s'écoulant des surfaces bâties ou imperméabilisées et évacuées avec les eaux des ménages.

Les eaux usées provenant des exploitations industrielles et artisanales et les effluents de laboratoires et d'hôpitaux qui sont déversés dans le réseau d'assainissement et donc traités dans les stations d'épuration sont également comptés parmi les eaux usées communales dans le présent rapport.

Eaux usées non traitées: Eaux usées communales qui n'ont pas (encore) été traitées en station d'épuration. Les eaux usées non traitées peuvent se déverser directement dans le milieu aquatique par le biais des déversoirs d'orage lors de dépassements de la capacité des systèmes d'assainissement unitaires dus à des pluies abondantes.

Eaux usées traitées, effluents d'épuration: Eaux usées communales rejetées dans le milieu aquatique après traitement dans une station d'épuration.

Micropolluants spécifiques caractéristiques des effluents urbains suisses: Sélection de micropolluants des eaux usées communales présentant notamment la particularité d'être présents dans les eaux de surface sur l'ensemble du territoire suisse et en particulier dans les zones fortement urbanisées du Plateau.

Mycotoxines: Les mycotoxines sont des métabolites secondaires produits par certaines moisissures. Elles sont toxiques pour les vertébrés dès les concentrations les plus faibles et peuvent provoquer des maladies comme la mycotoxicose.

Phytoestrogènes: Les phytoestrogènes sont des substances végétales non stéroïdales qui présentent une structure similaire aux œstrogènes. Cette similitude leur permet de se fixer aux récepteurs des œstrogènes et de développer dans l'organisme une activité œstrogénique ou au contraire anti-œstrogénique.

Produits chimiques industriels: Cette dénomination regroupe ici les produits chimiques utilisés par l'industrie et ceux émis par les exploitations artisanales et industrielles. Contrairement aux produits chimiques à usage domestique, les sources de pollution par ces composés ne sont pas uniformément réparties sur le territoire suisse mais couplées à des activités et utilisations spécifiques variant fortement d'un endroit à l'autre.

Produits pharmaceutiques auxiliaires: Les produits pharmaceutiques auxiliaires sont des composés utilisés dans le domaine médical mais qui ne présentent pas d'activité biologique sur l'organisme. Les produits de contraste radiologiques entrent par exemple dans cette catégorie.

Risque d'empoisonnement secondaire: Certaines substances peuvent se concentrer le long de la chaîne alimentaire par bioaccumulation et par biomagnification ou bioamplification et finir par produire des effets toxiques à partir d'un certain niveau. Ces effets ne peuvent en général pas être mis en évidence dans les tests effectués avec des organismes de début de chaîne comme les algues ou les daphnies.

Substances actives pharmaceutiques: Les substances actives pharmaceutiques sont des composés biologiquement actifs utilisés dans le domaine médical. Les antalgiques ou les antibiotiques entrent par exemple dans cette catégorie.

Substances à propriétés biocides intentionnelles: Ce groupe de substances rassemble les produits phytosanitaires et les produits biocides. Les substances actives employées dans les deux types de produits peuvent être identiques.

## Références bibliographiques

- Abegglen, C., B. I. Escher, et al. (2009). Ozonung von gereinigtem Abwasser, Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf, Studie der Eawag im Auftrag des BAFU zum Projekt "Strategie MicroPoll". Eawag. Dübendorf.
- AFU St. Gallen (2009). Messungen von Mikroverunreinigungen in Ostschweizer Fließgewässern 2003-2007 <http://www.umwelt.sg.ch/home/Themen/wasser/Mikroverunreinigungen.html>.
- Ahlers, J., C. Riedhammer, et al. (2006). "Acute to chronic ratios in aquatic toxicity - Variation across trophic levels and relationship with chemical structure." *Environmental Toxicology and Chemistry* **25**(11): 2937-2945.
- Aldenberg T, Jaworska J S (2000): Uncertainty of the Hazardous Concentration and Fraction. Affected for Normal Species Sensitivity Distributions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 46, 1-18.
- AWEL Abteilung Gewässerschutz (2003). Untersuchungen von Gewässern auf Pestizide im Kanton Zürich 2002, Baudirektion Kanton Zürich.
- AWEL Abteilung Gewässerschutz (2004). Untersuchungen von Pestiziden in Oberflächengewässern und im Grundwasser des Kanton Zürich 2003, Baudirektion Kanton Zürich.
- AWEL Abteilung Gewässerschutz (2005). Arzneimittelrückstände und hormonell wirksame Stoffe in Fließgewässern sowie Kläranlagenabläufen, Baudirektion Kanton Zürich.
- AWEL Abteilung Gewässerschutz (2007). Risikobeurteilung von Arzneimitteln und endokrin wirksamen Substanzen in Oberflächengewässern des Kantons Zürich, Praktikumsbericht, Baudirektion Kanton Zürich.
- AWEL Abteilung Gewässerschutz (2008). "Monitoring of micropollutants. Reports." <http://www.gewaesserqualitaet.zh.ch>.
- AWEL Abteilung Gewässerschutz (2009). Pestiziduntersuchungen bei den Hauptmessstellen Furtbach Würenlos und Jonen nach ARA Zwillikon im Jahr 2008, Baudirektion Kanton Zürich.
- Battaglin, W. A., D. W. Kolpin, et al. (2005). "Glyphosate, other herbicides, and transformation products in Midwestern streams, 2002." *J. Am. Water Resour. Assoc.* **41**(2): 323-332.
- Baun, A., E. Eriksson, et al. (2006). "A methodology for ranking and hazard identification of xenobiotic organic compounds in urban stormwater." *Sci. Total Environ.* **370**: 29-38.
- Benskin, J. P., M. Bataineh, et al. (2007). "Simultaneous characterization of perfluoroalkyl carboxylate, sulfonate, and sulfonamide isomers by liquid chromatography-tandem mass spectrometry." *79*(17): 6455-6464.
- Besse, J.-P. et J. Garric (2008). "Human pharmaceuticals in surface waters: Implementation of a prioritization methodology and application to the French situation." *Toxicol Lett.* **176**: 104-123.
- Brättemark, M., S. Eisenreich, et al. (2005). Contribution of the Expert Group on Analysis and Monitoring of Priority Substances to the Water Framework Directive Expert Advisory Forum on Priority Substances and Pollution Control, European Communities.
- Braunbeck, T. (1993). "Entwicklung von Biotestverfahren mit Zellkulturen aus Fischen und Mollusken zum Nachweis letaler und subletaler Schäden von Organismen durch Umweltschadstoffe im Wasser." *PAÖ* **7**: 537-559.
- Bürge, I. J., H.-R. Buser, et al. (2009). "Ubiquitous Occurrence of the Artificial Sweetener Acesulfame in the Aquatic Environment: An Ideal Chemical Marker of Domestic Wastewater in Groundwater." *Environ Sci Technol* **43**(12): 4381-4385.
- Bürge, I. J., M. Kahle, et al. (2008). "Nicotine Derivatives in Wastewater and Surface Waters: Application as Chemical Markers for Domestic Wastewater." *Environ Sci Technol* **42**(17).
- Bürge, I. J., T. Poiger, et al. (2006). "Combined sewer overflows to surface waters detected by the anthropogenic marker caffeine." *Environ Sci Technol* **40**(13): 4096-4102.
- Buser, A. und L. Morf (2009). Substance Flow Analysis of PFOS and PFOA. Perfluorinated surfactants perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in Switzerland. Environmental studies no. 0922. *Environmental studies no. 0922*. Bundesamt für Umwelt. Bern, Bundesamt für Umwelt: 144.
- Buser, A., T. Poiger, et al. (1998). "Occurrence and fate of the pharmaceutical drug diclofenac in surface waters: rapid photodegradation in a Lake." *Environ. Sci. Technol.* **32**(22): 3449-3456.



- Chèvre, N., C. Loepfe, et al. (2006). "Pestizide in Schweizer Oberflächengewässern." *gwa* **4/2006**.
- Chèvre N 2009: Ein Risk-Assessment Modell zur Einschätzung von Mischungs-Aktivitäten in der Umwelt. Vortrag am Workshop Biologische Nachweisverfahren hormonaktiver Wirkungen. Eawag 10.+11. Juni 2009.
- CIPEL (2008). Géographie du Léman et de son bassin versant, <http://www.cipel.org/sp/article17.html>.
- Commission européenne (2008). Règlement REACH sur les substances chimiques, [http://ec.europa.eu/enterprise/sectors/chemicals/reach/index\\_fr.htm](http://ec.europa.eu/enterprise/sectors/chemicals/reach/index_fr.htm).
- Commission européenne (2008). "Directive 2008/105/CE établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau."
- Cole, J. G. und D. Mackay (2000). "Correlating environmental partitioning properties of organic compounds: The three solubility approach." **19(2)**: 265-270.
- Escher B und Baumgartner R (2008): Mikroverunreinigungen in Schweizerischen Fließgewässern. Ökotoxikologische Effekte und Ableitung von toxikologisch begründeten Qualitätskriterien. BAFU-Bericht 2008
- Escher, B., N. Bramaz, et al. (2008). "Toxic equivalent concentrations (TEQs) for baseline toxicity and specific modes of action as a tool to improve interpretation of ecotoxicity testing of environmental samples." *J. Environ. Monit.* **10**: 612-621.
- European-Commission (2006). "Commission proposal COM (2006) 397 final: Proposed priority substances directive." **L397**.
- European Commission (2011). Technical Guidance for deriving environmental quality standards (TGD-EQS). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC); Guidance Document No. 27.
- Fonds national suisse (FNSNF) (2008). "Plateforme de consensus "Perturbateurs endocriniens dans les eaux usées et dans le milieu aquatique". Document final. Programme national de recherche "Perturbateurs endocriniens". <http://www.nrp50.ch/final-products/final-reports-consensus-plattforms.html>;  
[http://www.nrp50.ch/uploads/media/finaldocumentwater\\_french.pdf](http://www.nrp50.ch/uploads/media/finaldocumentwater_french.pdf) "
- Freitas, L. G., C. W. Gotz, et al. (2004). "Quantification of the new triketone herbicides, sulcotrione and mesotrione, and other important herbicides and metabolites, at the ng/l level in surface waters using liquid chromatography-tandem mass spectrometry." **1028(2)**: 277-286.
- Gälli, R., C. Ort, et al. (2009). Micropolluants dans les eaux – Evaluation et réduction de la charge polluante des eaux usées urbaines. *Connaissance de l'environnement n° 17/09*. Berne, Office fédéral de l'environnement: 108 p.
- Giger, W., C. Schaffner, et al. (2006). "Benzotriazole and tolyltriazole as aquatic contaminants. 1. Input and occurrence in rivers and lakes." *Environ. Sci. Technol.* **40(23)**: 7186-7192.
- Götz, C. W., C. Abegglen, et al. (2010). "Mikroverunreinigungen - Beurteilung weitergehender Abwasserreinigungsverfahren anhand von Indikatorsubstanzen." **4/2010**.
- Götz, C. W., C. Stamm, et al. (2010). "Targeting aquatic microcontaminants for monitoring: Exposure categorization and application to the Swiss situation." *Environ Sci Pollut Res* **17(2)**: 341-354.
- Hanke, I., H. Singer, et al. (2008). "Ultratrace-level determination of glyphosate, aminomethylphosphonic acid and glufosinate in natural waters by solid-phase extraction followed by liquid chromatography-tandem mass spectrometry: performance tuning of derivatization, enrichment and detection." *Anal. Bioanal. Chem.* **391(6)**: 2265-2276.
- Henkel (2006). Environmental risk assessment for benzotriazole from dishwasher detergents.
- Hollender, J., C. McArdell-Bürgisser, et al. (2007). "Mikroverunreinigungen Vorkommen in Gewässern der Schweiz und Bewertung." *gwa* **11/2007**.
- Hollender, J., S. Zimmernamm, et al. (2009). "Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration." *Environ. Sci. Technol.*
- Huset, C. A., A. C. Chiaia, et al. (2008). "Occurrence and mass flows of fluorochemicals in the Glatt Valley watershed, Switzerland." **42(17)**: 6369-6377.
- IAWD RIWA-Maas und IAWR (2008). "Donau-, Maas- und Rhein Memorandum."
- IAWR (2003). "Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet: Rhein Memorandum."
- IAWR und IAWD (2007). "Position der IAWR und IAWD zu Spurenstoffen in den Gewässern."

- IKSR (2006). Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein, Jahresbericht. Im Auftrag vom Umweltministerium Baden-Württemberg und dem Schweizerischen Bundesamt für Umwelt (BAFU).
- Jahnel J , Neamtu M , Schudoma D, Frimmel F H (2006): Bestimmung von Umweltqualitätsnormen für potenziell gewässerrelevante Stoffe. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 2006, 34, 389-397.
- Junghans, M., T. Backhaus, et al. (2004). Predicting the joint algal toxicity of chemical mixtures using a mechanism based two stage prediction (TSP). In *Studies n Combination Effects of Environmentally Relevant Toxicants - Validation of prognostic concepts for assessing the alga toxicity of realistic aquatic pesticide mixtures*. Dissertation Universität Bremen ([http://elib.suub.uni-bremen.de/diss/docs/E-Diss1016\\_Junghans.pdf](http://elib.suub.uni-bremen.de/diss/docs/E-Diss1016_Junghans.pdf)).
- Kase R , Eggen R I L, Junghans M, Götz C, Hollender J (2011): Assessment of micropollutants from municipal wastewater- Combination of exposure and ecotoxicological effect data for Switzerland. In: *Waste Water*, García Einschlag, F.S., Ed., InTech - Open Access Publisher, ISBN 978-953-307-233-3
- Kase, R., P. Kunz, et al. (2009). "Identifikation geeigneter Nachweismöglichkeiten von hormonaktiven und reproduktionstoxischen Wirkungen in aquatischen Ökosystemen." *Umweltwiss Schadst Forsch* **21**(4): DOI 10.1007/s12302-009-0072-2.
- Keller, A. und C. Balsiger (2007). Risikobeurteilung von Arzneimitteln und endokrin wirksamen Substanzen in Oberflächengewässern des Kanton Zürich. Zürich, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft.
- Klimisch, H., M. Andreae, et al. (1997). "A Systematic Approach for Evaluating the Quality of Experimental Toxicological and Ecotoxicological Data." *Regul Toxicol Pharmacol* **25**: 1-5.
- Kortenkamp, A., T. Backhaus, et al. (2009). "State of the Art Report on Mixture Toxicity - Final Report." <http://ec.europa.eu/environment/chemicals/effects.htm>.
- Länge, R., N. Caspers, et al. (2006). "Kriterien zur Bewertung der Qualität und Validität von toxikologischen und ökotoxikologischen Studien für regulatorische Fragestellungen." *Umweltchem Ökotox* **18**: 49 –54.
- Liechti, P. (2010). Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau. Analyses physico-chimiques, nutriments. *L'environnement pratique n° 1005*. Office fédéral de l'environnement, Berne. 44p.
- Liscio, C., E. Magi, et al. (2009). "Combining passive samplers and biomonitors to evaluate endocrine disrupting compounds in a wastewater treatment plant by LC/MS/MS and bioassay analyses." *157*(10): 2716-2721.
- Mackay, D. (2001). *Multimedia Environmental Models, The Fugacity Approach*, Lewis Publishers.
- Magi, E., M. Di Carro, et al. "Passive sampling and stir bar sorptive extraction for the determination of endocrine-disrupting compounds in water by GC-MS." **397**(3): 1335-1345.
- Marent, H., K. Schwaiger, et al. (2005). EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Österreich: 205.
- Margot, J., Magnet A., Thonney, D, Chèvre, N., de Alessandro, F. et Rossi, L. (2011). Traitement des micropolluants dans les eaux usées. Rapport final sur les essais pilotes à la STEP de Vidy (Lausanne). Ed. Ville de Lausanne. [www.lausanne.ch/micropolluants](http://www.lausanne.ch/micropolluants)
- Maurer, M. und A. Herlyn (2006). Zustand, Kosten und Investitionsbedarf der schweizerischen Abwasserentsorgung. Studie im Auftrag des BAFU. Dübendorf, Eawag.
- Moschet, C. (2010). Georeferenced Mass Flux Modelling of Selected Micropollutants in the Catchment of Lake Constance. *Environmental Sciences*. Zürich, ETH. **Master Thesis**.
- Newman M C et al. (2000): Applying species-sensitivity distributions in ecological risk assessment: Assumptions of distribution type and sufficient numbers of species. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 19, 508-515.
- Ort, C., J. Hollender, et al. (2009). "Model-Based Evaluation of Reduction Strategies for Micropollutants from Wastewater Treatment Plants in Complex River Networks." *Environ. Sci. Technol.* **43**(9): 3214-3220.
- Ort, C., H. Siegrist, et al. (2007). "Mikroverunreinigungen: Nationales Stoffflussmodell." *gwa* **11/2007**.
- Parrott, J. L. und B. R. Blunt (2005). "Life-cycle exposure of fathead minnows (*Pimephales promelas*) to an ethinylestradiol concentration below 1 ng/L reduces egg fertilization success and demasculinizes males." *Environ. Toxicol.* **20**(2): 131-141.
- Posthuma L, et al. (2002): *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Lewis Publishers, Boca Baton, FL, USA.

- Rieckermann, J. (2006). "Quantification of Exfiltration from Sewers with Tracers." 10.3929/ethz-a-005129709.
- Schärer, M., U. Sieber, et al. (2007). "Mikroverunreinigungen: Erarbeitung einer Strategie." *gwa* **11**.
- Scheringer, M. (1997). "Characterization of the environmental distribution behavior of organic chemicals by means of persistence and spatial range." *Environ. Sci. Technol.* **31**: 2891–2897.
- Schmid, Martin; Rovelli, L.; Wüest, A.; Kohler, H.P.E. (2009) "Massenbilanzen und toxikologisches Gefährdungspotenzial von ausgewählten Explosivstoffen im Thuner-, Briener- und Vierwaldstättersee." 35 S. Interner Bericht zuhanden des VBS. Eawag, Switzerland.
- Schwarzenbach, R. P., P. M. Gschwend, et al. (2003). *Environmental Organic Chemistry*. New Jersey, Wiley Interscience.
- Singer, H., S. Huntscha, et al. (2008). "Multikomponenten-Screening für den Rhein bei Basel. In Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Umwelt BAFU." *Eawag*.
- Singer, H., S. Kern, et al. (2009). "Ultratrace-level screening of target and non-target contaminants in natural waters using layered mixed mode solid phase extraction followed by data-dependent LC-LTQ-Orbitrap detection."
- Singer, H., S. Kern, et al. (2010). "Ultratrace-level screening of target and non-target contaminants in natural waters using layered mixed mode solid phase extraction followed by data-dependent LC-LTQ-Orbitrap detection."
- Singer, H., S. Müller, et al. (2002). "Triclosan: Occurrence and fate of a widely used biocide in the aquatic environment: Field measurements in wastewater treatment plants, surface waters, and lake sediments." *Environ. Sci. Technol.* **36**(23): 4998-5004.
- Singer, H. P., P. Longrée, et al. (2009). "Screening-Messungen von organischen Mikroverunreinigungen im Bodensee." *Eawag*.
- Stamm, C., A. Alder, et al. (2008). "Spatial and temporal patterns of pharmaceuticals in the aquatic environment: A review." *Geography Compass*: 920-955.
- Stamm, C., R. Siber, et al. (2006). "Monitoring von Pestizidbelastungen in Schweizer Oberflächengewässern." *gwa* **8/2006**.
- Stoob, K., H. P. Singer, et al. (2005). "Fully automated online solid phase extraction coupled directly to liquid chromatography-tandem mass spectrometry - Quantification of sulfonamide antibiotics, neutral and acidic pesticides at low concentrations in surface waters." **1097**(1-2): 138-147.
- Ternes, T. A. (2001). "Analytical methods for the determination of pharmaceuticals in aqueous environmental samples." **20**(8): 419-434.
- U.S.EPA (2007). "Estimation program interface; EPI Suite v3.20."
- Ulrich, M. M., D. M. Imboden, et al. (1995). "Masas - a User-Friendly Simulation Tool for Modeling the Fate of Anthropogenic Substances in Lakes." *Environ. Softw.* **10**(3): 177-198.
- Van der Linden, S. C., M. B. Heringa, et al. (2008). "Detection of multiple hormonal activities in wastewater effluents and surface water, using a panel of steroid receptor CALUX bioassays." **42**(15): 5814-5820.
- van Ginkel, K., M. Holt, et al. (2008). Endpoint Working Group (EWG) on Degradation, REACH-Implementation-Project.
- van der Voet, J. und C. Stamm (2010). "Organische Mikroschadstoffe - Machbarkeitsstudie: Konzentrationen und Frachen in Oberflächengewässern." *Umwelt Perspektiven* **2/2010**.
- van Vlaardingen, P. und E. Verbruggen (2007). "RIVM report601782001/2007:Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of 'International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands' (INS). Revision 2007."
- VanGinkel, K., M. Holt, et al. (2008). Endpoint Working Group (EWG) on Degradation, REACH-Implementation-Project.
- Weissbrodt, D., L. Kovalova, et al. (2009). "Mass flows of X-ray Contrast Media and Cytostatics in Hospital Wastewater." **43**(13): 4810-4817.
- Wenzel, A., A. Schmitz, et al. (1999). Nebenwirkungen von Kontrazeptiva-Umweltrelevante von Ethinylestradiol beeinträchtigen die Befruchtungsfähigkeit von Fischen. Jahresbericht 1999, IUCT-Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie. 49-52.
- Wheeler J R et al. (2002): Species sensitivity distributions: data and model choice. *Marine Pollution Bulletin.* **45**, 192-202.

- Wilson, V. S., K. Bobseine, et al. (2004). "Development and characterization of a cell line that stably expresses an estrogen-responsive luciferase reporter for the detection of estrogen receptor agonist and antagonists." **81**(1): 69-77.
- Wittmer, I. K., R. Scheidegger, et al. (2010). "Significance of urban and agricultural land use for biocide and pesticide dynamics in surface waters." *Water Research* **44**(9): 2850-2862
- Zhang, P., Y. L. Shi, et al. (2007). "Determination of perfluorinated compounds in water samples by high performance liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry." **35**(7): 969-972.
- Zhao, X. L., J. D. Li, et al. (2007). "Determination of perfluorinated compounds in wastewater and river water samples by mixed hemimicelle-based solid-phase extraction before liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry detection." **1154**(1-2): 52-59.
- Zürich, S. A. d. K. (2008). "Statistisches Amt des Kanton Zürich: Grunddaten der wichtigsten Seen, [http://www.statistik.zh.ch/themenportal/themen/daten\\_detail.php?id=575](http://www.statistik.zh.ch/themenportal/themen/daten_detail.php?id=575)."

## Annexe 1: Substances candidates et informations sur leur homologation

Tableau A1: Liste des substances candidates. Indication de la classe de substances et de la réglementation de référence (autorisation de mise sur le marché (AMM) ou réglementation des substances actives).

N° CAS	Substance	Groupe de substances / domaine d'application	Textes de référence	AMM / Réglementation (Etat juillet 2009)
<b>Médicaments</b>				
83-15-8	4-acétamidoantipyrine	Métabolite		Pas de procédure d'AMM
26787-78-0	Amoxicilline	Antibiotique	OMéd / OMédV	Swissmedic, MUH+MV catégorie A
29122-68-7	Aténolol	Bêtabloquant	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
83905-01-5	Azithromycine	Antibiotique	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie A
41859-67-0	Bézafibrate	Hypolipidémiant	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
298-46-4	Carbamazépine	Antiépileptique	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
85721-33-1	Ciprofloxacine	Antibiotique	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie A-B
81103-11-9	Clarithromycine	Antibiotique	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie A
18323-44-9	Clindamycine	Antibiotique	OMéd / OMédV	Swissmedic, MUH+MV catégorie A-B
882-09-7	Acide clofibrinique	Métabolite		Pas de procédure d'AMM
23593-75-1	Clotrimazole	Antifongique	OMéd / OMédV	Swissmedic, MUH+MV catégorie A-D
117-96-4	Diatrizoate (=acide amidotrizoïque)	Contrastant	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
15307-86-5	Diclofénac	Analgésique	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
117704-25-2	Doramectine	Anthelminthique	OMédV	Swissmedic, MV catégorie A
93106-60-6	Enrofloxacin	Antibiotique	OMédV	Swissmedic, MV catégorie A
114-07-8	Erythromycine	Antibiotique	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
57-63-6	Ethinylestradiol	Œstrogène synthétique	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
49562-28-9	Fénofibrate	Hypolipidémiant	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
42017-89-0	Acide fénofibrique	Métabolite		Pas de procédure d'AMM
86386-73-4	Fluconazole	Antifongique	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
54910-89-3	Fluoxétine HCl (= prozac)	Antidépresseur	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
54-31-9	Furosémide	Diurétique de l'anse	OMéd / OMédV	Swissmedic, MUH+MV catégorie B
15687-27-1	Ibuprofène	Analgésique	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B-D
66108-95-0	Iohexol	Contrastant	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
78649-41-9	Ioméprol	Contrastant	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
62883-00-5	Iopamidol	Contrastant	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
73334-07-3	Iopromide	Contrastant	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
28179-44-4	Acide ioxitalamique	Contrastant	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
70288-86-7	Ivermectine	Anthelminthique	OMédV	Swissmedic, MV catégorie A-B
22071-15-4	Kétoprofène	Analgésique	OMéd / OMédV	Swissmedic, MUH+MV catégorie B
137-58-6	Lidocaïne	Anesthésiant local	OMéd / OMédV	Swissmedic, MUH+MV catégorie A-D
61-68-7	Acide méfenamique	Analgésique	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
37350-58-6	Métoprolol	Bêtabloquant	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
657-24-9	Metformine	Antidiabétique	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B

N° CAS	Substance	Groupe de substances / domaine d'application	Textes de référence	AMM / Réglementation (Etat juillet 2009)
127-74-2	N4-acétyl-sulfadiazine	Métabolite		Pas de procédure d'AMM
24341-30-8	N4-acétyl-sulfadiméthoxine	Métabolite		Pas de procédure d'AMM
100-90-3	N4-acétyl-sulfaméthazine	Métabolite		Pas de procédure d'AMM
21312-10-7	N4-acétyl-sulfaméthoxazole	Métabolite		Pas de procédure d'AMM
	N4-acétyl-sulfathiazole	Métabolite		Pas de procédure d'AMM
22204-53-1	Naproxène	Analgésique	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
70458-96-7	Norfloxacine	Antibiotique	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie A
83380-47-6	Ofloxacine	Antibiotique	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie A
102625-70-7	Pantoprazole	Inhibiteur de la pompe à protons	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
103-90-2	Paracétamol	Analgésique	OMéd / OMédV	Swissmedic, MUH+MV catégorie A-D
60-80-0	Phénazone	Analgésique	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B-C
125-33-7	Primidone	Antiépileptique	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
525-66-6	Propranolol	Bêtabloquant	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
80214-83-1	Roxithromycine	Antibiotique	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
3930-20-9	Sotalol	Bêtabloquant	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie B
68-35-9	Sulfadiazine	Antibiotique	OMéd / OMédV	Swissmedic, MUH+MV catégorie A
122-11-2	Sulfadiméthoxine	Antibiotique	OMédV	Swissmedic, MV catégorie A
57-68-1	Sulfaméthazine (=sulfadimidine)	Antibiotique	OMédV	Swissmedic, MV catégorie A
723-46-6	Sulfaméthoxazole	Antibiotique	OMéd / OMédV	Swissmedic, MUH+MV catégorie A
144-83-2	Sulfapyridine	Antibiotique		Non autorisé
72-14-0	Sulfathiazole	Antibiotique	OMédV	Swissmedic, MV catégorie A
27203-92-5	Tramadol	Analgésique	OMéd	Swissmedic, MUH catégorie A
738-70-5	Triméthoprime	Antibiotique	OMéd / OMédV	Swissmedic, MUH+MV catégorie A
1401-69-0	Tylosine	Antibiotique	OMédV	Swissmedic, MV catégorie A-B
93413-69-5	Venlafaxine	Antidépresseur	OMéd	Swissmedic, MUH Kategorie B
<b>Substances à effets biocides intentionnels soumises à autorisation</b>				
93-76-5	2,4,5-T	Herbicide		Non autorisé
94-75-7	2,4-D	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
60397-77-5	2,4-diméthylphénylformamide	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
2008-58-4	2,6-dichlorobenzamide	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
1668-54-8	2-amino-4-méthoxy-6-méthyl-1,3,5-triazine	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
934-32-7	2-aminobenzimidazole	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
57683-71-3	2-aminosulfonyl-benzoicacid-methylester	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
55701-05-8	3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylic acid (DCVA)	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
3739-38-6	Acide 3-phénoxybenzoïque	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
13826-35-2	Alcool 3-phénoxybenzylique	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
74-11-3	4-chloro-2-méthylphénol	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
99-88-7	4-isopropylaniline	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
34256-82-1	Acétochlore	Produit de transformation		Non autorisé
	Acétochlore-OXA	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
15972-60-8	Alachlore	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 8
140939-15-7	Alachlore-ESA	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
171262-17-2	Alachlore-OXA	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM

N° CAS	Substance	Groupe de substances / domaine d'application	Textes de référence	AMM / Réglementation (Etat juillet 2009)
116-06-3	Aldicarbe	Insecticide	OPPh	OPPh annexe 1
309-00-2	Aldrine	Insecticide	ORRChim	Interdit
3337-71-1	Asulame	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
19988-24-0	Atrazin-deséthyl-2-hydroxy (=prométon-hydroxy-desisopropyle)	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
1912-24-9	Atrazine	Herbicide	OPPh	AMM expire prochainement (DLV: 31.12.08, DLU: 31.12.11)
2163-68-0	Atrazine-2-hydroxy	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
131860-33-8	Azoxystrobine	Fongicide	OPPh	OPPh annexe 1
25057-89-0	Bentazone	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
2634-33-5	Benzisothiazoline (BIT)	Fongicide / Biocide	OPBio	(CE) n° 1451/2007
139-07-1	Chlorure de benzyldiméthylodécylammonium (BAC-C12)	Tensioactif	OPBio	(CE) n° 1451/2007
122-19-0	Chlorure de benzyldiméthylstéarylammonium (BAC-C18)	Tensioactif	OPBio	(CE) n° 1451/2007
53774-07-5	Bifénox-métabolite acide	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
314-40-9	Bromazile	Herbicide		Non autorisé
1689-84-5	Bromoxynile	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
10605-21-7	Carbendazime	Fongicide	OPPh / OPBio	OPPh annexe 1 / (CE) n° 1451/2007
16118-49-3	Carbétamide	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
1563-66-2	Carbofurane	Insecticide	OPPh	OPPh annexe 8
122-18-9	Chlorure de cétalkonium (BAC-C16)	Tensioactif	OPBio	(CE) n° 1451/2007
470-90-6	Chlorfenvinphos	Insecticide	OPPh	OPPh annexe 1
1698-60-8	Chloridazone	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
26172-55-4	Chlorométhylisothiazolinone (CMIT)	Microbicide	OPBio	(CE) n° 1451/2007
28343-61-5	Chlorothalonil-4-hydroxy	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
2921-88-2	Chlorpyrifos	Insecticide	OPPh	OPPh annexe 1
15545-48-9	Chlortoluron	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
81777-89-1	Clomazone	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
57966-95-7	Cymoxanil	Fongicide	OPPh	OPPh annexe 1
94361-06-5	Cyproconazole	Fongicide	OPPh	OPPh annexe 1
121552-61-2	Cyprodinil	Fongicide	OPPh	OPPh annexe 1
6190-65-4	Deséthylatrazine	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
1007-28-9	Desisopropylatrazine	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
13684-56-5	Desmédipham + Phenmédipham	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
333-41-5	Diazinon	Insecticide	OPPh / OPBio	OPPh annexe 8 / (CE) n° 1451/2007
1918-00-9	Dicamba	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
50-29-3	Dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT)	Insecticide	ORRChim	Interdit
64359-81-5	Dichlorooctylisothiazolinone (DCOIT)	Fongicide / Biocide	OPBio	(CE) n° 1451/2007
120-36-5	Dichlorprop-P	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
7173-51-5	Chlorure de didécylméthylammonium (DDAC-C10)	Tensioactif	OPBio	(CE) n° 1451/2007
60-57-1	Dieldrine	Insecticide	ChemRRV	Interdit
134-62-3	Diéthyltoluamide (DEET)	Insecticide	OPBio	(CE) n° 1451/2007
83164-33-4	Diflufenican	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
87674-68-8	Diméthénamide	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 8

N° CAS	Substance	Groupe de substances / domaine d'application	Textes de référence	AMM / Réglementation (Etat juillet 2009)
	Diméthénamide-ESA	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
	Diméthénamide-OXA	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
163515-14-8	Diméthénamide-P	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
60-51-5	Diméthoate	Insecticide	OPPh / OPBio	OPPh annexe 1 / (CE) n° 1451/2007
88-85-7	Dinoseb	Herbicide		Pas de procédure d'AMM
330-54-1	Diuron	Herbicide	OPPh / OPBio	OPPh annexe 1 / (CE) n° 1451/2007
2327-02-8	Diuron-desdiméthyle (=1-(3,4-dichlorophényle)urée)	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
3567-62-2	Diuron-desmonométhyle (DCPMU)	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
4710-17-2	DMSA (=N,N-diméthylaminosulfanilide)	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
115-29-7	Endosulfane	Insecticide	OPPh	OPPh annexe 8
72-20-8	Endrine	Insecticide	ORRChim	Interdit
133855-98-8	Epoxyconazole	Fongicide	OPPh	OPPh annexe 1
26225-79-6	Ethofumesate	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
26244-33-7	Ethofumesate-2-céto	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
67306-03-0	Fenpropimorphe	Fongicide	OPPh	OPPh annexe 1
69335-91-7	Fluazifop (acide libre) (autorisé: fluazifop-P-butyl)	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
131341-86-1	Fludioxonil	Fongicide	OPPh	OPPh annexe 1
69377-81-7	Fluroxypyr (acide libre)	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
85509-19-9	Flusilazole	Fongicide	OPPh	OPPh annexe 1
1071-83-6	Glyphosate	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
118-74-1	Hexachlorobenzène (HCB)	Fongicide	ORRChim	Interdit
608-73-1	Hexachlorocyclohexane (mélange d'isomères)	Insecticide	ORRChim / Conv. Stockholm	Interdit
58-89-9	Hexachlorocyclohexane (lindane)	Insecticide	ORRChim / Conv. Stockholm	Interdit
51235-04-2	Hexazinone	Herbicide		Non autorisé
1689-83-4	Ioxynil	Fongicide	OPPh	OPPh annexe 1
55406-53-6	IPBC (=Iodocarb)	Herbicide	OPBio	OPBio liste I
28159-98-0	Irgarol	Herbicide	OPBio	(CE) n° 1451/2007
30125-65-6	Irgarol-descyclopropyle	Produit de transformation		Pas de procédure d'AMM
465-73-6	Isodrine	Insecticide		Non autorisé
34123-59-6	Isoproturon	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
56046-17-4	Isoproturon-didéméthyle	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
34123-57-4	Isoproturon-monodéméthyle	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
143390-89-0	Kresoxime-méthyle	Fongicide	OPPh	OPPh annexe 1
330-55-2	Linuron	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
121-75-5	Malathion	Insecticide	OPBio	(CE) n° 1451/2007
94-74-6	MCPA	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
93-65-2	Mécoprop	Herbicide		Non autorisé
16484-77-8	Mécoprop-P	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
104206-82-8	Mésotrione	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
57837-19-1	Métalaxyl-M	Fongicide	OPPh	OPPh annexe 1
41394-05-2	Métamitron	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
	Métamitron-desamino	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
67129-08-2	Métazachlore	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
2682-20-4	Méthylisothiazolinone (MIT)	Biocide	OPBio	(CE) n° 1451/2007



N° CAS	Substance	Groupe de substances / domaine d'application	Textes de référence	AMM / Réglementation (Etat juillet 2009)
3060-89-7	Métobromuron	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 8
51218-45-2	Métolachlore	Herbicide	OPPh	Non autorisé
	Métolachlore-ESA	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
	Métolachlore-OXA	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
21087-64-9	Métribuzine	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
35045-02-4	Métribuzine-desamino (DA)	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
	Métribuzine-dicéto (DC)	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
74223-64-6	Métsulfuron-méthyle	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
139-08-2	Chlorure de miristalkonium (BAC-C14)	Tensioactif	OPBio	(CE) n° 1451/2007
150-68-5	Monuron	Herbicide	OPPh	Non autorisé
33089-74-6	N-(2,4-diméthylphényl)-N-méthylformamide	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
	N,N-diméthyl-N'-(4-méthylphényl)-sulfamide	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
3984-14-3	N,N-diméthylsulfamide	Produit de transformation		Pas de procédure d'AMM
15299-99-7	Napropamide	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
111991-09-4	Nicosulfuron	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
26530-20-1	Octylisothiazolinone (OIT)	Fongicide	OPBio	(EC) n° 1451/2007
34622-58-7	Orbencarb	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 8
77732-09-3	Oxadixyl	Fongicide		AMM expire prochainement (DLV: 31.07.08, DLU: 31.7.2011)
66246-88-6	Penconazole	Fongicide	OPPh	OPPh annexe 1
87-86-5	Pentachlorophénol	Herbicide / fongicide / Biocide	OPBio	(CE) n° 1451/2007
335-67-1	Acide perfluorooctanoïque (PFOA)	Tensioactif		
1763-23-1	Perfluorooctane sulfonate (PFOS)	Tensioactif	ORRChim/ Conv. Stockholm	Interdit
52645-53-1	Perméthrine	Insecticide	OPPh	AMM expire prochainement (DLV: 31.12.08, DLU: 31.7.11)
23103-98-2	Primicarbe	Insecticide		Non autorisé
67747-09-5	Prochloraze	Fongicide	OPPh	OPPh annexe 1
1610-18-0	Prométon	Herbicide		Non autorisé
1918-16-7	Propachlore	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
111479-05-1	Propaquizafop	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
	Propazine-2-hydroxy + Terbutylazine-2-hydroxy	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
60207-90-1	Propiconazole	Fongicide	OPBio / OPPh	(CE) n° 1451/2007 / OPPh annexe 1
52888-80-9	Prosulfocarbe	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
122931-48-0	Rimsulfuron	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
122-34-9	Simazine	Herbicide		AMM expire prochainement (DLV: 31.12.08, DLU: 31.7.11)
87392-12-9	S-métolachlore	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
99105-77-8	Sulcotrione	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
53250-83-2	Sulcotrione-CMBA	Produit de transformation	OPPh	Pas de procédure d'AMM
107534-96-3	Tébuconazole	Fongicide	OPPh	OPPh annexe 1
35256-85-0	Tébutame	Herbicide		Non autorisé
33693-04-8	Terbuméton	Herbicide		Non autorisé
5915-41-3	Terbutylazine	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
886-50-0	Terbutryne (+ prométryne)	Herbicide	OPPh	AMM expire prochainement (DLV: 31.12.09, DLU: 31.7.11)
79277-27-3	Thifensulfuron-méthyle	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
3380-34-5	Triclosane	Biocide	OPBio	(CE) n° 1451/2007

N° CAS	Substance	Groupe de substances / domaine d'application	Textes de référence	AMM / Réglementation (Etat juillet 2009)
1582-09-8	Trifluraline	Herbicide	OPPh	OPPh annexe 1
95266-40-3	Trinexapac éthyle	Régulateur de croissance	OPPh	OPPh annexe 1

**Substances agissant sur le métabolisme hormonal (perturbateurs endocriniens non utilisées comme médicaments)**

13171-00-1	ADBI (célestolide)	Substance odorante	OCos	OCos annexe 2
15323-35-0	AHMI (phantolide)	Substance odorante	OCos	OCos annexe 2
1506-02-1	AHTN (tonalide)	Substance odorante	OCos	OCos annexe 2
68140-48-7	ATII (traséolide)	Substance odorante	OCos	OCos annexe 2
92-52-4	Biphényle	Fluide caloporteur	ORRChim	Fortes restrictions d'utilisation
80-05-7	Bisphénol A (BPA)	Additif		
2051-24-3	Décachlorbiphényle	Fluide caloporteur	ORRChim	Fortes restrictions d'utilisation
51481-10-8	Déoxynivalénol (DON)	Mycotoxine		Composé naturel
84-74-2	Dibutylphthalate (DBP)	Plastifiant	OChim: (CE) n° 1907/2006	Candidat pour l'annexe XIV (Reach)
25512-42-9	Dichlorobiphényle	Fluide caloporteur	ORRChim	Fortes restrictions d'utilisation
117-81-7	Diéthylhexylphthalate (DEHP)	Plastifiant	OChim: (CE) n° 1907/2006	Candidat pour l'annexe XIV (Reach)
68515-49-1	Diisodécylphthalate (DiDP)	Plastifiant	OChim: (CE) n° 1907/2006	Candidat pour l'annexe XIV (Reach)
28553-12-0	Diisononylphthalate (DINP)	Plastifiant	OChim: (CE) n° 1907/2006	Candidat pour l'annexe XIV (Reach)
50-28-2	Estradiol	Œstrogène naturel		Composé naturel
53-16-7	Estrone	Œstrogène naturel		Composé naturel
28655-71-2	Heptachlorbiphényle	Fluide caloporteur	ORRChim	Fortes restrictions d'utilisation
26601-64-9	Hexachlorbiphényle	Fluide caloporteur	ORRChim	Fortes restrictions d'utilisation
1222-05-5	HHCB (galaxolide)	Substance odorante	OCos	OCos annexe 2
27323-18-8	Monochlorobiphényle	Fluide caloporteur	ORRChim	Fortes restrictions d'utilisation
53742-07-7	Nonachlorobiphényle	Fluide caloporteur	ORRChim	Fortes restrictions d'utilisation
104-40-5	Nonylphénol	Additif (fabrication du NPEO)	ORRChim	Restrictions d'utilisation
55722-26-4	Octachlorobiphényle	Fluide caloporteur	ORRChim	Fortes restrictions d'utilisation
1806-26-4	Octylphénol	Additif (fabrication de l'OPEO)	ORRChim	Restrictions d'utilisation
25429-29-2	Pentachlorobiphényle (PCB 101)	Fluide caloporteur	ORRChim	Fortes restrictions d'utilisation
26914-33-0	Tetrachlorobiphényle	Fluide caloporteur	ORRChim	Fortes restrictions d'utilisation
25323-68-6	Trichlorobiphényle (PCB 28)	Fluide caloporteur	ORRChim	Fortes restrictions d'utilisation
17924-92-4	Zéaralénone (ZON)	Mycotoxine		Composé naturel

**Autres substances à propriétés préoccupantes pour l'environnement**

120-82-1	1,2,4-trichlorobenzène	Additif, solvant	ORRChim	Fortes restrictions d'utilisation
107-06-2	1,2-dichloréthane	Additif, solvant	ORRChim	Restrictions d'utilisation
131-57-7	2-hydroxy-4-méthoxybenzophénone	Filtre UV	OCos	OCos Annexe 2
55589-62-3	Acésulfame	Edulcorant de synthèse	OAdd	OAdd annexe 1 (autorisé en tant que E950)
120-12-7	Anthracène	Additif	ORRChim	Fortes restrictions d'utilisation
71-43-2	Benzène	Additif	ORRChim	Restrictions d'utilisation
50-32-8	Benzo(a)pyrène	Produit de combustion	ORRChim	Fortes restrictions
205-99-2	Benzo(b)fluoranthène	Produit de combustion	ORRChim	Fortes restrictions
191-24-2	Benzo(g,h,i)pérylène	Produit de combustion	ORRChim	Fortes restrictions
207-08-9	Benzo(k)fluoranthène	Produit de combustion	ORRChim	Fortes restrictions
95-16-9	Benzothiazole	Additif		
95-14-7	Benzotriazole	Anticorrosif		
85535-84-4	C <sub>10-13</sub> -chloroalcanes	Additifs, retardateurs de flamme		Fortes restrictions d'utilisation

N° CAS	Substance	Groupe de substances / domaine d'application	Textes de référence	AMM / Réglementation (Etat juillet 2009)
56-23-5	Tétrachlorure de carbone	Additif		Interdit
75-09-2	Dichlorométhane (chlorure de méthylène)	Additif, solvant	ORRChim	Restrictions d'utilisation
60-00-4	EDTA	Complexant	ORRChim	Restrictions d'utilisation
637-92-3	ETBE	Additif, solvant		
206-44-0	Fluoranthène	Produit de combustion	ORRChim	Fortes restrictions
87-68-3	Hexachlorbutadiène	Additif	ORRTP	(ORRTP annexe 2)
193-39-5	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	Produit de combustion	ORRChim	Fortes restrictions
136-85-6	Méthylbenzotriazole	Anticorrosif		
1634-04-4	MTBE	Additif, solvant		
91-20-3	Naphthalène	Produit de combustion	ORRChim	Fortes restrictions
139-13-9	NTA	Complexant	ORRChim	Restrictions d'utilisation
6197-30-4	Octocrylène	Filtre UV	OCos	OCos annexe 2
32534-81-9	Pentabromodiphényléther (PentaBDE)	Retardateur de flamme	ORRChim	Fortes restrictions
608-93-5	Pentachlorobenzène	Retardateur de flamme	Conv. Stockholm	Interdit
56038-13-2	Sucralose	Edulcorant de synthèse	OAdd	OAdd annexe 1 (autorisé en tant que E955)
127-18-4	Tétrachloroéthylène	Additif, solvant	ORRChim	Restrictions d'utilisation
688-73-3	Tributylétain	Additif		Fortes restrictions d'utilisation
79-01-6	Trichloroéthylène	Additif, solvant	ORRChim	Restrictions d'utilisation
67-66-3	Trichlorométhane (chloroforme)	Additif, solvant	ORRChim	Fortes restrictions d'utilisation

## Annexe 2: Substances candidates et critères de sélection pour la liste des micropolluants spécifiques pour la Suisse

Tableau A2: Liste des substances candidates: Critères de sélection pour la liste de micropolluants spécifiques établie pour les eaux usées suisses.

N° CAS	Substance	Critères obligatoires (tous les critères doivent être remplis)			Critères supplémentaires (un des critères doit être rempli)			Micropolluants spécifiques sélectionnés pour la Suisse
		Substance de provenance urbaine	Substance homologuée ou non interdite, sans fortes restrictions d'utilisation	Probabilité de présence dans l'eau en cas de rejet (catégories I-IV)	Couramment détecté (>20 % au-dessus du seuil de détection en eau de surface)	(Fonctionnement) en forte conc. dans les eaux (>100 ng/l) et (>20 % au- dessus du seuil de détection en STEP)	Fort toxicité spécifique	
<b>Médicaments</b>								
83-15-8	4-Acétamidoantipyrine	x	x	III				
26787-78-0	Amoxicilline	x	x	III				
29122-68-7	<b>Aténolol</b>	x	x	III	X	X		X
83905-01-5	<b>Azithromycine</b>	x	x	I		X		X
41859-67-0	<b>Bézafigrate</b>	x	x	III		X		X
298-46-4	<b>Carbamazépine</b>	x	x	III	X	X		X
85721-33-1	Ciprofloxacine	x	x	III				
81103-11-9	<b>Clarithromycine</b>	x	x	I	X	X		X
18323-44-9	Clindamycine	x	x	III				
882-09-7	Acide clofibrinique	x	x	III				
23593-75-1	Clotrimazole	x	x					
117-96-4	<b>Diatrizoate (=acide amidotrizoïque)</b>	x	x	I	X	X		X
15307-86-5	<b>Diclofénac</b>	x	x	III	X	X		X
117704-25-2	Doramectine	x	x					
93106-60-6	Enrofloxacin	x	x	II				
114-07-8	<b>Erythromycine</b>	x	x	I	X			X
57-63-6	<b>Ethinylestradiol</b>	x	x	III			X	X
49562-28-9	Fénofigrate	x	x	III				
42017-89-0	Acide fénofigrique	x	x	III				
86386-73-4	Fluconazole	x	x	I				
54910-89-3	Fluoxétine HCl (= prozac)	x	x	III				
54-31-9	Furosémide	x	x	III				
15687-27-1	<b>Ibuprofène</b>	x	x	III		X		X
66108-95-0	Iohexol	x	x	III				
78649-41-9	<b>Ioméprol</b>	x	x	III	X	X		X
62883-00-5	<b>Iopamidol</b>	x	x	III	X	X		X
73334-07-3	<b>Iopromide</b>	x	x	III	X	X		X
28179-44-4	Acide ioxitalamique	x	x	III				
70288-86-7	Ivermectine	x	x					
22071-15-4	Kétoprofène	x	x	III				
137-58-6	Lidocaine	x	x	III				
61-68-7	<b>Acide méfénamique</b>	x	x	III		X		X
657-24-9	<b>Metformine</b>	x	x	III	X	X		X
37350-58-6	<b>Métoprolol</b>	x	x	III	X			X

N° CAS	Substance	Critères obligatoires (tous les critères doivent être remplis)			Critères supplémentaires (un des critères doit être rempli)			Micropolluants spécifiques sélectionnés pour la Suisse
		Substance de provenance urbaine	Substance homologuée ou non interdite, sans fortes restrictions d'utilisation	Probabilité de présence dans l'eau en cas de rejet (catégories I-IV)	Couramment détecté (>20 % au-dessus du seuil de détection en eau de surface)	(Fonctuellement) en forte conc. dans les eaux (>100 ng/l) et (>20 % au- dessus du seuil de détection en STEP)	Forte toxicité spécifique	
127-74-2	N4-acétyl-sulfadiazine	x	x	III				
24341-30-8	N4-acétyl-sulfadiméthoxine	x	x					
100-90-3	N4-acétyl-sulfaméthazine	x	x	III				
<b>21312-10-7</b>	<b>N4-acétyl-sulfaméthoxazole</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>III</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	
	N4-acétyl-sulfathiazole	x	x	III				
<b>22204-53-1</b>	<b>Naproxène</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>III</b>		<b>X</b>	<b>X</b>	
70458-96-7	Norfloxacine	x	x	III				
83380-47-6	Ofloxacine	x	x	I				
102625-70-7	Pantoprazol	x	x	III				
103-90-2	Paracétamol	x	x	III				
60-80-0	Phénazone	x	x	III				
125-33-7	Primidone	x	x	III				
525-66-6	Propranolol	x	x	III				
80214-83-1	Roxithromycine	x	x	I				
<b>3930-20-9</b>	<b>Sotalol</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>III</b>	<b>X</b>		<b>X</b>	
68-35-9	Sulfadiazine	x	x	III				
122-11-2	Sulfadiméthoxine	x	x	IV				
57-68-1	Sulfaméthazine (=Sulfadimidine)	x	x	IV				
<b>723-46-6</b>	<b>Sulfaméthoxazole</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>III</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	
144-83-2	Sulfapyridine	x		III				
72-14-0	Sulfathiazole	x	x	IV				
27203-92-5	Tramadol	x	x	III				
<b>738-70-5</b>	<b>Triméthoprim</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>III</b>	<b>X</b>		<b>X</b>	
1401-69-0	Tylosine	x	x	II				
93413-69-5	Venlafaxine	x	x	III				

## Substances à effets biocides intentionnels soumises à autorisation

93-76-5	2,4,5-T			IV			
<b>94-75-7</b>	<b>2,4-D</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>IV</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>
60397-77-5	2,4-diméthylphénylformamide		x	IV			
2008-58-4	2,6-dichlorobenzamide		x	IV			
1668-54-8	2-amino-4-méthoxy-6-méthyl-1,3,5 triazine		x	IV			
934-32-7	2-aminobenzimidazole		x	IV			
57683-71-3	2-aminosulfonyl-benzoic acid-methylester		x	IV			
55701-05-8	3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-diméthylcyclopropanecarboxylic acid (DCVA)		x	IV			
3739-38-6	Acide 3-phénoxybenzoïque		x				
13826-35-2	Alcool 3-phénoxybenzyle		x	IV			
74-11-3	4-chloro-2-méthylphénol		x	IV			
99-88-7	4-isopropylaniline		x	IV			
34256-82-1	Acétochlore			IV			
	Acétochlore-OXA		x	IV			
15972-60-8	Alachlore			IV			

N° CAS	Substance	Critères obligatoires (tous les critères doivent être remplis)			Critères supplémentaires (un des critères doit être rempli)			Micropolluants spécifiques sélectionnés pour la Suisse
		Substance de provenance urbaine	Substance homologuée ou non interdite, sans fortes restrictions d'utilisation	Probabilité de présence dans l'eau en cas de rejet (catégories I-IV)	Couramment détecté (>20 % au-dessus du seuil de détection en eau de surface)	(Fonctuellement) en forte conc. dans les eaux (>100 ng/l) et (>20 % au- dessus du seuil de détection en STEP)	Forte toxicité spécifique	
140939-15-7	Alachlore-ESA		x	IV				
171262-17-2	Alachlore-OXA		x	IV				
116-06-3	Aldicarbe		x	IV				
309-00-2	Aldrine						X	
3337-71-1	Asulame		x	VI				
19988-24-0	Atrazine-deséthyl-2-hydroxy (=prometon- hydroxy-desisopropyle)		x	IV				
1912-24-9	Atrazine			IV	X	X		
2163-68-0	Atrazine-2-Hydroxy		x	IV				
131860-33-8	Azoxystrobine		x	IV				
25057-89-0	Bentazone		x	IV		X		
2634-33-5	Benzisothiazoline (BIT)	x	x	III				
139-07-1	Chlorure de benzyl-diméthyl-dodécylammonium (BAC- C12)	x	x	III				
122-19-0	Chlorure de benzyl-diméthyl-stéarylammonium (BAC- C18)	x	x	III				
53774-07-5	Bifénox-métabolite acide		x	IV				
314-40-9	Bromazile			IV				
1689-84-5	Bromoxynile		x	IV				
<b>10605-21-7</b>	<b>Carbendazime</b>		<b>x</b>	<b>III</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>
16118-49-3	Carbétamide		x	IV				
1563-66-2	Carbofurane			IV				
122-18-9	Chlorure de cétalkonium (BAC-C16)	x	x	III				
470-90-6	Chlorfenvinphos		x	IV				
1698-60-8	Chloridazone		x	IV				
26172-55-4	Chlorométhylisothiazolinone (CMIT)	x	x	III				
28343-61-5	Chlorothalonil-4-hydroxy		x	IV				
2921-88-2	Chlorpyrifos		x	II				
15545-48-9	Chlortoluron		x	IV				
81777-89-1	Clomazone		x	IV				
57966-95-7	Cymoxanil		x	IV				
94361-06-5	Cyproconazole		x	IV				
121552-61-2	Cyprodinil		x	IV				
6190-65-4	Deséthylatrazine			IV	X	X		
1007-28-9	Desisopropylatrazine			IV				
13684-56-5	Desméthipham + Phenméthipham		x					
<b>333-41-5</b>	<b>Diazinon</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>III</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>
1918-00-9	Dicamba		x	IV				
50-29-3	Dichlorodiphényltrichloréthane (DDT)						X	
64359-81-5	Dichlorooctylisothiazolinone (DCOIT)	x	x	III				
120-36-5	Dichlorprop-P		x	IV				
7173-51-5	Chlorure de didécyl-diméthylammonium (DDAC-C10)	x	x					

N° CAS	Substance	Critères obligatoires (tous les critères doivent être remplis)			Critères supplémentaires (un des critères doit être rempli)			Micropolluants spécifiques sélectionnés pour la Suisse
		Substance de provenance urbaine	Substance homologuée ou non interdite, sans fortes restrictions d'utilisation	Probabilité de présence dans l'eau en cas de rejet (catégories I-IV)	Couramment détecté (>20 % au-dessus du seuil de détection en eau de surface)	(Fonctuellement) en forte conc. dans les eaux (>100 ng/l) et (>20 % au- dessus du seuil de détection en STEP)	Forte toxicité spécifique	
60-57-1	Dieldrine			II			X	
<b>134-62-3</b>	<b>Diéthyltoluamide (DEET)</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>IV</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>
83164-33-4	Diflufenican		x	II			X	
87674-68-8	Diméthénamide			IV				
	Diméthénamide-ESA		x	IV				
	Diméthénamide-OXA		x	IV				
163515-14-8	Diméthénamide-P		x	IV				
<b>60-51-5</b>	<b>Diméthoate</b>		<b>x</b>	<b>IV</b>		<b>X</b>		<b>X</b>
88-85-7	Dinoseb			IV				
<b>330-54-1</b>	<b>Diuron</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>IV</b>		<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>
2327-02-8	Diuron-desdiméthyle (=1-(3,4-dichlorophényl)urée)		x	IV				
3567-62-2	Diuron-desmonométhyle (DCPMU)		x	IV				
4710-17-2	DMSA (=N,N-diméthylaminosulfanilide)		x	IV				
115-29-7	Endosulfane			II			X	
72-20-8	Endrine			II			X	
133855-98-8	Epoxyconazole		x	II				
26225-79-6	Ethofumesate		x	IV		X		
26244-33-7	Ethofumesate-2-céto		x	IV				
67306-03-0	Fenpropimorphe		x	IV				
69335-91-7	Fluazifop (acide libre) (homologué: Fluazifop-P-butyle)		x	IV				
131341-86-1	Fludioxonil		x	IV				
69377-81-7	Fluroxypyr (acide libre)		x	IV				
85509-19-9	Flusilazole		x	II				
<b>1071-83-6</b>	<b>Glyphosate</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>VI*</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>
118-74-1	Hexachlorobenzène (HCB)							
608-73-1	Hexachlorocyclohexane (mélange d'isomères)			II				
58-89-9	Hexachlorocyclohexane (lindane)			II				
51235-04-2	Hexazinone			IV				
1689-83-4	Ioxynil		x	IV				
55406-53-6	IPBC (=Iodocarb)	x	x	III				
<b>28159-98-0</b>	<b>Irgarol</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>IV</b>			<b>X</b>	<b>X</b>
30125-65-6	Irgarol-descyclopropyl	x	x	III				
465-73-6	Isodrine						X	
<b>34123-59-6</b>	<b>Isoproturon</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>IV</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>
56046-17-4	Isoproturon-didéméthyle		x	IV				
34123-57-4	Isoproturon-monodéméthyle		x	IV				
143390-89-0	Kresoxime-méthyle		x	IV				
330-55-2	Linuron		x	IV		X		
121-75-5	Malathion	x	x					
<b>94-74-6</b>	<b>MCPA</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>IV</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>
<b>93-65-2</b>	<b>Mécoprop</b>			<b>IV</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>

N° CAS	Substance	Critères obligatoires (tous les critères doivent être remplis)			Critères supplémentaires (un des critères doit être rempli)		Forte toxicité spécifique	Micropolluants spécifiques sélectionnés pour la Suisse
		Substance de provenance urbaine	Substance homologuée ou non interdite, sans fortes restrictions d'utilisation	Probabilité de présence dans l'eau en cas de rejet (catégories I-IV)	Couramment détecté (>20 % au-dessus du seuil de détection en eau de surface)	(Fonctionnement) en forte conc. dans les eaux (>100 ng/l) et (>20 % au- dessus du seuil de détection en STEP)		
16484-77-8	Mécoprop-P		x	IV	X	X		X
104206-82-8	Mésotrione		x	IV				
57837-19-1	Métalaxyl-M		x	IV		X		
41394-05-2	Métamitron		x	IV		X		
	Métamitron-desamino		x	IV				
67129-08-2	Métazachlore		x	IV		X		
2682-20-4	Méthylisothiazolinone (MIT)	x	x	III				
3060-89-7	Métobromuron			IV		X		
51218-45-2	Métolachlore			IV	X	X		
	Métolachlore-ESA		x	IV				
	Métolachlore-OXA		x	IV				
21087-64-9	Métribuzine		x	IV			X	
35045-02-4	Métribuzine-desamino (DA)		x	IV				
	Métribuzine-dicéto (DC)		x	IV				
74223-64-6	Metsulfuron-méthyle		x	IV				
139-08-2	Chlorure de miristalkonium (BAC-C14)	x	x	III				
150-68-5	Monuron			IV				
33089-74-6	N-(2,4-diméthylphényl)-N-méthylformamide		x	IV				
	N,N-diméthyl-N'-(4-méthylphényl)-sulfamide		x	IV				
3984-14-3	N,N-diméthylsulfamide	x	x					
15299-99-7	Napropamide		x	IV				
111991-09-4	Nicosulfuron		x	IV				
26530-20-1	Octylisothiazolinone (OIT)	x	x	III				
34622-58-7	Orbencarb			IV				
77732-09-3	Oxadixyl			IV		X		
66246-88-6	Penconazole		x	IV				
87-86-5	Pentachlorophénol	x		I			X	
335-67-1	Acide perfluorooctanoïque (PFOA)	x	x	I				
1763-23-1	Perfluorooctane sulfonate (PFOS)	x		I				
52645-53-1	Perméthrine	x						
23103-98-2	Primicarbe			IV		X		
67747-09-5	Prochloraze		x	II				
1610-18-0	Prométon			IV				
1918-16-7	Propachlore		x	IV		X		
111479-05-1	Propaquizafop		x	IV				
	Propazine-2-hydroxy + Terbutylazine-2-hydroxy		x	IV				
60207-90-1	Propiconazole		x	IV				
52888-80-9	Prosulfocarbe		x	IV				
122931-48-0	Rimsulfuron		x	IV				
122-34-9	Simazine			IV	X	X		
87392-12-9	S-métolachlore		x	IV	X	X		



N° CAS	Substance	Critères obligatoires (tous les critères doivent être remplis)			Critères supplémentaires (un des critères doit être rempli)			Micropolluants spécifiques sélectionnés pour la Suisse
		Substance de provenance urbaine	Substance homologuée ou non interdite, sans fortes restrictions d'utilisation	Probabilité de présence dans l'eau en cas de rejet (catégories I-IV)	Couramment détecté (>20 % au-dessus du seuil de détection en eau de surface)	(Fonctuellement) en forte conc. dans les eaux (>100 ng/l) et (>20 % au- dessus du seuil de détection en STEP)	Forte toxicité spécifique	
99105-77-8	Sulcotrione		x	IV				
53250-83-2	Sulcotrione-CMBA		x	IV				
107534-96-3	Tébuconazole		x	IV				
35256-85-0	Tébutame			IV		X		
33693-04-8	Terbuméton			IV				
5915-41-3	Terbutylazine		x	IV	X	X	X	
886-50-0	Terbutryne (+ prométryne)	x		IV		X	X	
79277-27-3	Thifensulfuron-méthyle		x	IV				
<b>3380-34-5</b>	<b>Triclosane</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>III</b>	<b>X</b>			<b>X</b>
1582-09-8	Trifluraline		x	II				
95266-40-3	Trinexapac-éthyle		x					

## Substances agissant sur le métabolisme hormonal (perturbateurs endocriniens non utilisées comme médicaments)

13171-00-1	ADBI (célestolide)	x	x					
15323-35-0	AHMI (phantolide)	x	x	III				
1506-02-1	AHTN (tonalide)	x	x					
68140-48-7	ATII (traséolide)	x	x					
92-52-4	Biphényle	x		IV				
<b>80-05-7</b>	<b>Bisphénol A (BPA)</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>III</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>
2051-24-3	Décachlorobiphényle	x					X	
51481-10-8	Déoxynivalénol (DON)	x	x	IV				
84-74-2	Dibutylphthalate (DBP)	x						
25512-42-9	Dichlorobiphényle	x		IV			X	
117-81-7	Diéthylhexylphthalate (DEHP)	x						
68515-49-1	Diisodécylphthalate (DiDP)	x						
28553-12-0	Diisononylphthalate (DINP)	x						
<b>50-28-2</b>	<b>Estradiol</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>III</b>			<b>X</b>	<b>X</b>
<b>53-16-7</b>	<b>Estrone</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>III</b>			<b>X</b>	<b>X</b>
28655-71-2	Heptachlorobiphényle	x					X	
26601-64-9	Hexachlorobiphényle	x					X	
1222-05-5	HHCB (galaxolide)	x	x					
27323-18-8	Monochlorobiphényle	x		IV			X	
53742-07-7	Nonachlorobiphényle	x					X	
<b>104-40-5</b>	<b>Nonylphénol</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>III</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>
55722-26-4	Octachlorobiphényle	x					X	
1806-26-4	Octylphénol	x	x	III				
25429-29-2	Pentachlorobiphényle (PCB 101)	x		II			X	
<b>1763-23-1</b>	<b>Perfluorooctane sulfonate (PFOS)</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>II</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>
26914-33-0	Tétrachlorobiphényle	x					X	
25323-68-6	Trichlorobiphényle (PCB 28)	x		IV			X	
17924-92-4	Zéaralénone (ZON)	x	x	IV				

## Autres substances à propriétés préoccupantes pour l'environnement

120-82-1	1,2,4-trichlorobenzène	x						
----------	------------------------	---	--	--	--	--	--	--

N° CAS	Substance	Critères obligatoires (tous les critères doivent être remplis)			Critères supplémentaires (un des critères doit être rempli)			Micropolluants spécifiques sélectionnés pour la Suisse
		Substance de provenance urbaine	Substance homologuée ou non interdite, sans fortes restrictions d'utilisation	Probabilité de présence dans l'eau en cas de rejet (catégories I-IV)	Couramment détecté (>20 % au-dessus du seuil de détection en eau de surface)	(Fonctuellement) en forte conc. dans les eaux (>100 ng/l) et (>20 % au- dessus du seuil de détection en STEP)	Forte toxicité spécifique	
107-06-2	1,2-dichloréthane	x	x					
131-57-7	2-hydroxy-4-méthoxybenzophénone	x	x	III				
<b>55589-62-3</b>	<b>Acésulfame</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>III</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>
120-12-7	Anthracène	x	x	IV				
71-43-2	Benzène	x	x					
50-32-8	Benzo(a)pyrène	x	x					
205-99-2	Benzo(b)fluoranthène	x	x	IV				
191-24-2	Benzo(g,h,i)peryène	x	x				X	
207-08-9	Benzo(k)fluoranthène	x	x					
<b>95-16-9</b>	<b>Benzothiazole</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>III</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>
<b>95-14-7</b>	<b>Benzo-triazole</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>III</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>
85535-84-4	C <sub>10-13</sub> -chloroalcanes	x						
56-23-5	Tétrachlorure de carbone	x						
75-09-2	Dichlorométhane (chlorure de méthylène)	x	x					
<b>60-00-4</b>	<b>EDTA</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>VI**</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>
637-92-3	ETBE	x	x					
206-44-0	Fluoranthène	x	x	IV				
87-68-3	Hexachlorobutadiène	x	x					
193-39-5	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	x	x				X	
<b>136-85-6</b>	<b>Méthylbenzotriazole</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>III</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>
1634-04-4	MTBE	x	x					
91-20-3	Naphthalène	x	x	IV				
<b>139-13-9</b>	<b>NTA</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>VI**</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>
6197-30-4	Octocrylène	x	x					
32534-81-9	Pentabromodiphényléther (PentaBDE)	x					X	
608-93-5	Pentachlorobenzène	x		I				
<b>56038-13-2</b>	<b>Sucralose</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>I</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>
127-18-4	Tétrachloroéthylène	x	x					
688-73-3	Tributylétain	x					X	
79-01-6	Trichloroéthylène	x	x					
67-66-3	Trichlorométhane (chloroforme)	x						

\*) D'après le logiciel EPISuite (U.S.EPA 2007) utilisé pour la catégorisation, le glyphosate est considéré comme facilement biodégradable („ready-biodegradable“) et ne remplirait donc pas les conditions de sélection susmentionnées. Les résultats de mesures font cependant état de sa présence dans l'environnement. Le glyphosate est en effet l'un des herbicides les plus vendus au monde; il est souvent utilisé en milieu urbain et peut atteindre des concentrations de l'ordre du µg/l dans les eaux de surface (Battaglin et al. 2005; Hanke et al. 2008). Ces teneurs s'expliquent moins par ses propriétés environnementales (relativement modérées par rapport à d'autres produits phytosanitaires) que par les grandes quantités utilisées (pseudo-persistance).

\*\*) D'après le logiciel EPISuite (U.S.EPA 2007) utilisé pour la catégorisation, l'EDTA et la NTA sont considérés comme facilement biodégradables („ready-biodegradable“) et ne rempliraient donc pas les conditions de sélection susmentionnées. Les mesures dans les eaux superficielles et souterraines font cependant état de leur présence dans le milieu aquatique bien qu'ils ne répondent pas au critère de persistance de la méthode de catégorisation (Götz et al 2010) ; ils ont donc été inclus dans la liste.

## Annexe 3: Fondements de la méthode de catégorisation

### A3.1 Dispersion dans l'environnement

#### Partition carbone organique (OC)-Eau

Le danger que peut représenter un composé trace organique pour les eaux de surface dépend de manière décisive de sa mobilité - ou de son affinité pour les différents compartiments environnementaux - et de sa persistance dans le milieu naturel. La dispersion des substances peut être évaluée par leur partition entre les phases solides et l'eau ou entre l'air et l'eau. Pour les composés organiques, la partition carbone organique (OC)-eau est en général décrite par le coefficient de partage octanol-eau:

$$K_{OC} = a \cdot K_{OW} \quad (1)$$

$K_{OC}$  est le coefficient de partition entre carbone organique (OC) et eau et est généralement exprimé en l/kg,  $K_{OW}$  est le coefficient de partage octanol-eau (l/kg) et  $a$  est une constante fixée à 0,41 (Mackay 2001). Le comportement d'une substance dans le milieu aquatique dépend en grande partie de sa tendance à se fixer sur les matériaux solides ou les particules en suspension ou au contraire à se dissoudre dans l'eau. De manière générale, les substances à forte capacité d'adsorption sur une phase solide (particules organiques, sol, sédiment, boues d'épuration) sont moins mobiles que les substances dissoutes et ont plus de chances d'être retenues avant le rejet des effluents dans le milieu naturel. Pour une concentration typique de particules,  $c_P$ , de  $6 \cdot 10^{-6}$  kg/l (= 6 mg/l) avec une part de carbone organique,  $f_{OC}$ , de 16,7% (Mackay 2001; Schwarzenbach et al. 2003), la part liée aux particules pour une substance donnée est donnée par la formule:

$$\phi = \frac{c_P \cdot f_{OC} \cdot K_{OC}}{c_P \cdot f_{OC} \cdot K_{OC} + 1} \quad (2)$$

Si  $\phi$  est égal à 1, 100% de la substance est liée aux particules; si  $\phi$  est égal à 0, la substance est totalement dissoute dans l'eau. Une substance présentant un  $K_{OC}$  de  $10^6$  l/kg est répartie de façon égale entre la phase particulaire et la phase aqueuse. Selon les conditions et la constante fixées ci-dessus un  $K_{OC}$  de  $10^6$  correspond à un  $K_{OW}$  de  $2,4 \cdot 10^6$ . Si  $K_{OW} < 2,4 \cdot 10^5$ , la substance se trouve à plus de 90% en phase aqueuse et elle se fixe à plus de 90% aux particules si  $K_{OW} > 2,4 \cdot 10^7$ .

Pour les substances se dissociant dans l'eau, il convient de tenir compte du fait que la part se fixant à la matière organique est dominée par les espèces neutres (Schwarzenbach et al. 2003). Au lieu du  $K_{OW}$  et du  $K_{OC}$ , on utilisera alors respectivement le  $D_{OW}$  et le  $D_{OC}$ , des coefficients de partage octanol-eau et carbone organique-eau tenant compte de la spéciation qui sont calculés de la manière suivante:

$$D_{OW} = (1 - \alpha) \cdot K_{OW} ; D_{OC} = (1 - \alpha) \cdot K_{OC} \quad (3)$$

où  $\alpha$  est le degré de dissociation d'un acide calculé à partir de la constante d'acidité  $K_a (= 10^{-pK_a})$  et de la concentration en ions  $H^+ (= 10^{-pH})$ :  $\alpha = K_a / (H^+ + K_a)$ . La plupart des eaux de surface suisses présentant un pH compris entre 6,5 et 7,5, une valeur générique de pH de 7 peut être utilisée pour le calcul de  $D_{OW}$  et  $D_{OC}$ . Pour les composés neutres,  $\alpha = 0$  donc  $D_{OC} = K_{OC}$ . Pour calculer la valeur de  $\phi$  pour les substances se dissociant, l'équation 2 devient:

$$\phi = \frac{1 \cdot 10^{-6} \cdot D_{OC}}{1 \cdot 10^{-6} \cdot D_{OC} + 1} \quad (4)$$

A partir des valeurs de  $D_{OW}$ ,  $D_{OC}$  et  $\phi$ , les substances peuvent être réparties en trois groupes en fonction de leur capacité d'adsorption (cf. Tableau 1).

Tableau A3.1: Classification des substances en fonction de leur partition entre phase solide et phase aqueuse. Concentration de carbone organique particulaire supposée:  $1 \cdot 10^{-6}$  kg OC / l d'eau

	$D_{OW}$ (l/kg) (paramètre dépendant du pH)	$D_{OC}$ (l/kg) (paramètre dépendant du système)	$\phi$ (paramètre dépendant du système)
Substances dissoutes	$D_{OW} < 2.4 \cdot 10^5$	$D_{OC} < 10^5$	$\phi < 0.1$
Substances présentes dans les phases aqueuse et particulaire	$2.4 \cdot 10^5 < D_{OW} < 2.4 \cdot 10^7$	$10^5 < D_{OC} < 10^7$	$0.1 < \phi < 0.9$
Substances adsorbées sur les particules	$D_{OW} > 2.4 \cdot 10^7$	$D_{OC} > 10^7$	$\phi > 0.9$

### Partition air-eau

Un autre paramètre décisif pour le comportement des substances dans l'environnement est le coefficient de partition air-eau,  $K_{AW}$  (sans unité), ou le coefficient de Henry,  $K_H$  ( $\text{atm} \cdot \text{m}^3 / \text{mol}$ ), qui lui est lié par la constante des gaz parfaits  $R (= 0,0000821 \text{ atm} \cdot \text{m}^3 / \text{mol} / ^\circ\text{K})$  et la température  $T$  (en  $^\circ\text{K}$ ). Si l'on considère que l'air et l'eau sont en équilibre et également accessibles à la substance considérée, ce qui est vraisemblable dans le cas des eaux de surface, on peut calculer, de manière analogue à la partition particules-eau, le pourcentage de substance se retrouvant dans l'air ( $\phi_A$ ) par la relation suivante:

$$\phi_A = \frac{V_A / V_W \cdot K_{AW}}{V_A / V_W \cdot K_{AW} + 1} = \frac{V_A / V_W \cdot K_H / RT}{V_A / V_W \cdot K_H / RT + 1} \quad (5)$$

où  $V_A/V_W$  est le rapport volumique entre l'air et l'eau, ici à l'équilibre, ou le rapport entre l'épaisseur de la couche d'air  $z_A$  et celle de la couche d'eau  $z_W$ . Une valeur de  $2 \cdot 10^2$  est souvent avancée pour  $z_A / z_W (= V_A/V_W)$  (Schwarzenbach et al. 2003). Ainsi, si le  $K_{AW}$  d'une substance est de  $5 \cdot 10^{-3}$ , elle est également répartie entre l'air et d'eau ( $\phi_A = 0,5$ ).

Pour les composés chimiques se dissociant dans la phase aqueuse, ce qui est le cas de nombreux médicaments et pesticides de nouvelle génération, la spéciation doit être prise en compte dans la détermination de la partition entre l'air et l'eau à l'équilibre. Comme précédemment, le coefficient de partage utilisé ne sera alors plus  $K_{AW}$  mais le coefficient  $D_{AW}$ . En considérant que seules les espèces neutres se répartissent dans l'air, le coefficient de partage air-eau  $D_{AW}$  peut être déduit de la constante de Henry  $K_H$  selon la formule suivante:

$$D_{AW} = (1 - \alpha) \cdot K_{AW} = (1 - \alpha) \cdot K_H / RT \quad (6)$$

Pour les composés neutres,  $\alpha = 0$ , d'où  $D_{AW} = K_{AW}$ . L'équation 5 permettant de calculer  $\phi_A$  est modifiée de la façon suivante pour les substances se dissociant dans l'eau:

$$\phi_A = \frac{V_A / V_W \cdot D_{AW}}{V_A / V_W \cdot D_{AW} + 1} \quad (7)$$

Comme pour le partage particules/eau, une classification des substances peut être effectuée en fonction de leur coefficient de partage entre l'eau et l'air (Tableau 2). Les valeurs indiquées concordent avec les valeurs de coupure (cut-off values) proposées par Baun et al. sur la base de la constante de Henry  $K_H$  (Baun et al. 2006).

Tableau A3.2: Classification des substances selon leur volatilité. Le  $D_{AW}$  a été calculé pour une température de 293°K (=20°C). Les valeurs de coupure de  $K_H$  ne sont valables que pour les composés neutres. Le  $D_{AW}$  devra toujours être calculé pour les substances se dissociant dans l'eau.

	$K_H$ (atm·m <sup>3</sup> / mol) (paramètre inhérent)	$D_{AW}$ (paramètre dépendant de la température et du pH)	$\phi_A$ (paramètre dépendant du système)
Substances dissoutes	$K_H < 3 \cdot 10^{-6}$	$D_{AW} < 10^{-4}$	$\phi_A < 0,1$
Substances présentes dans l'air et dans la phase aqueuse	$3 \cdot 10^{-6} < K_H < 0,001$	$10^{-4} < D_{AW} < 0,04$	$0,1 < \phi_A < 0,9$
Substances volatiles/ peu solubles	$K_H > 0,001$	$D_{AW} > 0,04$	$\phi_A > 0,9$

### Répartition entre les différents milieux

Il est important de savoir que le coefficient de partage entre l'eau et l'air ( $K_H$  ou  $K_{AW}$ ) ne permet pas d'obtenir directement une mesure de la volatilité des substances comme cela se fait à tort dans beaucoup d'analyses des risques (Mackay 2001). Une substance peu volatile peut présenter un  $K_{AW}$  relativement élevé si elle est peu soluble dans l'eau ; de fortes valeurs de  $K_{AW}$  ou de  $K_H$  ne permettent donc pas de conclure à une forte volatilité. Pour pouvoir décrire les transferts d'un composé entre l'eau, l'air et le sol ou le sédiment, il faut impérativement considérer l'ensemble des compartiments et des partitions entre eux. La figure A4.1 illustre les rapports entre l'eau, l'air et la phase organique (octanol) (Cole und Mackay 2000).

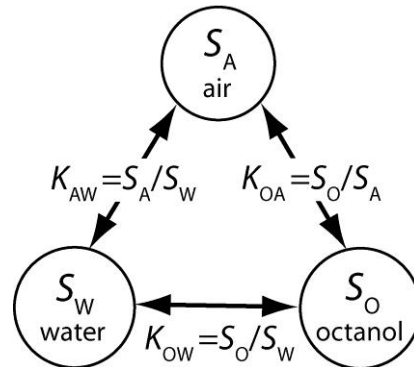


Figure A3.1: Rapports entre les trois solubilités dans l'air, l'eau et l'octanol.  $S_A$ ,  $S_W$  et  $S_O$  sont les solubilités respectives d'une substance dans l'air, l'eau et l'octanol.  $K_{AW}$ ,  $K_{OW}$  et  $K_{OA}$  sont respectivement les coefficients de partage air-eau, octanol-eau et octanol-air.

Pour la protection des eaux, la capacité d'une substance à être transportée dans le milieu aquatique et donc son affinité pour l'eau sont les paramètres les plus importants. C'est pourquoi seuls le  $K_{AW}$  et le  $K_{OW}$  sont explicitement traités ici. Les informations concernant la répartition octanol-air, le  $K_{OA}$ , sont toutefois implicitement fournies par le couple  $K_{AW}$  et  $K_{OW}$  ( $K_{OA} = K_{OW} / K_{AW}$ ). Cette relation est également valable pour les substances dissociables lorsque  $(1 - \alpha)$  s'élimine:  $K_{OA} = K_{OW} / K_{AW} = D_{OW} / D_{AW}$ .

Sur la base de ces informations, les composés chimiques peuvent être répartis en plusieurs groupes selon leur mode de dispersion dans l'environnement: (i) substances dissoutes, (ii) substances volatiles, (iii) substances adsorbées sur les particules en suspension ou le sol et (iv) substances adsorbées sur les particules aérosols. La figure A4.2 présente les différents groupes et leurs délimitations.

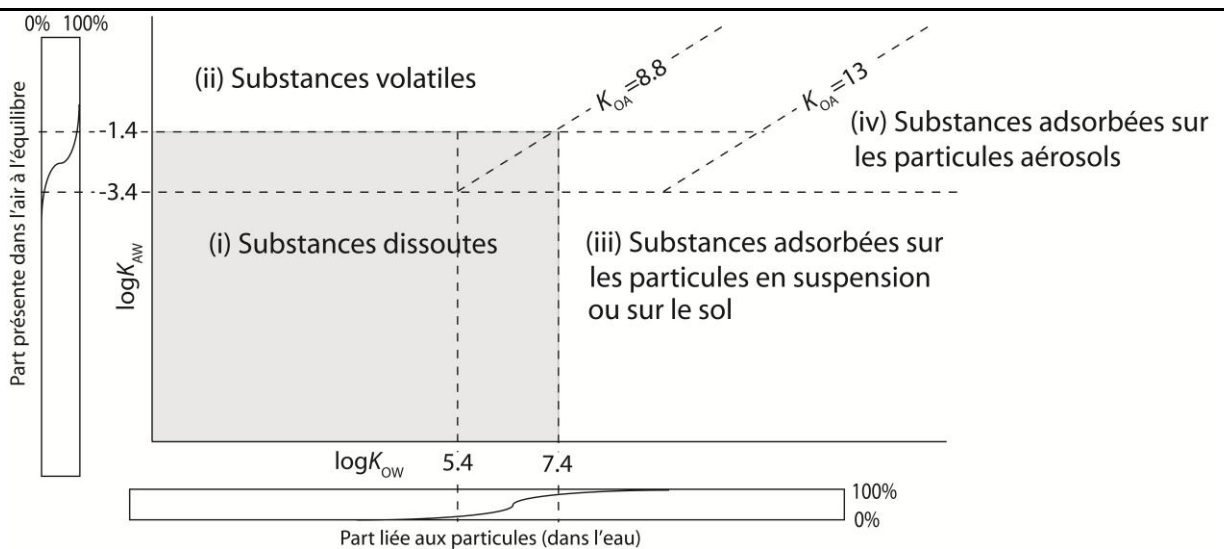


Figure A3.2: Groupes de substances définis selon le mode de dispersion dans l'environnement et délimitations correspondantes (valeurs de coupure).

Les composés du groupe (i) sont à prendre en compte en priorité dans la liste des substances pertinentes pour le milieu aquatique et dans les stratégies de réduction des rejets. Les composés des groupes (ii) et (iv) peuvent être détectés dans le milieu aquatique mais y parviennent principalement par voie atmosphérique et ne peuvent donc être limités par des mesures prises à l'échelon régional ou national (hydrocarbures chlorés par ex.).

#### Identification des substances pertinentes pour le milieu aquatique au vu du mode de dispersion

A partir des valeurs des paramètres précédemment décrits obtenues de différentes sources (listes de l'UE, programmes de surveillance en Suisse) une liste de substances candidates a été établie (cf Annexe 1, Tableau A1). Cette liste s'appuie sur les données et informations aujourd'hui disponibles et ne se veut pas définitive. Les substances candidates ont ensuite été réparties en différents groupes en fonction de leur mode de dispersion dans l'environnement: (i) substances dissoutes, (ii) substances volatiles, (iii) substances adsorbées sur les particules en suspension ou le sol et (iv) substances adsorbées sur les particules aérosols. Les substances du groupe (i) sont considérées comme pertinentes pour le milieu aquatique tandis que celles des groupes (ii-iv) ne sont plus prises en compte pour la suite de la sélection. Le groupe (i) englobe également les composés présentant un  $\log D_{OW}$  compris entre -5,4 et -7,4 (substances présentes dans les phases aqueuse et particulaire,  $0,1 < \Phi < 0,9$ , cf Tableau A3.1) et un  $\log D_{AW}$  compris entre -1,4 et -3,4 (substances présentes dans l'air et la phase aqueuse,  $0,1 < \Phi_A < 0,9$ , cf Tableau A3.2).

### **A3.2 Dégradation dans l'environnement**

#### Catégorisation en fonction du schéma de dégradation

On ne dispose actuellement de mesures de taux de dégradation ou de temps de demi-vie que pour un petit nombre de substances. Ce manque de données touche particulièrement la biodégradation des micropolluants. D'autre part, les données existantes sont parfois difficiles à interpréter et ne permettent pas d'obtenir, dans certaines matrices environnementales, des temps de demi-vie fiables.

Dans le cadre de la mise en œuvre du règlement de l'UE sur les produits chimiques (REACH) en vigueur depuis le 1er juin 2007, des investigations plus ou moins détaillées sont exigées en fonction des quantités de substance produites (Commission européenne 2008; VanGinkel et al. 2008). Les études sur la dégradation des composés chimiques dans l'environnement exigées à partir d'un volume de production de 10 tonnes par an portent sur la biodégradabilité rapide (ready-biodegradability) et la facilité d'hydrolyse. Ces deux critères peuvent être utilisés de manière équivalente pour la classification des composés pertinents pour le milieu aquatique. Un bon résultat du test de biodégradabilité facile (ready-biodegradability) permet en général de conclure à une bonne biodégradabilité dans la plupart des matrices environnementales. Etant donné que le test ready mesure le degré de minéralisation du composé chimique, on peut considérer que dans le cas d'un résultat positif aucun produit de dégradation stable ne s'est formé. Lors de l'étude de l'hydrolyse, il faudra par contre tenir compte de l'éventualité d'une apparition de produits de transformation stables.

Si tel est le cas, la substance ne pourra pas être considérée comme facilement dégradable même si la demi-vie par hydrolyse est relativement courte (van Ginkel et al. 2008).

Pour faire la distinction entre les substances qui ne sont pas dégradées dans le milieu aquatique malgré un temps de séjour prolongé et celles qui sont dégradées à moyen terme et qui posent donc plutôt un problème dans les cours d'eau, les demi-vies calculées par modélisation sont prises en considération. Les temps de demi-vie dans l'eau peuvent être calculés au moyen d'un modèle de Mackay niveau III proposé dans l'EPISuite QSPR (U.S.EPA 2007). Pour augmenter la fiabilité des estimations à l'aide d'EPISuite, il est recommandé d'entrer des grandeurs connues et obtenues expérimentalement. La limite entre les composés pouvant, du fait de leur persistance, poser un problème dans les grandes masses d'eau comme les lacs, et ceux qui concernent plutôt les cours d'eau plus petits est fixée au niveau de la durée moyenne de séjour de l'eau dans les lacs Suisses qui est d'environ 60 jours. Ce temps de séjour moyen de l'eau est très variable d'un lac à l'autre: il est par exemple de seulement 55 jours dans un petit lac, le Lützelsee (Zürich 2008) pour atteindre 11,4 ans dans le lac Léman (CIPEL 2008). Dans la présente méthode, les substances présentant une durée de demi-vie dans l'eau de plus de 60 jours sont qualifiées de „persistantes“ et classées dans la catégorie I (cf Chapitre 2.2 dans le texte principal). Les substances présentant une demi-vie de moins de 60 jours mais ne réagissant pas positivement au test de biodégradabilité facile (ready biodegradability) et n'étant pas rapidement hydrolysables sont classées dans les catégories II et III et sont qualifiées de „semipersistantes“.

#### Test de biodégradabilité facile (ready-biodegradability)

Les tests de biodégradabilité facile sont réalisés en conditions aérobies. La dégradabilité d'une substance dans ces tests permet en général de conclure à une biodégradabilité rapide dans la plupart des matrices environnementales. Pour ces tests des concentrations assez élevées de la substance à évaluer sont appliquées (de l'ordre de 2 à 100 mg/l). La minéralisation totale du composé est évaluée par le biais de paramètres non spécifiques tels que le carbone organique dissout (COD), la demande biologique en oxygène (DBO) et la production de CO<sub>2</sub>. Pour le test, de petites quantités d'effluents domestiques et de boues activées sont ajoutées au mélange substance-eau. La substance à évaluer est alors la seule source de carbone pour la croissance et le métabolisme des bactéries ajoutées. Le résultat du test est exprimé sous forme de „oui“ ou de „non“ et n'indique pas de taux de dégradation.

En l'absence de données de biodégradabilité facile pour une substance, une estimation peut être obtenue grâce au module BioWin d'EPISuite (U.S.EPA 2007). Etant donné que le test n'indique pas de taux de dégradation mais livre une réponse soit positive soit négative, les estimations présentent une assez grande robustesse.

#### Hydrolyse

La rapidité et le taux de dégradation par hydrolyse constituent le deuxième critère de dégradabilité utilisé pour évaluer si une substance est susceptible d'être présente dans le milieu aquatique et doit ainsi être prise en compte pour l'évaluation. Contrairement au test de biodégradabilité facile, l'étude de l'hydrolyse ne porte que sur la substance mère. De ce fait, les composés donnant lieu à des



produits de transformation stables ne doivent pas être exclus de la sélection même s'ils sont rapidement hydrolysés. Sont considérées comme rapidement hydrolysables, les substances présentant une demi-vie par hydrolyse de moins d'une journée. On estime que ces composés sont assez rapidement dégradés dans les cours d'eau pour ne pas y poser de problème écologique. En cas d'absence de données d'hydrolyse, on considèrera que l'hydrolyse de cette substance ne se fait pas complètement. Les temps d'hydrolyse peuvent également être estimés à l'aide du module HydroWin de l'EPISuite (U.S.EPA 2007). Toutefois, l'estimation des taux d'hydrolyse n'est pas toujours possible du fait d'un training set plus restreint que pour les autres QSPR de l'EPISuite. Selon le principe de précaution, une substance dont la capacité d'hydrolyse n'a pu être caractérisée est considérée comme non hydrolysable.

### **A3.3 Dynamique de rejet**

L'étape suivante de la méthode de catégorisation des substances porte sur leur mode de rejet dans le milieu aquatique. Les rejets peuvent s'effectuer de façon continue (rejets continus RC) ou de façon périodique (RP). Les substances à RC proviennent généralement de sources ponctuelles et celles à RP de sources diffuses. Mais il est également possible que des polluants rejetés par le biais de l'assainissement communal (source ponctuelle) présentent une périodicité de rejet. C'est par exemple le cas des produits chimiques utilisés pour la protection des matériaux de construction contre les dégradations et salissures comme le mécoprop ou l'isoproturon ; comme les pesticides de source diffuse, ils sont lessivés par les pluies et entraînés dans les cours d'eau lors d'évènements pluvieux.

Les substances considérées comme semipersistantes au vu de leur capacité de dégradation (voir plus haut) sont réparties en deux catégories en fonction de leur rythme de rejet: catégorie II pour les composés à RC et catégorie III pour les substances à RP.

Les substances de la catégorie II qui sont utilisées ou appliquées en grandes quantités sont également qualifiées de „pseudopersistantes“. On entend par là que, bien qu'elles soient bien dégradables, on les retrouve fréquemment et indépendamment de la saison dans le milieu aquatique car leur déversement continu compense leur dégradation. A l'inverse de la pollution par les composés persistants, la charge polluante due aux composés pseudopersistants peut être assez rapidement réduite en limitant les rejets ; de plus, ces substances constituent un problème plus régional que global.

Les substances moyennement dégradables rejetées de façon périodique (RP) ne sont pas rencontrées toute l'année à forte concentration dans le milieu aquatique. Dans les petits cours d'eau notamment, elles peuvent cependant provoquer des pics de pollution très importants lors d'évènements pluvieux et ne doivent donc pas être négligées. Les concentrations alors temporairement atteintes dépassent souvent largement celles des polluants déversés en continu.

## Annexe 4: Evaluation du risque des substances selon le TGD for EQS

### A4.1 Collecte des données toxicologiques et des paramètres physicochimiques

Pour faire l'inventaire complet des données de toxicité disponibles pour une substance donnée, le guide technique européen pour l'établissement des normes de qualité environnementales (TGD for EQS) recommande une démarche comprenant les étapes suivantes:

- 1) Consultation, par exemple par e-mail, des agences, offices ou ministères chargés de l'environnement d'autres pays pour accéder à des informations spécifiques sur la toxicité ou sur les propriétés physicochimiques de la substance.
- 2) Consultation des industriels impliqués dans la production ou l'emploi de la substance au sujet d'études éventuelles officiellement accessibles au public.
- 3) Recherche dans les systèmes bibliographiques en ligne comme les Current Contents ou Toxline.
- 4) Recherche bibliographique rétrospective. Les listes de références bibliographiques des publications doivent être examinées avec soin pour identifier les études récentes. Toutes les études intéressantes doivent être compilées en version papier. Pour ce type de recherche, le site <http://www.scopus.com/search/submit/basic.url> s'avère très utile.
- 5) Recherche d'études de toxicité intéressantes dans la base de données écotoxicologiques de l'US-EPA. Source: [http://cfpub.epa.gov/ecotox/quick\\_query.htm](http://cfpub.epa.gov/ecotox/quick_query.htm).
- 6) Recherches dans la base de données de l'IUCLID.
- 7) Recherche d'éventuels documents SIDS de l'OCDE ou de rapports d'évaluation des risques de l'UE.
- 8) Consultation de la base de données du Japanese National Institute of Technology and Evaluation (NITE).
- 9) Utilisation des sources suivantes pour les produits phytosanitaires:  
UK Pesticides Safety Directorate (PSD): [http://www.pesticides.gov.uk/psd\\_evaluation\\_all.asp](http://www.pesticides.gov.uk/psd_evaluation_all.asp)  
US EPA: <http://www.epa.gov/pesticides/reregistration/>  
Health Canada: <http://www.pmr-arla.gc.ca/english/pubs/reeval-e.html>
- 10) Recherche avancée au niveau des bibliothèques.
- 11) Si ces démarches ne livrent que peu ou pas de données sur la substance recherchée, une recherche peut être menée sur Internet à partir de la dénomination chimique et du numéro CAS.

D'après le TGD for EQS, les propriétés physicochimiques des substances à évaluer sont également exigées en complément des données d'écotoxicité et de bioaccumulation. Des liens à ce sujet sont indiqués dans la version actuelle du TGD for EQS.

Tableau A4.1: Données d'identification et paramètres physicochimiques exigés dans le TGD for EQS

Propriétés	Valeur	Référence
Dénomination IUPAC		
Formule développée		
Numéro CAS		
Numéro EINECS		
Formule brute		
Code SMILES		
Masse molaire (g·mol <sup>-1</sup> )		
Point de fusion (°C)		
Point d'ébullition (°C)		
Tension de vapeur (Pa)		
Constante de Henry (Pa·m <sup>3</sup> ·mol <sup>-1</sup> )		
Solubilité (mg·l <sup>-1</sup> )		
pK <sub>a</sub>		
Coefficient de partage <i>n</i> -octanol/eau (log K <sub>ow</sub> )		
Coefficient de partage sédiment/eau (log K <sub>oc</sub> ou log K <sub>p</sub> )		

Les références utilisables pour les informations demandées sont indiquées dans le TGD for EQS.

## A4.2 Sélection et rassemblement des données

Les études écotoxicologiques disponibles livrent également une multitude de données statistiques dont seule une partie peut être utilisée pour la détermination des critères de qualité chroniques ou aigus.

Tableau A4.2: Récapitulation des données statistiques de toxicité utilisables pour la détermination des critères de qualité selon le TGD for EQS

Test	Paramètre	Utilisable pour les NQE?	Utilisation
Test de toxicité aiguë	EC10 ou LC10	Non	▪ Valeur à indiquer comme complément d'information
Test de toxicité aiguë	EC50 ou LC50	Oui	▪ A indiquer <sup>a</sup>
Test de toxicité aiguë	ECx ou LCx	Non	▪ Valeur à indiquer comme complément d'information
Test de toxicité aiguë	LOEC	Non	▪ Ne pas prendre en compte si une valeur de NOEC est disponible pour le même essai ▪ Sinon: Valeur à indiquer comme complément d'information
Test de toxicité aiguë	MATC <sup>1</sup>	Non	▪ Ne pas prendre en compte si une valeur de NOEC est disponible pour le même essai ▪ Sinon: Valeur à indiquer comme complément d'information
Test de toxicité aiguë	NOEC	Non <sup>a</sup>	▪ Valeur à indiquer comme complément d'information
Test de toxicité aiguë	TI	Oui	▪ Valeur à prendre en compte en tant que LC50 mais avec mention de la particularité
Test de toxicité chronique	EC10 ou LC10	Oui	▪ A indiquer

<sup>1</sup> La MATC est la moyenne géométrique de la NOEC et de la LOEC.

Test	Paramètre	Utilisable pour les NQE?	Utilisation
Test de toxicité chronique	EC50 ou LC50	Non <sup>a</sup>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Valeur à indiquer comme complément d'information</li> </ul>
Test de toxicité chronique	ECx (x < 10)	Non	<ul style="list-style-type: none"> <li>Ne pas prendre en compte si une valeur de NOEC est disponible pour le même essai</li> <li>Si plus d'une valeur d'ECx est disponible, une EC10 doit être déterminée à partir d'une relation dose-effet fiable.</li> <li>Sinon: Valeur à indiquer comme complément d'information</li> </ul>
Test de toxicité chronique	EC10	Oui	<ul style="list-style-type: none"> <li>A utiliser à la place de la NOEC en l'absence de valeur pour ce paramètre.</li> <li>D'un point de vue écotoxicologique, le recours à une EC10 définie est préférable et recommandé par l'ISO.</li> </ul>
Test de toxicité chronique	ECx (10 < x < 20)	Oui	<ul style="list-style-type: none"> <li>Ne pas prendre en compte si une valeur de NOEC est disponible pour le même essai</li> <li>Si plus d'une valeur d'ECx est disponible, une EC10 doit être déterminée à partir d'une relation dose-effet fiable.</li> <li>Si la valeur correspond à la plus petite concentration effectrice mesurée, une NOEC peut en être déduite en considérant que NOEC = ECx/2 et utilisée assortie d'une mention particulière.</li> </ul>
Test de toxicité chronique	ECx (x ≥ 20)	Non	<ul style="list-style-type: none"> <li>Valeur à indiquer comme complément d'information Si plus d'une valeur d'ECx est disponible, une EC10 doit être déterminée à partir d'une relation dose-effet fiable.</li> </ul>
Test de toxicité chronique	LOEC	Non	<ul style="list-style-type: none"> <li>Ne pas prendre en compte si une valeur de NOEC est disponible pour le même essai</li> <li>Sinon: (i) Si le pourcentage d'effet est connu, utiliser l'ECx de ce tableau.</li> <li>Sinon: (ii) Si le pourcentage d'effet n'est pas connu, la valeur peut être prise en compte en complément d'information</li> </ul>
Test de toxicité chronique	MATC – valeur unique sans information complémentaire	Oui	<ul style="list-style-type: none"> <li>Ne pas prendre en compte si une valeur de NOEC est disponible pour le même essai</li> <li>Sinon: En l'absence d'autres informations, une NOEC peut être calculée avec la MATC la plus faible en considérant que NOEC = MATC/√2 et utilisée assortie d'une mention particulière.</li> </ul>
Test de toxicité chronique	MATC – donnée en tant qu'intervalle	Oui	<ul style="list-style-type: none"> <li>Ne pas prendre en compte si une valeur de NOEC est disponible pour le même essai</li> <li>Sinon: En l'absence d'autres informations, la valeur inférieure de l'intervalle peut être utilisée comme NOEC assortie d'une mention particulière.</li> </ul>
Test de toxicité chronique	MATC - "spacing factor" indiqué	Oui	<ul style="list-style-type: none"> <li>Ne pas prendre en compte si une valeur de NOEC est disponible pour le même essai</li> <li>Sinon: En l'absence d'autres informations, une NOEC peut être calculée avec la MATC en considérant que NOEC = MATC/√(spacing factor)<sup>b</sup> et utilisée assortie d'une mention particulière.</li> </ul>
Test de toxicité chronique	NOEC	Oui	<ul style="list-style-type: none"> <li>La LOEC du même essai peut être ignorée si une NOEC est disponible.</li> </ul>

Remarques concernant le tableau A4.2:

a) Pour les études de toxicité sur les algues ou sur *Lemma sp.*, l'EC50 et l'EC10 ou la NOEC sont utilisées pour déterminer les critères de qualité.

b) Le „spacing-factor“ est le facteur entre les concentrations testées dans un essai recourant à une gamme de concentrations.

### A4.3 Critères d'effets écotoxicologiques acceptés par le TGD for EQS

Liste non exhaustive de critères d'effet ou « end points » pertinents:

- Croissance (poids, taille, taux de croissance, biomasse)
- Nombre d'individus ou de cellules
- Mortalité
- Immobilisation
- Reproduction
- Paramètres d'éclosion (taux, temps, pourcentage)
- Sex ratio
- Paramètres liés au développement (œufs, embryons, autres stades de développement)
- Malformations (tératogénicité)
- Taux de prolifération
- Taux de filtration
- Fixation du carbone (par les algues)
- Enfouissement chez certains crustacés

En général, les les critères d'effets ayant un impact au niveau de la population sont particulièrement intéressants alors que ceux qui ont une implication moindre et discutable à ce niveau ne sont pas utilisés pour la dérivation des NQE.

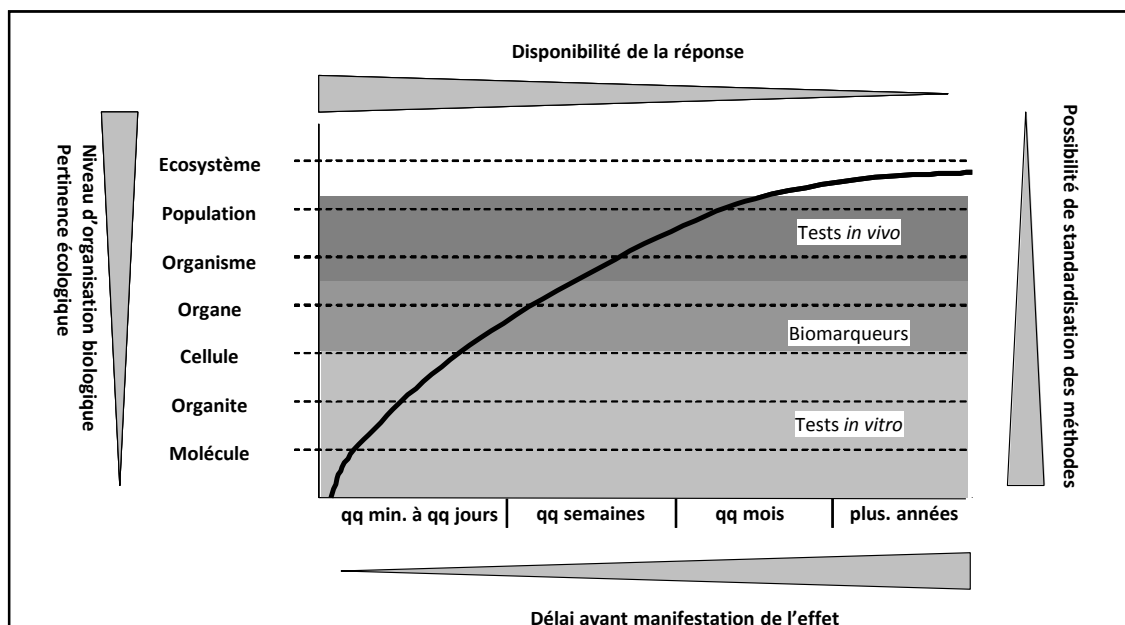


Figure A4.1: Niveaux d'apparition des effets écotoxicologiques observés dans les différentes méthodes utilisables et délai précédant leur manifestation; d'après (Braunbeck 1993) extrait de (Kase et al. 2009), modifié.

Les paramètres les plus intéressants sont ceux qui permettent d'évaluer ou d'entrevoir les effets à l'échelle de la population, par exemple:

- Survie des géniteurs
- Croissance
- Durées du développement (par exemple, temps nécessaire à l'atteinte de la maturité sexuelle)
- Paramètres descriptifs de la reproduction (nombre d'œufs pondus, taux d'éclosion etc.)

Exemples de critères d'effet ayant, selon le TGD EQS, une pertinence discutable au niveau de la population:

- Taux de protéines dans le sang ou le plasma
- Paramètres histopathologiques
- Masse des organes (concerne aussi les indices hépatosomique et gonadosomique)
- Induction d'ARNm
- Effets observés dans les tests *in vitro*
- Modifications comportementales (nage, mobilité des antennes etc.)
- Coloration

Toutefois, ces paramètres peuvent être pris en compte lorsqu'une corrélation ou un rapport de cause à effet a pu être établi avec les effets au niveau de la population. Le plus important est de s'assurer de la qualité des données qui seront ensuite utilisées pour l'évaluation des risques en vérifiant la validité, la fiabilité et la pertinence.

## **A4.4 Vérification de la qualité des données**

### **A4.4.1 Appréciation de la validité des études écotoxicologiques**

Dans une contribution importante au débat public, des représentants de l'industrie ont défini des critères généraux pour l'évaluation de la qualité et de la validité des études toxicologiques et écotoxicologiques devant servir à l'établissement d'une réglementation adaptée (Länge et al. 2006). Les critères principaux sont la „limpidité du propos“, la plausibilité, la pertinence et la reproductibilité de l'étude. La limpidité du propos de l'étude est assurée par un exposé clair de la pertinence et de la problématique de la recherche. La reproductibilité des résultats ne peut être atteinte que par le recours à des méthodes et conditions expérimentales standardisées. Les processus de validation et de standardisation comprennent également une étude de la reproductibilité des essais. Les méthodes standardisées selon des normes ISO, OCDE ou DIN ou faisant l'objet de recommandations officielles sont donc jugées plus fiables dans l'évaluation de la qualité des études. La pertinence de l'étude est ici indiquée par deux facteurs: l'adéquation du concept expérimental avec les objectifs d'une part et le niveau d'organisation biologique (molécule, cellule, organisme, population) auquel se manifestent les effets mesurés d'autre part.

La plausibilité est évaluée en estimant si les résultats semblent cohérents et s'ils concordent avec ceux d'autres études valides (Länge et al. 2006). D'autres facteurs tels que les différents domaines d'application et la spécificité des tests ou l'intérêt des informations fournies entrent également en ligne de compte.

#### **A4.4.2 Appréciation de la validité des études écotoxicologiques d'après le TGD for EQS**

Les études sont évaluées en fonction de leur qualité selon le schéma d'appréciation de Klimisch et al. 1997. Celui-ci distingue quatre classes de qualité:

1 = Etudes fiables sans restriction: Etudes ou données réalisées ou obtenues en suivant des méthodologies expérimentales validées et/ou internationalement reconnues (Bonnes Pratiques de Laboratoire (BPL)) ou une norme ou recommandation nationale spécifique assurant une bonne comparabilité de tous les paramètres décrits.

2 = Etudes fiables avec restriction: Etudes ou données (généralement réalisées ou obtenues sans respect absolu des BPL) s'appuyant sur des paramètres ne correspondant pas totalement aux recommandations officielles reconnues mais de qualité suffisante pour être acceptés ou sur des paramètres pertinents non appréhendables par les tests officiels mais bien étudiés et scientifiquement reconnus.

3 = Etudes non fiables: Etudes ou données marquées par des interférences entre système de mesure et substance testée ou par l'utilisation de tests faisant appel à des organismes ou des systèmes non pertinents pour l'exposition étudiée (voies d'application non physiologiques par ex.) ou à des méthodes non acceptables ou non convaincantes pour les experts.

4 = Etudes non utilisables: Etudes ou données pour lesquelles trop peu de détails expérimentaux sont connus ou qui ne sont indiquées que dans de courts abstracts ou dans la littérature secondaire.

Lorsqu'une étude a été mal menée, elle doit être considérée comme non fiable. C'est par exemple le cas lorsque le temps d'incubation est trop long (chez les algues par ex.), le degré d'oxygénation trop faible, la mortalité des témoins trop élevée ou la solubilité des substances testées dépassée. D'autre part, l'utilisation d'un agent de solubilisation en trop forte concentration, le choix d'un pH ne correspondant pas aux spécifications des essais ou l'emploi de doses d'UV irréalistes sont des fautes à proscrire. Enfin, une étude faisant appel à une substance testée dont l'identité n'est pas clairement élucidée ou dont la concentration n'est pas réellement connue suite à des pertes significatives non quantifiables devra être évitée.

De manière générale, on cherchera à prendre en compte toutes les données disponibles sur le maximum de groupes taxonomiques ou d'espèces, à condition qu'elles soient suffisamment fiables et pertinentes.

#### **A4.5 Sélection des données d'écotoxicité pour la méthode des facteurs d'extrapolation (d'après le TGD for EQS)**

- De manière générale, les données de toxicité ( $EC_{50}$ ,  $EC_{10}$ , NOEC) d'une valeur supérieure à la limite de solubilité de la substance étudiée dans le biotest ne doivent pas être utilisées. Etant donné les incertitudes liées à la détermination de cette solubilité, les valeurs inférieures

ou égales au double de la limite de solubilité peuvent être prises en compte avec une remarque.

- Etant donné la faible solubilité de certaines substances, les études de toxicité peuvent recourir à des agents de solubilisation jusqu'à une concentration de 100 mg/l ou 0,01 % à condition d'effectuer des tests de contrôle des agents utilisés.
- Lorsque plusieurs études de toxicité comparables ont été menées sur un même organisme et sur les mêmes critères d'effet, le calcul des critères de qualité aigus et chroniques doit être effectué à partir de la moyenne géométrique de leurs résultats. Si par contre, les études présentent des différences d'ordre méthodologique se répercutant sur les résultats, la moyenne des données ne pourra pas être calculée.
- Si on dispose de données de toxicité (NOEC ou EC<sub>10</sub>) issues de plusieurs études menées sur le même organisme mais sur des critères d'effet différents, le paramètre le plus sensible pertinent au niveau de la population doit être utilisé.
- Pour la méthode des facteurs d'extrapolation (AF, assessment factors), l'étude validée la plus sensible est primordiale. La Predicted No Effect Concentration (PNEC) est calculée d'après la formule :  $PNEC = NOEC / AF$ . Le facteur d'extrapolation varie en fonction de la nature des données disponibles (cf. Figure A4.2). Il faut éviter d'avoir recours à un AF supérieur à 100 étant donné qu'une extrapolation d'une PNEC chronique à partir de données de toxicité aiguë est nécessairement entachée de fortes incertitudes et peut énormément varier d'une espèce à l'autre (Ahlers et al. 2006).

#### **A4.6 Dérivation des critères de qualité**

Pour tenir compte aussi bien des expositions de longue que de courte durée, des normes de qualité chroniques et aiguës ont été définies pour les eaux de surface.

Le critère de qualité chronique ou norme de qualité environnementale en moyenne annuelle (NQE-MA) est basé sur des données de toxicité chronique à sub-chronique.

Le critère de qualité aigu ou concentration maximale admissible (NQE-CMA) se base sur des données de toxicité aiguë.

Pour déterminer les critères de qualité aigus (NQE-CMA), la méthode des AF peut être utilisée à partir des données de toxicité aiguë à condition, toutefois, de disposer d'au moins 3 valeurs validées de EC<sub>50</sub> obtenues sur des organismes appartenant à 3 niveaux trophiques différents (algues, daphnies, poissons) pour pouvoir utiliser un facteur d'extrapolation de 100 ou de 10 pour la EC<sub>50</sub> de l'étude la plus sensible.

Si les données de toxicité issues d'études menées sur différentes espèces présentent un écart-type de moins de 3, ou si l'on sait que le groupe taxonomique le plus sensible avec un mécanisme d'action connu est représenté, un AF de 10 peut être utilisé.

En général, les effets chroniques devraient se manifester à des concentrations plus faibles que les effets aigus. De ce fait, lorsque les NQE-CMA sont inférieures aux NQE-MA, elles sont ramenées à la valeur de ces dernières (pour plus de détails, voir le TGD for EQS).



Pour la détermination des critères de qualité chroniques, le TGD préconise l'emploi de la méthode des AF, de la méthode de la distribution de sensibilité des espèces (Species Sensitivity Distribution (SSD)) et de résultats d'études en mésocosmes (ou dans les écosystèmes naturels). Les études en mésocosme ou à un niveau supérieur étant rares pour les substances à étudier et une méthode standardisée comparable étant souhaitée pour la détermination des critères de qualité chroniques (NQE-MA), nous n'avons ici tenu compte que des méthodes des AF et de la SSD. Le TGD for NQS livre davantage d'informations sur les études en mésocosme qui, notamment, sont souvent utilisées pour déterminer l'AF à affecter à la HC<sub>5</sub> d'une SSD. Dans la mesure du possible, ces trois approches devraient être suivies en parallèle.

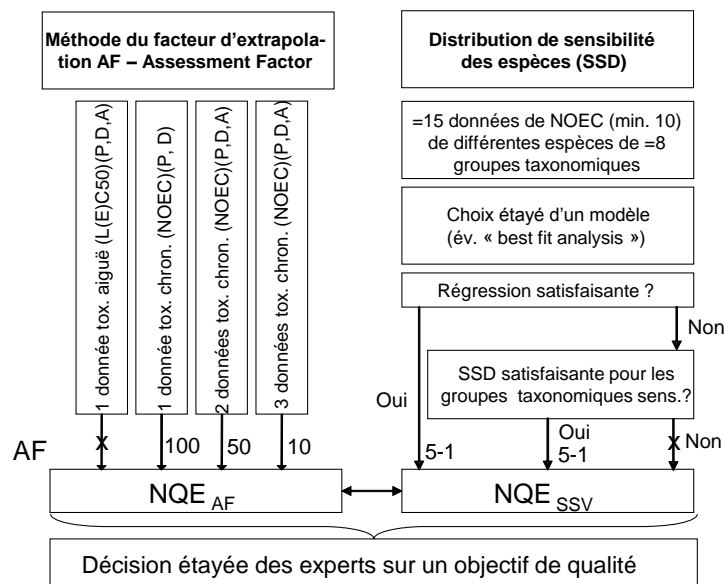


Figure A4.2: Sélection de méthodes pour la détermination de critères de qualité chroniques (NQE-MA). P= poisson, D = daphnie, A= algue ou plante aquatique. D'après le TGD, un jeu de données de toxicité aiguë de base complet autorise également l'utilisation d'un AF de 1000.

#### A4.6.1 Méthodes SSD

Les méthodes SSD permettent de tenir compte des différences de sensibilité des espèces par la comparaison d'un nombre important de données. Cette approche répond au besoin exprimé depuis longtemps de définition de critères de qualité plus robustes rendant compte de cette diversité de sensibilité. Le calcul ne se base plus sur des valeurs isolées mais met en œuvre la totalité des données d'écotoxicité disponibles sur la substance concernée. Ainsi, si on classe dans l'ordre croissant l'ensemble des valeurs de NOEC ou d'EC<sub>50</sub> connues pour une substance, on obtient une fonction de distribution cumulative indiquant pour quelle concentration un certain pourcentage d'espèces est affecté. Cette distribution cumulative est appelée «species sensitivity distribution» ou SSD dans la littérature spécifique (Escher und Baumgartner 2008). Les courbes SSD peuvent être utilisées pour déterminer des objectifs de qualité robustes, peu affectés par d'éventuelles valeurs extrêmes.

Les facteurs décisifs à prendre en compte pour une bonne dérivation de normes de qualité environnementales à partir des courbes SSD ont été largement discutés dans la littérature ces dernières années (Aldenbergh und Jaworska 2000, Newman et al. 2000, Posthuma et al. 2002, Wheeler et al. 2002)

Lorsque les données disponibles sont suffisamment nombreuses, l'utilisation des SSD est préférable à celle des AF. Une SSD représente le pourcentage d'espèces atteintes en fonction du log des NOEC obtenues dans les tests de toxicité chronique. Un modèle mathématique permet de calculer la concentration affectant 5% des espèces testées, appelée HC<sub>5</sub> (hazardous concentration). Cette valeur assure donc théoriquement une protection de 95% des espèces. On accepte donc qu'un effet de niveau correspondant à la NOEC puisse se manifester chez 5% des espèces. En laboratoire, la NOEC peut être corrélée à un effet de 10 à 30% selon la variabilité et le niveau de significativité du test utilisé.

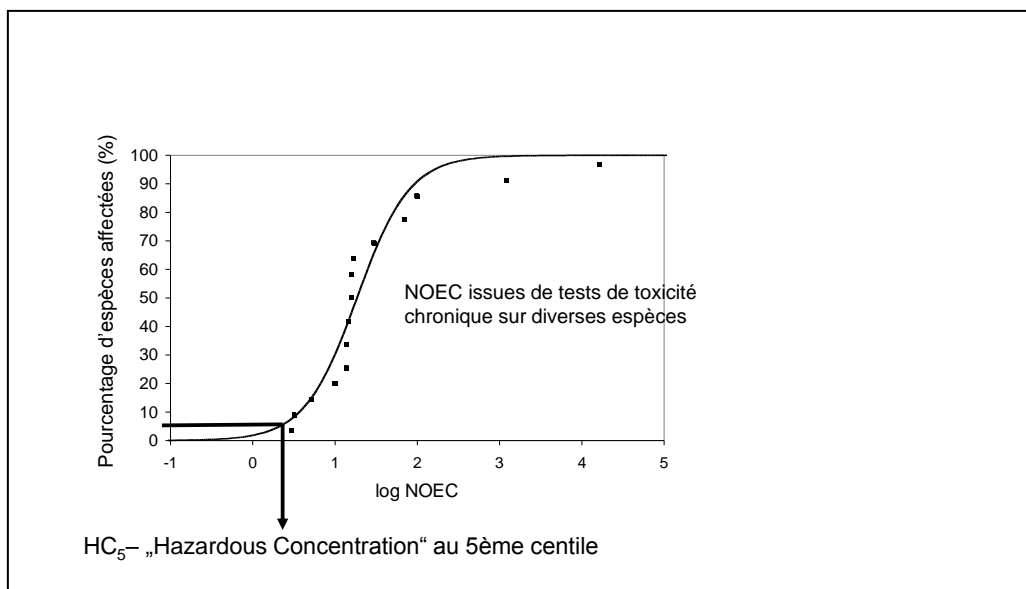


Figure A4.3: Détermination de la HC<sub>5</sub> à partir d'une SSD (Chèvre et al. 2009)

Suivant la qualité du pool de données utilisé, un facteur de sécurité de 1 à 5 est également appliqué aux HC<sub>5</sub> pour le calcul de la norme de qualité.

$$NQE-MA_{SSD} = HC_{5-50} / 1 \text{ à } 5$$

Le facteur de sécurité habituellement utilisé dans le cas de SSD élaborées à partir des données de toxicité aiguë EC<sub>50</sub> est de 10.

$$NQE-CMA_{SSD} = HC_{5-50} / 10$$

A partir des valeurs de HC<sub>5</sub> déterminées pour les micropolluants (Escher et Baumgartner 2008), une méthode à la fois sensible et robuste a été définie (Aldenbergh et Jaworska 2000). Cette méthode dite d'Aldenbergh-Jaworska est également recommandée par le TGD for NQS.

La relation principale de la méthode d'Aldenberg-Jaworska est la suivante:

$$\log HC5 = \overline{\log NOEC} - k_s \cdot sd_{NOEC}$$

Il s'agit d'un système bien étudié et relativement sensible de dérivation des critères de qualité qui permet un calcul déterministe des valeurs de HC. Le RIVM a maintenant mis au point un programme semi-automatique d'exploitation des données selon la méthode Aldenberg-Jaworska appelé ETX 2.0; il peut être obtenu sur le site: <http://www.rivm.nl/rvs/overige/risbeoor/Modellen/ETX.jsp>

D'après le TGD, un critère de qualité doit également être déterminé pour le sédiment dans le cas des substances présentant un  $\log K_{ow}$  ou un  $\log K_{oc} \geq 3$  de même que pour les substances présentant un fort potentiel d'accumulation dans les sédiments ou une forte toxicité pour les organismes benthiques. Notre projet, toutefois, se concentre sur les critères de qualité pour le compartiment eau des eaux de surface pour lequel un travail très important de caractérisation de l'exposition a déjà été réalisé (Götz et al. 2009). Notre démarche de dérivation de critères de qualité aigus et chroniques s'applique donc aux eaux de surface sans tenir explicitement compte du compartiment sédimentaire. Les données physicochimiques, notamment le  $\log K_{oc}$ , sont cependant utilisées pour identifier les substances supplémentaires à éventuellement prendre en compte dans l'évaluation. La Suisse ne comptant que des eaux continentales, les critères de qualité se limitent au domaine dulçaquicole.

#### **A4.7 Prétraitement des données de toxicité aquatiques**

Les données de toxicité aquatiques sont les éléments clé dans la dérivation des normes de qualité environnementale pour les eaux de surface. Avant d'être utilisées, les études dont elles sont issues doivent donc être soumises à un contrôle rigoureux de validité et de pertinence. De même, toutes les données ne sont pas utilisées pour la dérivation et une sélection doit être opérée. Une agrégation des données est effectuée pour les études portant sur les mêmes organismes et les mêmes critères d'effet ou « end points ». Il est conseillé de représenter graphiquement les données avant leur utilisation pour mettre en évidence les différences de sensibilité entre les groupes taxonomiques et entre les données de toxicité aiguë et chronique. Cette démarche permet aussi d'identifier les aberrations qui peuvent être réexaminées (informations plus détaillées dans le TGD (European Commission (2011))).

#### **A4.8 Collecte et examination des données pour les facteurs de bioconcentration et de biomagnification chez les organismes aquatiques**

Les substances peuvent s'accumuler aussi bien dans les organismes (bioconcentration) que le long de la chaîne alimentaire (biomagnification ou bioaccumulation).

La directive cadre sur l'eau exige des normes de qualité environnementale pour le biote ( $NQE_{Biote}$ ) afin de protéger:

1.) les êtres humains des atteintes dues à la consommation de denrées contaminées (poissons, mollusques, crustacés),

- 2.) les prédateurs supérieurs comme les oiseaux ou les mammifères exposés à un risque d'empoisonnement secondaire par la consommation de leurs proies,  
 3.) les prédateurs benthiques et pélagiques (poissons carnassiers par ex.) exposés à un risque d'empoisonnement secondaire par la consommation de poissons plus petits.  
 Le processus décisionnel pour l'évaluation du potentiel de bioaccumulation des substances dans une perspective de protection des prédateurs tient compte des facteurs suivants :

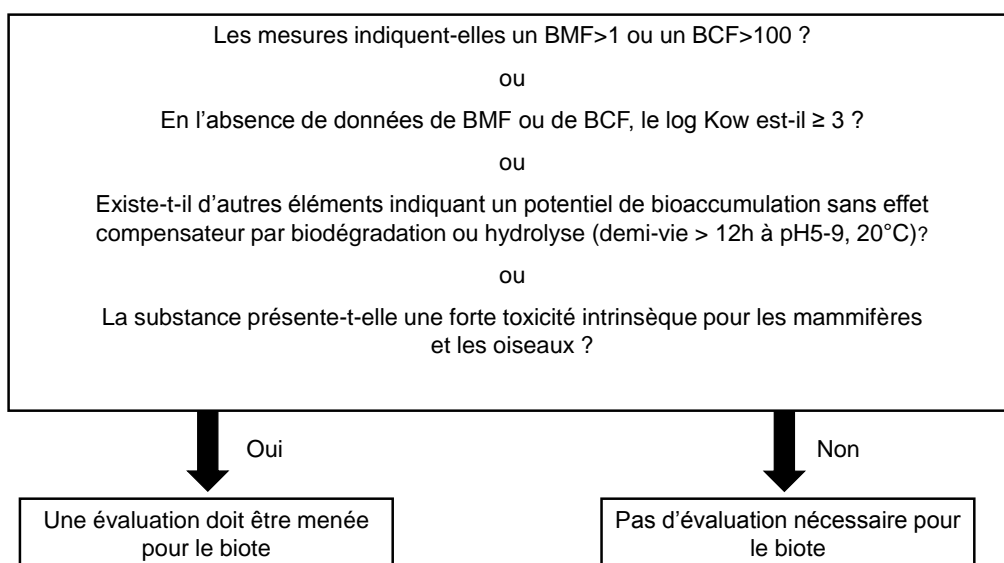


Figure A4.4: Schéma décisionnel pour la définition complémentaire de critères de qualité e biote

#### A4.9 Utilisation des facteurs de bioconcentration et de biomagnification

Lorsque plusieurs études de bioaccumulation de même validité sont disponibles pour un même organisme, la moyenne géométrique des facteurs doit être calculée. Sinon, le facteur de bioconcentration de l'étude la plus fiable doit être utilisé.

Si les données expérimentales ne permettent pas la détermination d'un facteur de bioconcentration fiable, l'équation suivante peut être utilisée pour calculer un BCF pour les substances dont le  $\log K_{ow}$  est supérieur à 3:

$$\text{Equation 1: } \log \text{BCF}_{\text{Poisson}} = 0.85 \times \log K_{ow} - 0.70$$

Cette équation peut être utilisée pour les substances présentant un  $\log K_{ow}$  compris entre 2 et 6. Pour un  $\log K_{ow} > 6$ , l'équation parabolique suivante doit être appliquée:

$$\text{Equation 2: } \log \text{BCF}_{\text{Poisson}} = -0.20 \times \log K_{ow}^2 + 2.74 \times \log K_{ow} - 4.72$$

Etant donné les difficultés expérimentales liées à la détermination du BCF pour les substances présentant un  $\log K_{ow} > 6$ , la fonction parabolique s'accompagne d'une plus grande incertitude que la

fonction linéaire. Les deux fonctions sont applicables aux substances de masse molaire inférieure à 700 g/mol.

### Utilisation des facteurs de biomagnification

De manière générale, les valeurs expérimentales de BMF sont obtenues à partir d'études sur le terrain. Une moyenne géométrique peut être calculée à partir des résultats des études de biomagnification fiables et pertinentes.

Lorsqu'aucune valeur expérimentale de BMF ne peut être obtenue, le  $\log K_{ow}$ , le  $BCF_{Poisson}$  ou, à défaut, le  $BCF_{Poisson}$  estimé à partir des équations précédentes peuvent être utilisés pour le calcul du BMF standard selon le tableau A4.3.

Tableau A4.3: BMF standards pour les substances organiques

$\log K_{ow}$ de la substance	BCF (poisson)	BMF
<4.5	<2000	1
4.5–<5	2000–5000	2
5–8	>5000	10
>8–9	2000–5000	3
>9	<2000	1

Appliqués à une  $PNEC_{Oral}$  fiable, le BCF et le BMF permettent de calculer une concentration prévisible sans effets pour laquelle aucune atteinte des prédateurs et des mammifères n'est à attendre. Le calcul de la  $PNEC_{Oral}$  par la méthode des facteurs d'extrapolation est décrit dans le TGD for EQS.

$$NQE_{Biote} = PNEC_{Oral} / (BCF \times BMF)$$

### Conversion en $NQE_{Eau\ douce}$

La conversion de normes de qualité pour le biote ( $NQE_{Biote}$ ) en normes de qualité équivalentes pour la phase aqueuse ( $NQE_{Aqua}$ ) peut s'accompagner d'incertitudes, notamment pour les substances fortement lipophiles (présentant un  $BCF >2000$  par ex.). De manière générale, l'approximation peut toutefois être considérée comme particulièrement fiable pour les substances présentant un BCF inférieur ou égal à 500.

$$NQE_{Eau\ douce} (\mu g / l) = \frac{NQE_{Biote} (\mu g / kg)}{BCF (l / kg) \cdot BMF_1}$$

La  $NQE_{Biote}$  est exprimée en  $\mu g/kg$  et peut ainsi être utilisée pour calculer une  $NQE_{Aqua}$  en  $\mu g/l$ .

Il existe déjà un large consensus sur le fait que les NQE doivent également servir à protéger les organismes aquatiques, les prédateurs et les êtres humains d'empoisonnements directs ou indirects / secondaires. Dans cet objectif, il est possible, en plus d'une NQE-MA dérivée d'études directes à long terme, de déterminer une  $NQE_{Eau\ douce}$  à partir d'une  $NQE_{Biote}$  et de se référer par prudence au plus faible de ces seuils si les deux valeurs présentent une fiabilité comparable. C'est pour cette raison que

le risque d'empoisonnement secondaire a été signalé dans le tableau 10 en complément des critères de qualité chroniques. Cependant, la  $NQE_{\text{Biota}}$  ne peut être convertie en  $NQE_{\text{Eau douce}}$  que si des études de bioconcentration et de biomagnification fiables ont été effectuées pour les substances, ce qui n'est encore malheureusement le cas que pour un petit nombre d'entre elles.