



Deuxièmes Plans de gestion

Document de référence

Méthodologie relative à la classification de
l'Etat chimique au niveau du district
hydrographique

Table SWChemicalStatusClassificationRBD
juin 2016

Table des matières

1	EVALUATION DE L'ETAT CHIMIQUE DES MASSES D'EAU DE SURFACE	3
2	EVALUATION DE L'ETAT CHIMIQUE DANS LES MASSES D'EAU DE SURFACE QUI NE SONT PAS SURVEILLEES	4
2.1	EVALUATION DE L'ETAT CHIMIQUE 2013 HORS PBT UBIQUISTES	4
2.2	EVALUATION DE L'ETAT CHIMIQUE 2013 AVEC PBT UBIQUISTES	4
3	ANALYSE DE LA TENDANCE A LONG TERME DES CONCENTRATIONS DES SUBSTANCES PRIORITAIRES ENUMEREES A L'ANNEXE I, PARTIE A, DE LA DIRECTIVE RELATIVE AUX NORMES DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE (2008/105/CE)	6
4	METHODOLOGIE CONCERNANT LES METAUX BIODISPONIBLES ET LES CONCENTRATIONS DE FOND GEOCHIMIQUE	8
4.1	METAUX BIODISPONIBLES	8
4.1.1	APPROCHE GENERALE (SCREENING).	8
4.1.2	TRAITEMENT DU PH, DU CARBONE ORGANIQUE DISSOUS (COD) OU D'AUTRES PARAMETRES DE QUALITE DE L'EAU QUI INFLUENT SUR LA BIODISPONIBILITE DES METAUX	8
4.1.3	CHOIX DU MODELE BLM POUR LE CALCUL DES CONCENTRATIONS BIODISPONIBLES.	9
4.1.4	CONDITIONS PHYSICO-CHIMIQUES QUI SONT HORS DU DOMAINE D'APPLICABILITE DU BLM (BIOMET).	9
4.1.5	DONNEES CENSUREES.	9
4.1.6	PRISE EN COMPTE DES CONCENTRATIONS DU FOND GEOCHIMIQUE NATUREL.	9
4.2	CONCENTRATIONS CARACTERISTIQUES DU FOND GEOCHIMIQUE	10
4.3	REFERENCES	10

1 Evaluation de l'état chimique des masses d'eau de surface

L'état chimique est évalué par le respect des normes de qualité environnementale (NQE) fixées par la Commission européenne pour 41 substances (ou groupes de substances) dans la directive 2008/105/CE (NQE) du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau, modifiant et abrogeant les directives 82/176/CEE, 83/8513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE, 86/280/CEE et modifiant la directive 2000/60/CE (DCE). Les paramètres concernés sont les 33 substances prioritaires qui figurent à l'annexe X de la DCE (annexe I de la partie réglementaire du Code de l'Eau) et les 8 substances dangereuses issues de la liste I de la directive 76/464/CE qui figurent à l'annexe IX de la DCE.

Conformément à l'article 16, §4 de la DCE, la Commission a procédé à un réexamen de la liste des substances prioritaires. Le 12 août 2013, le Parlement européen et le Conseil ont adopté une nouvelle directive (directive 2013/39/UE^[1]) modifiant les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau et portant à 45 le nombre de substances prioritaires, dont 21 identifiées comme substances dangereuses prioritaires.

Afin de tenir compte des progrès scientifiques, des NQE révisées plus strictes ont été établies pour 7 des substances prioritaires existantes (n° 2, 5, 15, 20, 22, 23 et 28) dont certaines ont été fixées au niveau des biotes (poissons, invertébrés). Ces NQE révisées doivent être prises en compte pour la première fois dans le cadre des deuxièmes Plans de gestion des districts hydrographiques.

Les 12 substances prioritaires nouvellement identifiées (n° 34 à 45) ne seront pas prises en compte dans le cadre des deuxièmes Plans de gestion des districts hydrographiques pour l'évaluation de l'état 2013. Pour ces substances, les NQE sont applicables au 22 décembre 2018 en vue d'atteindre le bon état chimique des eaux de surface au plus tard le 22 décembre 2027 et d'en prévenir la détérioration.

Contrairement à l'état écologique, l'état chimique ne prévoit que deux classes d'état : le respect ou le non-respect de la norme. Il suffit que la moyenne annuelle ou la concentration maximale d'une des substances dépasse la valeur seuil pour que l'état chimique ne soit pas respecté.

Lors de la rédaction des premiers Plans de gestion par district hydrographique, la qualité des eaux de l'ensemble des masses d'eau n'avait pas encore fait l'objet d'une caractérisation de l'état chimique, ce qui explique que pour certaines masses l'état chimique n'était pas renseigné. Le pourcentage de masses d'eau dont l'état chimique n'a pu être quantifié a été fortement réduit entre 2008 et 2013.

Les évaluations sont réalisées à partir des données enregistrées par le réseau de suivi de la qualité des eaux de surface sur la période 2008-2013. Cependant, lorsque c'est nécessaire, des données plus anciennes sont également utilisées.

Nous pouvons remarquer une augmentation du nombre de masses d'eau en bon état chimique par rapport à celui affiché dans les premiers Plans de gestion. Cette augmentation peut s'expliquer par une amélioration de la qualité des cours d'eau mais également par une meilleure connaissance de ceux-ci. En effet, le pourcentage de masses d'eau dont l'état chimique était qualifié de « non déterminable » a été fortement réduit entre 2008 et 2013.

^[1] <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:02008L0105-20130913&qid=1426692386625&from=FR>

2 Evaluation de l'état chimique dans les masses d'eau de surface qui ne sont pas surveillées

2.1 Evaluation de l'état chimique 2013 hors PBT ubiquistes

La Directive NQE telle que modifiée en 2013 prévoit des dispositions spécifiques pour les substances « *se comportant comme des PBT ubiquistes* » qui sont au nombre de 8 et sont reprises à l'article 8bis, 1 de la directive 2013/39/UE (substances numérotées 5, 21, 28, 30, 35, 37, 43 et 44 selon l'annexe II de cette directive).

Ces substances « *se comportant comme des PBT ubiquistes* » sont des substances prioritaires, qui se comportent comme des substances *persistantes, bioaccumulables et toxiques*, et que l'on retrouve à grande échelle dans les eaux de surface de l'Union européenne (substances « *ubiquistes* »). Ces substances très répandues sont souvent des polluants historiques dont l'utilisation a été interdite ou restreinte ; d'autres n'ont pas ce caractère historique et sont plutôt liées à des processus de combustion et au transport atmosphérique transfrontalier à longue distance. Ces substances très stables sont susceptibles d'être détectées encore pendant des décennies dans l'environnement aquatique, à des concentrations supérieures aux normes de qualité environnementale (NQE) applicables aux eaux de surface, même si des mesures rigoureuses visant à réduire ou éliminer leurs émissions ont déjà été prises et que peu de mesures complémentaires sont encore envisageables.

L'article 8bis, 1. de la directive NQE permet aux Etats membres de présenter séparément l'incidence sur l'état chimique des masses d'eau de surface des substances énumérées ci-dessus afin de ne pas masquer l'amélioration de la qualité de l'eau obtenue en ce qui concerne les autres substances.

Pour les deuxièmes Plans de gestion par district hydrographique, l'état chimique hors PBT ubiquistes n'a pu être déterminé pour 6 masses d'eau sur les 79 du district de l'Escaut et pour 23 masses d'eau sur les 257 du district de la Meuse car celles-ci n'avaient pas encore fait l'objet d'une caractérisation de l'état chimique pour la matrice Eau. Pour ces masses d'eau, l'état chimique 2013 hors PBT ubiquistes repris dans les plans de gestion par district hydrographique est indiqué « non déterminable ».

Actuellement, le réseau de surveillance de la qualité des eaux de surface couvre l'ensemble des masses d'eau. Pour le programme de suivi de la qualité des eaux pour la période 2009-2015, toutes les substances de l'état chimique pour la matrice Eau ont été analysées avec une fréquence de 12x/an pour les sites de contrôle de surveillance et de 6x/6ans pour les sites de contrôle opérationnel et pour les sites de contrôle additionnel. Sur base des données 2009-2015, il sera possible d'évaluer l'état chimique hors PBT ubiquistes pour toutes les masses d'eau de surface.

2.2 Evaluation de l'état chimique 2013 avec PBT ubiquistes

Pour l'évaluation de l'état chimique avec substances PBT ubiquistes, la Directive NQE (2013/39/UE) demande de tenir compte d'analyses effectuées au sein de « biotes » dont le mercure. Les premiers résultats obtenus concernant le mercure montrent que toutes les masses d'eau de surface où est analysé ce paramètre au niveau de la matrice biote (poissons) sont déclassées pour ce paramètre. Il ne s'agit pas uniquement de masses d'eau fortement polluées. Le mercure seul est donc susceptible de déclasser toutes les masses d'eau de surface pour l'état chimique puisqu'il suffit que la moyenne annuelle ou la concentration maximale d'une des substances dépasse la valeur seuil pour que l'état chimique ne soit pas respecté.

Le suivi des concentrations en substances prioritaires dans le biote n'ayant pas encore été réalisé pour l'ensemble des masses d'eau de surface, l'état de la masse d'eau ne pourra être déterminé que lorsque les données dans les biotes seront disponibles. Il a donc été décidé d'extrapoler, sur base des premiers résultats disponibles, et de déclasser l'ensemble des masses d'eau de surface pour le paramètre mercure.

La surveillance des concentrations en substances prioritaires dans les biotes mise en place va se poursuivre et être effectuée sur la base d'un nombre suffisant de masses d'eau de surface pour permettre une évaluation de l'état général des eaux de surface à l'intérieur de chaque bassin ou sous-bassin hydrographique. En plus de l'hexachlorobenzène, de l'hexachlorobutadiène et du mercure et ses composés (concentrations exprimées en poids frais dans les tissus), la surveillance s'étendra progressivement aux substances pour lesquelles la directive 2013/39/UE fixe également des normes de qualité environnementale applicables au biote (NQE_{biotes})

3 Analyse de la tendance à long terme des concentrations des substances prioritaires énumérées à l'annexe I, partie A, de la directive relative aux normes de qualité environnementale (2008/105/CE)

Un réseau de contrôle de l'évolution à long terme des concentrations en substances prioritaires dans les sédiments des cours d'eau wallons a été mis en place en 2010 afin de répondre aux exigences de l'article 3.3 de la Directive 2008/105/CE qui impose aux États membres de procéder à l'analyse tendancielle à long terme des concentrations en substances prioritaires qui ont tendance à s'accumuler dans les sédiments et/ou le biote.

Le programme prévoit la caractérisation des sédiments à proximité des 54 stations du réseau de contrôle de surveillance de la qualité des eaux de surface afin de couvrir l'ensemble des bassins hydrographiques wallons. Ce contrôle est réparti sur 3 années avec une fréquence d'échantillonnage d'une fois tous les 3 ans.

Les résultats disponibles pour la période 2010-2015 ne permettent pas de fournir une tendance en ce qui concerne l'évolution à long terme. Ce n'est qu'à partir du troisième cycle (2016-2018) que l'on pourra commencer à envisager une évaluation pertinente de l'évolution à long terme des concentrations en substances prioritaires dans les sédiments.

L'objectif de l'analyse tendancielle étant de pouvoir identifier des évolutions en fonction du temps, il importe de mesurer les concentrations en polluants sur le même type de sédiments (même fraction granulométrique). Le choix a été fait d'analyser la fraction inférieure à 63 µm d'échantillons prélevés sur les 5 cm voire les 10 cm supérieurs de la colonne de sédiments.

Pour la période 2010-2015, les substances 2, 5, 6, 7, 12, 15, 16, 17, 18, 20, 21, 26, 28, 30 identifiées dans l'annexe I, partie A de la directive 2008/105/CE ont été analysées. Depuis 2016, les substances, 34, 35, 36, 37, 43 et 44 identifiées dans l'annexe I, partie A de la directive 2008/105/CE telle que modifiées par la directive 2013/39/UE sont également analysées.

PERIODE 2010-2015		
(2)	120-12-7	Anthracène
(5)	32534-81-9	Pentabromodiphényléther (numéros de congénères 28, 47, 99, 100, 153 et 154)
(6)	7440-43-9	Cadmium et ses composés
(7)	85535-84-8	C ₁₀₋₁₃ -chloroalcanes (4)
(12)	117-81-7	Di(2-éthylhexyl)phtalate (DEHP)
(15)	206-44-0	Fluoranthène
(16)	118-74-1	Hexachlorobenzène
(17)	87-68-3	Hexachlorobutadiène
(18)	608-73-1	Hexachlorocyclohexane
(20)	7439-92-1	Plomb et ses composés
(21)	7439-97-6	Mercure et ses composés
(26)	608-93-5	Pentachlorobenzène
(28)	50-32-8	(Benzo(a)pyrène)
	205-99-2	(Benzo(b)fluoranthène)
	191-24-2	(Benzo(g,h,i)pérylène)
	207-08-9	(Benzo(k)fluoranthène)
	193-39-5	(Indéno(1,2,3-cd)pyrène)
(30)	36643-28-4	Tributylétain-cation

SUBSTANCES SUPPLEMENTAIRES A PARTIR DE 2016

(34)	115-32-2	Dicofol
(35)	1763-23-1	Acide perfluorooctane-sulfonique et dérivés (perfluoro-octanesulfonate PFOS)
(36)	124495-18-7	Quinoxylène
(37)		Dioxines (17 congénères) et composés type dioxine
(43)		Hexabromo-cyclododécane (HBCDD)
(44)	76-44-8/1024-57-3	Heptachlore et époxyde d'heptachlore

4 Méthodologie concernant les métaux biodisponibles et les concentrations de fond géochimique

4.1 Métaux biodisponibles

En Wallonie, une approche par paliers a été choisie pour l'utilisation des BLMs. Cette approche est destinée à réduire les efforts de calculs et de collecte des données aux sites pour lesquels un risque « métaux » est formellement identifié.

4.1.1 Approche générale (screening).

L'étape 1 consiste en une comparaison directe des concentrations moyennes annuelles en métal dissous avec la NQE « biodisponible ». Toutes les stations pour lesquelles les teneurs en dissous n'excèdent pas la NQE ne doivent pas faire l'objet de calcul supplémentaire et sont considérées comme conformes puisque même si 100 % de la concentration était biodisponible il n'y aurait pas dépassement de la NQE.

L'étape 2 utilise le modèle BLM simplifié pour les concentrations en dissous qui excèdent la NQE de manière à déterminer la part biodisponible localement. Cette concentration biodisponible est comparée avec la NQE « biodisponible ». Toutes les stations pour lesquelles les teneurs en biodisponible n'excèdent pas la NQE ne doivent pas faire l'objet de calcul supplémentaire et sont considérées comme conformes.

L'étape 3 donne l'opportunité de tenir compte de circonstances locales susceptible d'affecter l'évaluation du risque lié aux métaux. Il s'agit par exemple de la prise en compte des concentrations liées au fond géochimique. Toutes les stations pour lesquelles, en tenant compte du fond géochimique, les teneurs en biodisponible n'excèdent pas la NQE ne doivent pas faire l'objet de calcul supplémentaire et sont considérées comme conformes.

L'étape 4 conduit à la conclusion qu'un risque lié aux métaux perdure pour les stations pour lesquelles, en tenant compte du fond géochimique, les teneurs en biodisponible excèdent toujours la NQE et qu'un programme de mesures (actions) est nécessaire pour annuler ce risque.

4.1.2 Traitement du pH, du carbone organique dissous (COD) ou d'autres paramètres de qualité de l'eau qui influent sur la biodisponibilité des métaux

En Wallonie, le pH, les teneurs en Ca et les teneurs en carbone organique dissous qui sont indispensables pour alimenter les BLMs sont mesurés en routine et sur les mêmes échantillons que les teneurs en métaux dissous. Ces paramètres ne doivent donc pas être recalculés à partir d'autres valeurs.

Aucun autre traitement n'a été appliqué sur ces données. En effet, le BLM simplifié Biomet a été utilisé pour le calcul des concentrations en Ni biodisponible. Le « Guidance document on the use of the bio-met bioavailability tool » recommande de calculer la concentration en métal biodisponible pour chacun des prélèvements, si les paramètres de soutien (pH, teneurs en Ca et en COD) sont disponibles simultanément aux teneurs en métaux pour chacun des prélèvements. La moyenne annuelle des concentrations en métal biodisponible pour la station considérée est ensuite calculée. Cette approche est préférable (parce que plus précise) à celle qui consisterait à calculer les moyennes annuelles des teneurs en métaux dissous, en Ca, en DCO et celles du pH, puis à faire tourner le BLM sur ces moyennes pour calculer les teneurs moyennes annuelles en métaux biodisponibles.

4.1.3 Choix du modèle BLM pour le calcul des concentrations biodisponibles.

Pour le nickel, Biomet fournit des prédictions précises et prudentes (proche du rapport 1:1 de la relation BLM simplifié VS BLM complet). Cela signifie que le risque d'avoir des faux-positifs ou des faux négatifs pour le dépassement de la NQE est limité. Pour ce métal, le choix s'est donc porté sur ce modèle.

4.1.4 Conditions physico-chimiques qui sont hors du domaine d'applicabilité du BLM (Biomet).

Les gammes de concentrations en calcium, de pH et des concentrations en COD pour lesquelles les BLMs ont été validés étaient les suivantes :

Ni : pH : 6.5-8.7 ; teneurs en Ca : 2.0-88. Les teneurs en COD ont un impact limité sur la validation du modèle.

En fonction de cette information, les stations pour lesquelles un dépassement a été constaté après l'étape 1 (cf point 4.1.14.1.1.) ont été vérifiées pour voir si les valeurs de pH et de teneurs en Ca associées sont compatibles avec l'utilisation de Biomet.

Pour ces stations, les valeurs de pH sont toutes compatibles pour l'utilisation du modèle biomet. En ce qui concerne les teneurs en calcium, elles sont régulièrement au-dessus de la limite supérieure de la gamme de Ca pour laquelle le modèle a été validé (88 mg/l). En Angleterre et au Pays de Galles, un quart des stations présentent ce problème. Le groupe d'expert de l'UKWFD estime cependant que cela ne pose pas de problème. Cette limite supérieure a été mise simplement pour signifier qu'une augmentation de la concentration en calcium au-delà des 88 mg/l ne résulte pas en une diminution supplémentaire de la sensibilité des organismes (par ex. : Heijerick et al. 2002; Deleebeeck et al 2008). Cela est dû à une saturation des « ligands biotiques » avec le Ca, ce qui signifie qu'une augmentation des concentrations en Ca n'entraînera pas une occupation plus importante de ces « ligands biotiques » par le Ca. Avec des concentrations supérieures à 88 mg/l le modèle agit donc comme si la concentration max de 88 mg/l était atteinte. Cette approche est protectrice (pas de surestimation du rôle du Ca donc pas de faux négatifs).

Ceci a été testé en limitant nous-mêmes ces concentrations à 88 mg/l et en comparant le résultat avec celui issu de la simulation avec des teneurs en Ca non limitées. Lorsque les concentrations en Calcium sont plafonnées à 88 mg/l, le modèle donne exactement le même résultat que quand elles ne sont pas limitées.

En conclusion, il n'y a pas de restriction à l'utilisation du modèle biomet-Ni pour les stations en dépassement après l'étape 1.

4.1.5 Données censurées.

Les teneurs en métaux < LoD ont été ramenées à ½ LoD.

4.1.6 Prise en compte des concentrations du fond géochimique naturel.

En ce qui concerne les teneurs en Ni, l'exercice a été mené sur l'ensemble des données du réseau de monitoring entre 2007 et 2014 jusqu'à la fin de l'étape 2 du screening.

Au terme de l'étape 1, Une quarantaine de dépassements de la NQE en moyenne annuelle ont été constatés pour les teneurs en Ni. Ces dépassements concernaient 21 stations.

Au terme de l'étape 2, il ne reste que deux couples station/année en dépassement : une de 2008 et une de 2012. Le dépassement n'a plus été constaté les années suivantes.

Pour le Ni, une investigation sur le fond géochimique semble donc superflue.

En ce qui concerne les teneurs en plomb, l'exercice a été mené sur l'ensemble des données du réseau de monitoring entre 2007 et 2014 jusqu'à la fin de l'étape 1 du screening. Une partie de ces dépassements sont localisés dans la région de « Plombière » ce qui laisse présager de l'importance des concentrations liées au fond géochimique.

4.2 Concentrations caractéristiques du fond géochimique

Afin d'éviter le déclassement injustifié des masses d'eau en raison d'une concentration naturelle élevée en métaux, la DCE autorise la prise en compte des fonds géochimiques en métaux dissous lors de l'évaluation des résultats obtenus au regard des normes de qualité environnementale (NQE).

En Wallonie, l'approche adoptée pour déterminer des concentrations représentatives du fond géochimique a été d'utiliser les données de bassins versants de référence qui ne sont pas impactés par les activités anthropiques et qui sont représentatifs de la zone étudiée. L'avantage de cette méthode est que la concentration est représentative pour des sites à petites échelles (locale).

L'objectif est d'identifier des niveaux de fond géochimique en métaux dissous dans certains cours d'eau pour la Wallonie en prenant en compte la variabilité géographique naturelle et en ne sélectionnant que les valeurs les moins influencées par des pressions susceptibles de générer des changements de concentration pour le métal ciblé. Cette interprétation se fait par l'analyse des bases de données spatialisées des facteurs de contrôle potentiels des concentrations en métaux (e.g. occupation des sols, activités anthropiques, géologie du substratum).

Cette identification s'est focalisée sur les sites pour lesquels des dépassements de NQE étaient constatés dans un souci de meilleur rapport coût/efficacité dans l'effort d'investigation à fournir.

C'est ainsi que différentes masses d'eau non anthropisées et avec des bassins versants similaires au niveau géologique qui, en fonction de la littérature scientifique, étaient susceptibles d'entraîner des apports naturels en métaux, ont pu servir de bassins de référence pour la détermination de concentrations représentatives d'un fond géochimique local pour le plomb et pour le cadmium. En ce qui concerne le nickel, après détermination de la concentration biodisponible, les dépassements de la NQE sont négligeables et ne justifient pas, actuellement, de faire un effort de recherche pour déterminer la part liée au fond géochimique. Pour les polluants (métaux) spécifiques de l'état écologique (As, Cr, Cu, Zn), le travail doit encore être mené.

Cette concentration représentative d'un fond géochimique local déterminée pour Pb et Cd dans deux bassins a été ajoutée à la NQE pour déterminer une NQE locale qui en tienne compte.

Il convient d'ajouter que cette valeur qui repose sur les données d'une seule année devra toutefois être précisée au cours du temps. Pour ce faire, le monitoring métaux sera maintenu sur ces stations de référence.

4.3 Références

AMPS, E.G., 2004, Analysis and Monitoring of priority Substances - Draft Final of the Expert Group on Analysis and Monitoring of Priority Substances (AMPS), Volume 7: Brussels, European Commission, 99 p.

Arle J., K. Blondzik, U. Claussen; A. Duffek, S. Grimm, F. Hilliges, A. Hoffmann, W. Leujak, V. Mohaupt, S. Naumann, U. Pirntke, S. Richter, P. Schilling, C. Schroeter-Kermani, A. Ullrich, J. Wellnitz, S. Werner, R. Wolter (2014): Water Resource Management in Germany - Part 2 – Water quality – Rapport du Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit; 114 p.

Aston S. R., I. Thornton, J.S. Webb, J.B. Purves, S. Milford, Wat. air. & soil pollut., 3, 321-325, (1974).

Bourrelier PH, Berthelin J (1998). Contamination des sols par les éléments traces : les risques et leur gestion. Ed. Lavoisier, Paris.

Conseil canadien des ministres de l'environnement (2014). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : Cadmium. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. 12 p.

- Das P, Samantaray S et Rout R (1997). Studies on cadmium toxicity in plants: a review.,_98: 29-36.
- David M. et al. (2011) : Workshop on metal bioavailability under the Water Framework Directive: Policy, Science and Implementation of regulatory tools. Draft workshop report. 36 p.
- Dejonghe L. (1998), *Zinc-lead deposits of Belgium*, Ore Geology Reviews, 12 (5): 329-354.
- Deltares (2013) : Derivation of dissolved background concentrations in Dutch surface water based on a 10th percentile of monitoring data. 46 p.
- De Wijkerslooth P. (1937), *Sur la région métallifère de Moresnet-Bleyberg-Stolberg-Limbourg néerlandais*, Koninkl. Ac. Wentenschappen Amsterdam, Afd. Naturk., 40 (3): 292-294.
- Deleebeeck NM1, De Schampelaere KA, Janssen CR (2008) : A novel method for predicting chronic nickel bioavailability and toxicity to *Daphnia magna* in artificial and natural waters. Environ Toxicol Chem. 2008 Oct; 27(10) :2097-107.
- Di Toro, D.M., Kavvas, C.D., Mathew, R., Paquin, P.R. and Winfield, R.P. (2001) : The Persistence and Availability of Metals in Aquatic Environments. ICME, International Council on Metals in the Environment, 67.
- Förstner U., in "Cadmium in the environment", part 1. J. Nriagu, ed., Wiley - Interscience, New-York, 1980, 305-363.
- Houba C. et J. Remacle (1982): distribution of heavy metals in sediments of the river Vesdre (BELGIUM) *Environmental Technology Letters*, Vol. 3, pp. 237-240
- Heijerick, DG; De Schampelaere, KAC; Janssen, CR. (2002) Biotic ligand model development predicting Zn toxicity to the alga *Pseudokirchneriella subcapitata*: possibilities and limitations. Comp Biochem Physiol C133(1-3):207-218.
- Hommen U. and H. Rüdell (2012): sensitivity analysis of existing concepts for application of biotic ligand models (BLM) for the derivation and application of environmental quality standards for metals and evaluation of the approaches with appropriate monitoring data sets from German waters. 89 p.
- Laloux M., Dejonghe L., Ghysel P., Hance L. (1996), *Carte géologique de Wallonie, Fléron – Verviers (42/7-8)*, Notice explicative, Ministère de la Région wallonne, DGRNE, 151 p.
- Martin-Garin A. et O. Simon, 2004, Fiche Radionucléotide : Cadmium 109 et environnement. 14 p.
- Onema (2011) : Revue des méthodes de détermination du fond géochimique pour les métaux dissous dans les eaux de surface continentales, 57 p.
- Pagenkopf, G.K. (1983) : Gill surface interaction model for trace-metal toxicity to fish: role of complexation, pH and water hardness. Environ.Sci.Technol. 17, 342-347.
- Rosengarten (2010) : Les milieux calaminaires, la biodiversité au service du patrimoine. L'Erable 2/2010, 9 p.
- Sonnet et Benhamgar (2000) : Evaluation de la Qualité Géochimique des Berges pour le Dépôt des Produits de Curage des Cours d'eau. Rapport pour le compte de la DGRNE. 134 p.
- Tipping, E. (1993) : Modeling the competition between alkaline earth cations and trace metal species for binding by humic substances. Environ.Sci.Technol. 27, 520-529.
- Union Européenne (2014) : Technical guidance to implement bioavailability-based environmental quality standards for metals. 73 p.
- WFD-UKTAG (2014) : Development and use of the nickel bioavailability assessment tool (Draft). 24 p.
- Zuurdeeg, BW, van Enk RJ, Vriend SP (1992) : Natuurlijke achtergrondgehalten van zware metalen en enkele andere sporenelementen in Nederlands oppervlaktewater. Geochem Research Repby commission of Vrom, The Hague (unpublished).