

État des lieux DISTRICTS RHIN ET MEUSE - PARTIES FRANÇAISES

Document de référence
édition novembre 2013

DIRECTIVE CADRE EUROPÉENNE SUR L'EAU

Méthodes et procédures

Aspects communs aux districts
du Rhin et de la Meuse

eaU
2015 RHIN ET MEUSE

Document arrêté par le
Préfet coordonnateur de bassin après
mise à jour par le Comité de bassin
le 29 novembre 2013



LE PRÉFET COORDONNATEUR DE BASSIN

BASSIN RHIN-MEUSE

Directive 2000/60/CE du Parlement
et du Conseil du 23 octobre 2000
établissant un cadre pour une politique
communautaire dans le cadre de l'eau.

DIRECTIVE CADRE EUROPÉENNE SUR L'EAU
État des lieux 2013
Document de référence

Méthodes et procédures

Aspects communs aux districts du Rhin et de la Meuse

**Document arrêté par le Préfet coordonnateur de bassin et
validé par le Comité de bassin le 29 novembre 2013**

Sommaire

CHAPITRE 1 REFERENTIEL DES MASSES D'EAU DE SURFACE ET SOUTERRAINE	7
1 Typologie et délimitation des masses d'eau de surface	7
1.1 <i>Typologie des masses d'eau de surface</i>	7
1.2 <i>Délimitation des masses d'eau de surface</i>	7
1.3 <i>Désignation des Masses d'eau artificielles (MEA)</i>	8
1.4 <i>Pré-désignation des masses d'eau fortement modifiées (MEFM)</i>	8
2 Typologie et délimitation des masses d'eau souterraine	8
2.1 <i>Typologie des masses d'eau souterraine</i>	8
2.2 <i>Délimitation des masses d'eau souterraine</i>	9
CHAPITRE 2 EVALUATION DE L'ETAT DES MASSES D'EAU DE SURFACE ET SOUTERRAINE	11
1 Méthodologie de détermination de l'état des masses d'eau de surface	11
1.1 Éléments de base pour définir l'état	11
1.1.1 Rappel des concepts fondamentaux de la DCE	11
1.1.2 Principales options méthodologiques mises en œuvre dans les districts Rhin et Meuse	14
1.2 Évaluation de l'état des cours d'eau et canaux	20
1.2.1 Évaluation de l'état chimique	20
1.2.2 Évaluation de l'état écologique	22
1.2.3 État « global »	31
1.3 Évaluation de l'état des plans d'eau	32
1.3.1 Préambule	32
1.3.2 Évaluation de l'état chimique	33
1.3.3 Évaluation de l'état écologique	33
1.3.4 Éléments de qualité biologique	35
1.3.5 Détermination de l'état écologique	36
1.4 Potentiel écologique	37
1.4.1 Principe général	37
1.4.2 Déclinaison dans les districts Rhin et Meuse	38
1.5 Niveau de confiance	41
1.5.1 Dispositions de l'arrêté « Evaluation »	41
1.5.2 Application aux districts Rhin et Meuse	42
2 Méthodologie de détermination de l'état des masses d'eau souterraine	47
2.1 Méthodologie de détermination de l'état chimique des masses d'eau souterraine	47
2.1.1 Détermination de l'état du point de surveillance	49
2.1.2 Tests de classification pour l'enquête appropriée	53
2.1.3 Données complémentaires	61
2.1.4 Indice de confiance	62
2.2 Méthodologie de détermination des tendances des masses d'eau souterraine	62
2.3 Méthodologie de détermination de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine	65
2.3.1 Définition et présentation du test « Balance »	65
2.3.2 Évaluation de la condition initiale	67
2.3.3 Poursuite du test « Balance »	74
2.3.4 Évaluation de l'état quantitatif de la masse d'eau souterraine N° FRCG005	74
2.3.5 Bilan de la condition initiale du test « Balance » par masse d'eau souterraine	74
3 Bilan synthétique de l'évaluation de l'état des masses d'eau superficielle et souterraine	75

CHAPITRE 3 IMPACTS DES ACTIVITES HUMAINES SUR L'ETAT DES EAUX ET RISQUE DE NON-ATTEINTE DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX (RNAOE) EN 2021..... 81

1	Quelques concepts	81
1.1	Pressions, impacts et risque de non-atteinte des objectifs environnementaux	81
1.2	Traitements des eaux	82
2	Analyse des pressions et des impacts sur les masses d'eau	82
2.1	Émissions de matières organiques et de nutriments.....	82
2.1.1	Rejets de stations d'épuration urbaines	85
2.1.2	Rejets urbains non collectés	85
2.1.3	Pressions en temps de pluie	85
2.1.4	Rejets des établissements industriels non raccordés aux réseaux urbains.....	87
2.1.5	Rejets issus des élevages	88
2.1.6	Pollutions diffuses d'origine agricole	88
2.1.7	Impacts sur les eaux superficielles.....	90
2.1.8	Impacts sur les eaux souterraines	92
2.2	Prélèvements d'eau.....	92
2.2.1	Géolocalisation des prélèvements et rattachement aux masses d'eau	92
2.2.2	Robustesse de la caractérisation des prélèvements.....	94
2.2.3	Évaluation des pressions de prélèvement et de leurs impacts sur les milieux aquatiques	96
2.3	Émissions de Substances polluantes à risque toxique	100
2.3.1	Détermination des taux d'émissions en entrée et en sortie de stations d'épuration urbaines	100
2.3.2	Établissement de l'inventaire des émissions, pertes et rejets	102
2.3.3	Pressions liés aux rejets ponctuels et diffus de substances hors pesticides d'usages agricoles	117
2.3.4	Pressions liées aux pesticides d'origine agricole	119
2.3.5	Sites et sols pollués et sites industriels historiques (BASOL et BASIAS).....	124
2.4	Pressions sur l'hydromorphologie	126
2.4.1	Outils et méthodes de diagnostic des pressions sur l'hydromorphologie à l'échelle de la masse d'eau	127
2.4.2	Démarche d'inventaire des pressions sur l'hydromorphologie sur les districts du Rhin et de la Meuse	131
2.4.3	Rapportage des pressions	142
2.4.4	Évaluation des pressions significatives	142
2.4.5	Évaluation des impacts de l'hydromorphologie sur l'état des masses d'eau	144
2.5	Pressions s'exerçant sur les masses d'eau de plans d'eau.....	144
2.5.1	Estimation de la pression de phosphore	144
2.5.2	Estimation de la pression pesticides	145
2.5.3	Estimation de la pression « sites et sols pollués »	146
2.5.4	Autres pressions s'exerçant sur les masses d'eau de plans d'eau	146
2.6	Bilan synthétique des seuils utilisés pour qualifier le niveau de pression des masses d'eau...	147
3	Évaluation du risque de non-atteinte des objectifs environnementaux	149
3.1	Principes d'évaluation du RNAOE 2021 pour les masses d'eau de surface	149
3.1.1	Cadrage général.....	149
3.1.2	Evaluation du RNAOE des masses d'eau rivières (cours d'eau et canaux)	150
3.1.3	Evaluation du RNAOE pour les masses d'eau plans d'eau	164
3.1.4	Récapitulatif de l'évaluation du RNAOE pour les eaux de surface	171
3.2	Principes d'évaluation du RNAOE 2021 pour les masses d'eau souterraine	175
3.2.1	Risque de non-atteinte des objectifs de bon état quantitatif en 2021	175
3.2.2	Risque de non-atteinte des objectifs de bon état chimique en 2021	176

CHAPITRE 4 ASPECTS ECONOMIQUES	181
1 Évaluation de l'importance de l'eau pour les activités économiques	181
1.1 <i>Usage domestique</i>	181
1.2 <i>Usage industriel et artisanal</i>	182
1.3 <i>Usage agricole</i>	182
1.4 <i>Autres usages</i>	182
2 Récupération des coûts par catégorie d'usagers	182
2.1 <i>Généralités</i>	183
2.2 <i>Usage domestique (ménages)</i>	183
2.3 <i>Usage industriel</i>	183
2.4 <i>Usage agricole</i>	184
2.5 <i>Présentation des résultats</i>	184
3 Tarification (prix de l'eau).....	184
CHAPITRE 5 REFERENCES.....	185
ANNEXE 1.....	189
Méthode de détermination de l'évaluation des masses d'eau superficielle et souterraine pour le bassin Rhin-Meuse	189

Préambule

Le document présent regroupe l'ensemble des méthodes ayant servi aux analyses présentées dans les documents intitulés « Éléments de diagnostic de la partie française des districts Rhin et Meuse » :

- la typologie et la délimitation des masses d'eau ;
- l'état des masses d'eau ;
- les pressions exercées sur les masses d'eau et leurs impacts ;
- le Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) 2021 ;
- les aspects économiques.

Une référence aux guides nationaux (DEB, 2012 ; ONEMA, 2012b) a été faite lorsqu'il a été appliqué *stricto sensu*. Lorsque la méthode nationale a été adaptée, les aspects spécifiques aux districts Rhin et Meuse ont été développés.

Chapitre 1

Référentiel des masses d'eau de surface et souterraine

1 Typologie et délimitation des masses d'eau de surface

1.1 Typologie des masses d'eau de surface

Concernant la typologie des rivières, la France a opté, en 2005, pour le système B décrit dans l'**annexe II de la DCE** permettant une classification par rapport à des référentiels nationaux. Deux familles de critères sont utilisées :

- les hydro-écorégions (niveau 1);
- le gabarit du cours d'eau. La **circulaire du 29 avril 2005** relative à la typologie nationale des eaux de surface définit les modalités d'application de ces critères.

Un type, au sens de la DCE, résulte de la combinaison unique de ces critères.

Pour les plans d'eau, tout comme pour les rivières, la France a utilisé le système B décrit dans l'**annexe II de la DCE**. Il est basé sur trois grandes familles de critères que sont :

- les hydro-écorégions ;
- la présence ou l'absence d'une zone littorale sur les berges du plan d'eau ;
- la profondeur du plan d'eau.

*N.B. : pour plus de détails, se référer à la **circulaire DCE 2005/11** relative à la typologie nationale des eaux de surface (cours d'eau, plans d'eau, eau de transition et eaux côtières).*

1.2 Délimitation des masses d'eau de surface

Pour les masses d'eau « rivières », la délimitation s'est faite lors du précédent État des lieux en deux phases successives :

- la prise en compte d'éléments hydrographiques de même type ;
- la prise en compte des pressions significatives localisées dans la masse d'eau.

Ces travaux ont été menés en 2005 et actualisés en 2009 lors de l'élaboration des SDAGE 2010 - 2015. C'est lors de ce travail que quelques imperfections ont été mises en évidence et ont fait l'objet d'améliorations. Ces éléments sont présentés dans le volet diagnostic du présent État des lieux.

Concernant les plans d'eau, six masses d'eau ont été retirées du référentiel en 2009. Il s'agissait de gravières encore exploitées. Ces modifications sont présentées dans le volet diagnostic de cet État des lieux.

1.3 Désignation des Masses d'eau artificielles (MEA)

Comme le précise le guide méthodologique de procédure d'élaboration de l'État des lieux de 2004, les Masses d'eau artificielles (MEA) désignent les masses d'eau créées *ex nihilo* par l'activité humaine. Elles n'ont, par définition, pas de fonctionnement naturel.

Le travail, pour le bassin Rhin-Meuse, s'est porté sur les voies d'eau, les canaux et les gravières de plus de 50 hectares.

Les Masses d'eau artificielles (MEA) ont été identifiées à partir du référentiel BD Carthage. Puis une analyse de chacune d'entre elles a été effectuée pour s'assurer de la pertinence du caractère artificiel.

Les Masses d'eau artificielles (MEA) désignées dans le SDAGE 2010 - 2015 (voir tome 2 du SDAGE pages 26 et 27, et tome 3 page 19) sont reconduites dans cet État des lieux.

1.4 Pré-désignation des masses d'eau fortement modifiées (MEFM)

La DCE prévoit, dans son **article 4.3.**, de désigner une masse d'eau comme fortement modifiée dans le cas où de lourds aménagements, pour des besoins d'activités humaines, rendent impossible l'atteinte du bon état écologique (évalué comme un écart à une situation pas ou faiblement perturbée).

Dans le cadre de l'État des lieux, une identification prévisionnelle des Masses d'eau fortement modifiées (MEFM) est réalisée sur la base de critères d'usages et de pressions. Il s'agit de désigner les masses d'eau ayant une forte probabilité d'être désignées dans les SDAGE 2016 - 2021 comme fortement modifiées. La liste des masses d'eau ainsi établie sera soumise à des études socio-économiques qui confirmeront ou non la désignation définitive en MEFM au sens de la DCE.

Les MEFM désignées dans le SDAGE 2010 - 2015 n'ont pas connu de modifications significatives concernant les justifications de cette désignation. Ces MEFM vont donc constituer la liste de pré-désignation des MEFM dans l'État des lieux 2013. Aucune autre masse d'eau des districts du Rhin et de la Meuse n'a connu depuis, un bouleversement des pressions hydromorphologiques tel qu'il justifierait une pré-désignation en MEFM.

2 Typologie et délimitation des masses d'eau souterraine

2.1 Typologie des masses d'eau souterraine

La typologie des masses d'eau souterraine est identique à celle définie pour l'État des lieux de 2005, et s'appuie sur la Base de données du référentiel hydrogéologique français (BDRHF), version 2. Elle est basée sur des caractéristiques intrinsèques (importance et type de perméabilité) et fonctionnelles (nature et vitesse d'écoulement).

A l'échelle de l'État français, six types de masses d'eau souterraine sont ainsi définis dont quatre sont rencontrés dans les districts du Rhin et de la Meuse.

N.B. : pour plus de détails, se référer au document « Méthodes et procédures pour l'État des lieux des districts Rhin et Meuse-Sambre 2005 » pages 93 à 96.

2.2 Délimitation des masses d'eau souterraine

La méthode de délimitation des masses d'eau souterraine est identique à celle utilisée pour l'État des lieux 2005. Elle est basée sur quatre principes :

- les masses d'eau sont délimitées sur la base de critères hydrogéologiques ;
- des échanges sont possibles entre les masses d'eau sous réserve qu'ils soient correctement appréhendés. Cependant, tous les captages fournissant plus de 10^3 /jour d'eau potable ou utilisés pour alimenter plus de 50 habitants doivent être rattachés à une masse d'eau ;
- les systèmes aquifères profonds sans connexion avec un cours d'eau ou des écosystèmes de surface, sans prélèvement, improches ou inexploitables (techniquement ou économiquement) pour fournir de l'eau potable ne sont pas à considérer comme masse d'eau ;
- il peut y avoir une hétérogénéité spatiale pour l'état chimique et quantitatif d'une masse d'eau.

Le référentiel des masses d'eau souterraine établi en 2005 n'a pas subi de modification. Il est donc repris dans son intégralité dans le présent état des lieux.

Chapitre 2

Évaluation de l'état des masses d'eau de surface et souterraine

1 Méthodologie de détermination de l'état des masses d'eau de surface

Les règles fondamentales établies par la DCE, ses annexes et les guides communautaires ont été transcrites dans une méthode opérationnelle commune à l'ensemble des districts hydrographiques français. Cette méthode fait l'objet de l'**arrêté du 25 janvier 2010** relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des **articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du Code de l'environnement**¹ appelé arrêté « **Évaluation** » dans la suite du document.

En décembre 2012, un nouveau guide technique d'application de l'**arrêté du 25 janvier 2010** a été édité par le Ministère chargé de l'écologie. Les éléments qu'il présente ont été mis en œuvre pour l'évaluation de l'État des eaux publié en 2013 en accompagnement des documents d'état des lieux.

1.1 Éléments de base pour définir l'état

1.1.1 Rappel des concepts fondamentaux de la DCE

1.1.1.1 État chimique

L'état chimique est basé sur une liste de substances ou groupes de substances pour lesquelles des Normes de qualité environnementale (NQE) sont établies au niveau communautaire. La liste des substances et groupes de substances a vocation à être complétée régulièrement selon un processus européen et reste commune à tous les États membres. Pour l'établissement du SDAGE 2010-2015, cette liste portait sur 41 substances ou groupes de substances.

L'état chimique d'une masse d'eau est considéré comme bon dès lors que les valeurs observées pour ces substances ne dépassent pas les NQE fixées. L'état chimique s'exprime donc en deux modalités :

	Bon état chimique
	État chimique pas bon

¹ Ne pas confondre avec un autre arrêté pris à la même date : **arrêté du 25 janvier 2010** établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'**article R. 212-22 du Code de l'environnement** dit arrêté « **Surveillance** ».

1.1.1.2 État écologique

a) Conditions de référence

La classification de l'état écologique des masses d'eau de surface est fondamentalement basée sur la définition des conditions de référence biologique. Celles-ci se définissent comme la situation dans laquelle les peuplements et le fonctionnement de l'édifice biologique du milieu peuvent être considérés comme naturels, c'est-à-dire non perturbés par l'activité humaine. Les conditions de référence sont adaptées à chaque type de milieu, l'établissement d'une typologie est donc un préliminaire indispensable.

Les valeurs caractéristiques de référence biologique structurent la grille d'évaluation de l'état des eaux.

Seuls les éléments de qualité biologique font l'objet de cette définition. Les éléments physico-chimiques et hydromorphologiques dont l'évaluation est requise par la DCE sont considérés comme « soutenant la biologie »² et les grilles d'évaluation sont bâties de manière à ce que les seuils retenus soient cohérents avec les états biologiques correspondants.

b) Expression de l'état écologique

L'état écologique s'exprime au travers de cinq niveaux :

	Très bon état écologique
	Bon état écologique
	État écologique moyen
	État écologique médiocre
	Mauvais état écologique

L'annexe V de la DCE décrit ces différents états comme des écarts à l'état de référence :

- le très bon état écologique : la masse d'eau est non ou très peu impactée par les activités humaines. Son état écologique est très proche de l'état de référence ;
- le bon état écologique : la masse d'eau est faiblement impactée par les activités humaines. Un léger écart à la situation de référence peut être observé ;
- les états écologiques moyen, médiocre et mauvais sont des états résultant d'un niveau croissant d'impact des activités humaines.

L'état écologique d'une masse d'eau est le résultat de la combinaison de plusieurs types d'Eléments de qualité (EQ dans la suite du document) :

- des EQ biologiques, qui portent sur quatre grands groupes d'organismes vivants : le phytoplancton, les macrophytes et le phytobenthos, les invertébrés benthiques, les poissons ;
- des EQ physico-chimiques, qui se répartissent en deux groupes. D'une part, les paramètres généraux qui regroupent les paramètres du bilan en oxygène (oxygène et pollution organique), les nutriments (azote et phosphore), l'acidité, la température, la salinité. D'autre part, les polluants spécifiques synthétiques et non synthétiques

² De l'anglais « supporting biology ».

(substances naturelles ou non, susceptibles d'impacter les équilibres écologiques et déversées en quantités significatives et par ailleurs non déjà prises en compte dans l'état chimique).

- des EQ hydromorphologiques, qui concernent l'ensemble des composantes relatives à l'hydrologie et la morphologie de la masse d'eau ainsi que la continuité de la rivière.

c) Combinaison des éléments de qualité pour exprimer l'état écologique

Les règles de détermination de l'état écologique sont précisées dans un guide européen (guide « ECOSTAT » (COMMUNAUTE EUROPENNE, 2000)) et peuvent être illustrées comme suit :

Etat écologique	Conditions requises relatives à l'état des différents éléments de qualité		
Très bon	Biologie	Physico-chimie	Hydromorphologie
Bon	Biologie	Physico-chimie	
Moyen	Biologie		
Médiocre	Biologie		
Mauvais	Biologie		

On notera donc que :

- l'état hydromorphologique n'est pris en compte que pour confirmer le classement d'une masse d'eau en très bon état écologique ;
- dès lors qu'il est moyen ou au-delà, l'état biologique décide seul du classement de la masse d'eau.

1.1.1.3 Masses d'eau artificielles (MEA) et fortement modifiées (MEFM)

Pour ces masses d'eau, un nouveau référentiel écologique doit être bâti, sur la base d'un « Potentiel écologique maximum » duquel sera déduit l'objectif générique de « Bon potentiel écologique » et, dans un second temps, les mesures à mettre en œuvre pour l'atteindre.

Cette démarche théorique reste complexe à mettre en œuvre du fait du manque de données biologiques de référence pour les différentes situations rencontrées (cours d'eau navigués, plans d'eau créés par des retenues, canaux artificiels, etc.) et de l'absence de modèle pression / impact réellement applicable.

1.1.2 Principales options méthodologiques mises en œuvre dans les districts Rhin et Meuse

1.1.2.1 Données utilisées

La méthode d'évaluation de l'état des masses d'eau couvre un très large éventail de critères et paramètres. La première source de données mobilisée est l'ensemble de sites de surveillance des eaux de surface. Pour autant, aucun d'entre eux ne peut fournir la totalité des données théoriquement requises pour une évaluation DCE complète.

Le recours à des sources d'informations alternatives est donc nécessaire. En fonction des possibilités techniques et méthodologiques, des compléments par diagnostic des pressions, modélisation ou expertise ont été apportés (voir Figure 1).

Le niveau de fiabilité de l'évaluation finale dépend des données et outils utilisés, de leur complétude mais aussi de leur robustesse et de la cohérence des différentes sources d'information. Il est exprimé au travers d'un « indice de confiance », dont la détermination est présentée dans le chapitre 2, paragraphe « Niveau de confiance », page 41.

Figure 1 : Sources des données selon les éléments de qualité.

Élément de qualité	Source prioritaire de données	Alternative	Diagnostic masse d'eau autorisé en l'absence totale d'information
ÉTAT ECOLOGIQUE			
Physico-chimie : paramètres généraux	Réseaux de surveillance	Modélisation PEGASE (voir chapitre 2, paragraphe « Modélisation », p. 18)	Non
Physico-chimie : polluants spécifiques (micropolluants)	Réseaux de surveillance	PEGASE (voir chapitre 2, paragraphe « Modélisation », p. 18) pour Cu et Zn Aucune pour les autres paramètres	État écologique
Biologie	Réseaux de surveillance	Outil d'extrapolation IRSTEA (voir chapitre 2, paragraphe « Modélisation », p. 19)	État écologique
ÉTAT CHIMIQUE			
Substances prioritaires	Réseaux de surveillance	Aucune	État chimique

Les éléments d'état hydromorphologique, au sens DCE, se limitent à l'appréciation du très bon état écologique (en confirmation des diagnostics biologique et physico-chimique : voir chapitre 2, paragraphe 1.1.1.2. « L'état écologique », page 12).

À ce jour, il n'existe pas de système d'évaluation de l'état hydromorphologique des masses d'eau. À défaut, l'outil « Système relationnel d'audit de l'hydromorphologie » (SYRAH), destiné à évaluer les pressions hydromorphologiques, a été mobilisé pour apporter un élément de diagnostic alternatif (voir chapitre 2, paragraphe 1.1.2.5. « Pressions et expertise », page 19).

1.1.2.2 Années de référence

a) Cours d'eau et canaux

À la date de réalisation de cette évaluation, l'année la plus récente pour laquelle les données sont disponibles et diffusées est l'année 2011.

Les données utilisées issues des réseaux de surveillance sont celles des années 2010 et 2011. À défaut, pour les données biologiques, les inventaires réalisés en 2008 et 2009 ont été utilisés.

Selon **l'arrêté « Évaluation »** du 25 janvier 2010, pour les substances prioritaires (état chimique) ou spécifiques (état écologique), seule l'année la plus récente est utilisée, soit 2011 ou à défaut 2010, 2009 ou 2008.

Aucune donnée de surveillance en dehors de cette période n'a été traitée.

b) Plans d'eau

Toutes les données de surveillance acquises de 2007 à 2011 ont été mobilisées pour établir l'état des masses « d'eau plans » d'eau.

1.1.2.3 Données de surveillance exploitées

a) Réseaux utilisés

Conformément aux obligations de la DCE, le programme de surveillance *stricto sensu* démarre début 2007. Cette mise en œuvre est encadrée au niveau national par la **circulaire DCE 2006/16 du 31 juillet 2006** et relative à « la constitution et la mise en œuvre du programme de surveillance [...] pour les eaux douces de surface [...] » puis par **l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du Code de l'environnement**³ appelé arrêté « **Surveillance** » dans la suite du document. Il est complété par la circulaire du 29 janvier 2013. À l'échelle du bassin, il est formalisé et détaillé dans les districts Rhin et Meuse par **l'arrêté SGAR 2011-120 du 24 février 2011** « établissant les programmes de surveillance de l'état des eaux des districts Rhin et Meuse [...] ».

Pour les eaux de surface, le réseau ainsi mis en place comporte les volets suivants :

- le Réseau de contrôle de surveillance (RCS) des cours d'eau, largement basé sur les réseaux préexistants. Le programme de suivi réalisé sur les 107 sites du RCS à partir de 2007 est totalement compatible avec les prescriptions de l'arrêté « **Surveillance** » ;
- le réseau de contrôle de surveillance des plans d'eau, construit *ex nihilo* (aucun réseau préexistant) ;
- le Réseau d'état initial (REI), correspondant au suivi préalable au contrôle opérationnel sur les masses d'eau dont l'état était mal connu (représentant 150 masses d'eau, 50 analyses par année et évalué uniquement sur base de modélisation en 2009).

³ Ne pas confondre avec un autre arrêté pris à la même date : **arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du Code de l'environnement**³ dit **arrêté « Evaluation »**.

Ces réseaux DCE, dans leur configuration 2011, restent toutefois largement incomplets : ils ne couvrent qu'une partie des masses d'eau, sont parfois récents et temporaires (REI) et ne fournissent pas toujours tous les éléments de qualité théoriquement exigés par la DCE. L'utilisation de ces seuls réseaux DCE ne peut donc pas suffire pour réaliser l'évaluation de l'état des masses d'eau. Elle doit nécessairement être complétée par d'autres réseaux de données, sous réserve d'un certain nombre de conditions :

- les méthodes d'acquisition des données sont globalement compatibles avec les prescriptions techniques de la DCE, de ses guides d'application et des documents de cadrage technique nationaux ;
- les sites sur lesquels les données sont collectées, identifiés, répertoriés et gérés dans un référentiel compatible avec les procédures en vigueur dans le bassin ;
- l'acquisition des données se fait dans le cadre d'une procédure qualité permettant notamment d'identifier les opérateurs et les responsables de la validation ;
- les données sont bancarisées et disponibles.

Jusqu'en 2006, la surveillance des eaux de surface était organisée principalement autour du Réseau national de bassin (RNB), soit environ 250 sites répartis sur l'ensemble du linéaire des cours d'eau principaux, complété par un Réseau de suivi des pesticides (RSP). Ce dispositif était complété localement par le Réseau des bassins miniers (RBM) en Lorraine et le Réseau d'intérêt départemental du Bas-Rhin (RID 67). À partir de 2007, une partie du RNB (environ 80 sites) a été convertie pour couvrir les besoins du RCS. Les autres sites ont été en grande partie conservés pour répondre aux besoins de connaissance bassin, respecter les engagements pris à l'international et assurer une continuité dans la perspective du déploiement du Réseau de contrôle opérationnel (RCO). Ce réseau de transition ainsi constitué à partir de 2007 avec une centaine de sites est le Réseau de suivi à long terme et des tendances (RESALTT).

De plus, entre 2008 et 2010, des programmes ponctuels et opportunistes d'acquisition de données biologiques ont été conduits par les Directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL) ou l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA).

Sous les réserves exprimées plus haut, les données issues de ces réseaux hors DCE actifs entre 2010 et 2011 (et par extension pour la biologie entre 2008 et 2009) ont donc également été intégrés à l'exploitation des données.

Tous les réseaux fournissant sur la période 2010 - 2011 des données répondant aux critères DCE (méthodes, contrôle qualité, disponibilité) ont été intégrés dans l'évaluation de l'état des masses d'eau.

La Figure 2 récapitule le nombre de masses d'eau dont l'état a pu être évalué à l'aide d'au moins une donnée de surveillance.

Figure 2 : Nombre de masses d'eau couvertes par au moins un réseau.

	Rivières et canaux	Plans d'eau
Nombre total de masses d'eau	614	29
Nombre de masses d'eau disposant d'au moins un site parmi les réseaux exploitables	495 (81%)	18 ⁴ (62%)
Nombre de masses d'eau ne disposant d'aucun site de surveillance	119 (19%)	11 (38%)

⁴ Dont trois programmés pour l'année 2012 et dont les résultats ne sont pas intégrés dans la carte 2013.

b) Sites exploités

Notion de représentativité

L'objectif étant de fournir une évaluation de l'état des masses d'eau, il convient que les sites retenus soient représentatifs des masses d'eau pour lesquelles les données sont exploitées.

Deux raisons principales peuvent conduire à ce que ça ne soit pas le cas :

- localement, la classification typologique de la station ne correspond pas à celle de la masse d'eau ;
- les pressions ou les singularités constatées au droit ou à proximité de la station peuvent générer des artefacts sur l'état constaté localement par rapport à l'ensemble de la masse d'eau.

Le différentiel typologique

La circulaire nationale décrivant les critères de classification typologique des masses d'eau de rivière en France métropolitaine est parue en avril 2005, c'est-à-dire après la publication du premier état des lieux. Contrairement à la plupart des autres districts, les documents relatifs aux districts du Rhin et de la Meuse portaient sur toutes les masses d'eau, y compris les plus petites. La délimitation et la caractérisation de ces masses d'eau ont donc été faites sur la base d'une méthodologie locale, largement inspirée des éléments disponibles entre 2002 et 2003 mais légèrement différente de la typologie nationale finalement retenue.

Après parution de la circulaire « typologie » nationale, les masses d'eau identifiées dans les districts Rhin et Meuse ont été réaffectées dans les types nationaux, sans qu'elles aient été redécoupées (voir Figure 3). Pour le critère « gabarit », il en résulte certaines hétérogénéités au sein des masses d'eau du point de vue de la classification nationale.

Figure 3 : Comparaison des critères de typologie locale et nationale des masses d'eau de rivières.

Critères de typologie locale	Critères de typologie nationale	Conséquence sur la caractérisation des masses d'eau selon la typologie nationale
Hydro-écorégions de rang 1 + rang 2 localement	Hydro-écorégions de rang 1 + rang 2 si pertinent	Pas de conséquence : approches totalement cohérentes
Type du domaine piscicole (salmonicole / intermédiaire / cyprinicole)	<i>Critère non utilisé</i>	Pas de divergence ; le critère piscicole a été supprimé de la caractérisation, ce qui n'introduit pas d'hétérogénéité
Gabarit selon le rang de Strahler en 2 classes : - petit : rang 1 à 3 - grand : rang 4 et +	Gabarit selon le rang de Strahler en 5 classes : - très petit : rang 1 et 2 - petit : rang 3 - moyen : rang 4 - grand : rang 5 - très grand : rang 6 et +	Critère national plus précis, d'où hétérogénéité au sein de certaines masses d'eau. L'affectation dans une classe nationale a été faite en fonction du gabarit dominant au sein de chaque masse d'eau

Il résulte de cette migration d'un système typologique vers l'autre que certains sites existant peuvent être situés sur des tronçons de masse d'eau d'un type localement différent de celui attribué à la masse d'eau dans son ensemble.

La règle de gestion suivante est appliquée : est considéré comme représentatif de la masse d'eau (hors toute autre considération de pressions, voir ci-dessous) tout site de surveillance dont le type local :

- ne présente pas plus d'une classe de gabarit d'écart avec le type de la masse d'eau s'il est situé sur le drain principal de la masse d'eau ;
- est strictement identique au type de la masse d'eau s'il est situé sur un affluent.

Les sites ne répondant pas à ces critères sont considérés comme non représentatifs de la masse d'eau.

c) Exclusions

Une sélection préalable est effectuée de manière à écarter de l'analyse les sites particulièrement marqués par des problématiques ou altérations locales. Ces exclusions sont susceptibles de toucher tous les réseaux, y compris le Réseau de contrôle de surveillance (RCS) dont le but initial n'est pas d'être représentatif de l'état des masses d'eau.

D'une part, elles ont été examinées distinctement pour les différents éléments de qualité, un site pouvant être par exemple représentatif pour les micropolluants mais pas pour les macro-invertébrés benthiques. D'autre part, pour certaines grandes masses d'eau, plusieurs sites ont pu être retenus.

Le travail d'appréciation de la représentativité des sites a été conduit entre mai et octobre 2012 lors de session de travail entre l'Agence de l'eau Rhin-Meuse et les Directions régionales de l'eau, de l'aménagement et du logement (DREAL) Lorraine et Champagne-Ardenne. Il a été partagé avec l'ensemble des DREAL du bassin et l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA).

Les informations sur la représentativité des sites par rapport aux masses d'eau sont intégrées dans le référentiel « Ouvrages » géré sous la responsabilité de l'Agence de l'eau.

Seuls les sites représentatifs de l'état global de la masse d'eau sont retenus. Lorsque plusieurs sites considérés comme représentatifs ont été retenus sur une même masse d'eau, le diagnostic le plus mauvais a été retenu pour qualifier l'état global de la masse d'eau.

1.1.2.4 Modélisation

a) Modèle PEGASE

Le modèle « Planification et GEstion de l'ASSainissement des Eaux » (PEGASE) permet de réaliser une modélisation des concentrations en fonction :

- des données d'occupation du sol ;
- de l'état de l'assainissement (collecte, localisation et fonctionnement des ouvrages) ;
- de fonctions d'apports empiriques ;
- des caractéristiques du milieu.

Les résultats de chaque modélisation, exécutée en régime transitoire (c'est-à-dire prise en compte des différents débits journaliers sur une année), sont délivrés sous forme de concentrations des différents paramètres chaque jour de l'année simulées et sur chacun des points de calculs élémentaires du modèle.

Le champ d'action de PEGASE porte sur la quasi-totalité des masses d'eau de surface, à l'exception des plans d'eau et d'une partie du réseau de canaux artificiels. En l'absence de données de surveillance représentatives et exploitables, les résultats du modèle sont mobilisés pour procéder à l'évaluation de l'état des paramètres généraux et des métaux.

NB : PEGASE ne calcule pas les éléments de qualité relatif à l'acidification et la température, ni le taux de saturation en oxygène. Lorsque l'évaluation est basée sur le modèle, ces Éléments de qualité (EQ) ne sont donc pas renseignés.

b) Outil d'extrapolation biologique de l'IRSTEA

L'Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (IRSTEA) a développé un outil statistique de prédition de l'état biologique sur la base d'une sélection de pressions recensées sur les bassins versants.

Les éléments de construction de ce modèle, les critères pris en compte et son niveau de performance de prédition sont décrits dans le rapport de l'IRSTEA (VILLENEUVE et al., 2012).

1.1.2.5 Pressions et expertise

a) Hydromorphologie

Ainsi que le précise le paragraphe 1.1.1.2. « L'état écologique » du chapitre 2, page 12, les données hydromorphologiques ne sont prises en compte que pour diagnostiquer le très bon état écologique d'une masse d'eau.

L'arrêté « **Evaluation** » indique que, lorsque les données requises ne sont pas disponibles, on peut avoir recours aux données de pressions pour porter un diagnostic sur l'état de la masse d'eau. Dans la pratique, dans le processus d'évaluation de l'état écologique des masses d'eau, l'outil SYRAH (voir chapitre 3, paragraphe 2.1.4.2 « Outil SYRAH : socle commun de l'analyse » page 128) a été mobilisé pour :

- confirmer la possibilité de classer en très bon état les masses d'eau dont le diagnostic biologie et physico-chimie sont déjà « très bons ». En l'absence de pression hydromorphologique identifiée par SYRAH, le niveau « très bon » est attribué à ces masses d'eau (dans la pratique, seules deux masses d'eau sont concernées) ;
- appuyer le diagnostic fourni par le modèle d'extrapolation biologique IRTSEA (voir chapitre 2, paragraphe 1.1.2.4. « Modélisation », page 19).

b) Physico-chimie

Par ailleurs, des avis d'experts ont également été sollicités pour valider, voire ajuster certains diagnostics à l'échelle de la masse d'eau pour notamment :

- écarter du traitement les épisodes accidentels ou non représentatifs de la chronique de données ;
- corriger des données d'entrée du modèle PEGASE ;
- mettre en cohérence le diagnostic selon un gradient amont-aval pour certaines données modélisées.

c) Biologie

Les données biologiques sont interprétées en terme d'état au travers de grilles d'évaluation explicitement mentionnées dans l'**arrêté « Evaluation »** et adaptées aux différents types de masses d'eau. Pour certains de ces types (principalement les grands cours d'eau), les données insuffisantes au niveau national n'ont pas permis la construction d'une grille suffisamment solide pour être publiée.

D'autre part, certaines situations locales rendent non pertinents les indices biologiques calculés et / ou les grilles utilisées.

Dans certains cas, une expertise au cas par cas a pu être menée sur les résultats biologiques pour en tirer un classement ajusté et adapté à la masse d'eau.

1.2 Évaluation de l'état des cours d'eau et canaux

1.2.1 Évaluation de l'état chimique

1.2.1.1 Méthode de calcul de la moyenne annuelle

La valeur retenue pour chaque paramètre est la moyenne annuelle calculée selon les modalités de l'**annexe 8 de l'arrêté « Evaluation »**. Les données inférieures à la limite de quantification sont prises en compte en retenant la moitié de cette limite pour le calcul de la moyenne (à l'exception des familles pour lesquelles les valeurs par substance individuelle sont remplacées par zéro).

Lorsque la moyenne ainsi calculée est inférieure à la limite de quantification, on détermine en plus les bornes supérieure et inférieure de la moyenne en remplaçant les valeurs non quantifiée par, respectivement, ladite limite et zéro.

Les modalités de l'**arrêté « Evaluation »** ont été appliquées *in extenso* pour la carte d'état chimique de l'État des lieux 2013.

1.2.1.2 Données utilisées

a) Années de référence

Selon l'**arrêté « Evaluation »**, les données de l'année 2011 ont été utilisées en priorité. À défaut, ce sont celles de 2010, voire 2009 ou 2008, qui furent utilisées.

b) Réseaux utilisés

Les données sont issues des réseaux pertinents fournissant des données depuis 2007, soit les Réseau de contrôle et de surveillance (RCS), le Réseau d'état initial (REI) et le Réseau de suivi des pesticides (RSP).

1.2.1.3 Calcul de l'état chimique à la station

a) Méthodologie générale

Pour chaque site de surveillance, l'état chimique est calculé selon la méthode décrite dans **l'annexe 8 de l'arrêté « Evaluation »**.

Le dépassement du seuil pour une seule substance suffit à déclasser l'état chimique.

Lorsque la moyenne est supérieure à la limite de quantification, l'état est attribué par simple comparaison de cette moyenne avec la Norme de qualité environnementale (NQE) :

- moyenne inférieure à la NQE : bon état ;
- moyenne supérieure à la NQE : pas bon état.

Lorsque la moyenne est inférieure à la limite de quantification, alors il est cherché à établir le diagnostic en comparant les bornes inférieures et supérieures de la moyenne à la NQE.

- borne supérieure inférieure à la NQE : bon état ;
- borne inférieure supérieure à la NQE : pas bon état ;
- sinon : état indécis.

L'état chimique est également attribué sur la base de la valeur maximale mesurées, selon les prescriptions de **l'annexe 10 de l'arrêté « Evaluation »**.

b) Définition de la classe de dureté

Pour le cadmium (Cd), la Norme de qualité environnementale (NQE) à retenir dépend de la classe de dureté (voir **annexe 8 de l'arrêté « Evaluation »**) mais ni le guide technique ni **l'arrêté « Evaluation »** ne précisent la méthode pour la déterminer.

L'approche appliquée pour les districts Rhin et Meuse est la suivante : la classe de dureté a été calculée pour chaque station à partir des résultats en calcium (Ca^{2+}) et magnésium (Mg^{2+}) sur les cinq années antérieures (incluant l'année d'évaluation), à défaut toutes les années disponibles :

- pour chaque prélèvement, les concentrations en Ca^{2+} et en Mg^{2+} ont été transformées en degré français ($^{\circ}\text{f}$) selon l'équivalence suivante :
 - $1^{\circ}\text{f} = 4 \text{ mg/l}$ de Ca ;
 - $1^{\circ}\text{f} = 2,4 \text{ mg/l}$ de Mg ;
- pour chaque prélèvement, les résultats convertis en $^{\circ}\text{f}$ sont sommés ;
- la dureté de la station en $^{\circ}\text{f}$ est calculée avec la moyenne de l'ensemble des prélèvements ;
- elle est convertie par l'équivalence suivante : $1^{\circ}\text{f} = 10 \text{ mg/l CaCO}_3$.

1.2.1.4 Détermination de l'état chimique de la masse d'eau

Les sites non représentatifs des masses d'eau sont exclus du processus. L'état constaté sur le site est donc affecté à la masse d'eau qu'il représente. Lorsque plusieurs sites sont représentatifs d'une seule et même masse d'eau, le diagnostic le plus déclassant est retenu.

1.2.2 Évaluation de l'état écologique

1.2.2.1 Paramètres généraux

a) Traitement des données issues de la surveillance

Pour les paramètres généraux, pour lesquels **l'annexe 3 de l'arrêté « Evaluation »** requiert le calcul du percentile 90, ce dernier est calculé sur l'ensemble de la période de référence 2010 - 2011, soit un percentile 90 sur 24 mois.

L'état est établi en cinq classes selon la grille de **l'annexe 3 de l'arrêté « Evaluation »**, selon la règle du paramètre déclassant.

Il est calculé distinctement pour les quatre éléments de qualité : les paramètres du bilan en oxygène (oxygène et pollution organique), les nutriments (azote et phosphore), l'acidité et la température.

Rappel : faute de seuil dans **l'annexe 3 de l'arrêté « Evaluation »**, l'élément de qualité « salinité » n'est pas évalué dans le présent document.

L'état « paramètres généraux » est le plus mauvais diagnostic parmi ces quatre éléments de qualité.

b) Application des règles d'assouplissement

Les règles d'assouplissement prévues par **l'article 2.2. de l'annexe 2 de l'arrêté « Evaluation »** et reprises dans **l'article 2.3.2.2.** du guide « **Evaluation** » de décembre 2012 sont appliquées.

Dans la pratique, en ayant au préalable filtré les stations non représentatives, et en veillant à respecter le principe de la station déclassante, seules sept masses d'eau voient leur diagnostic physico-chimique assoupli (voir Figure 4).

Figure 4 : Liste des masses d'eau dont le diagnostic physico-chimique a été assoupli.

Code de la masse d'eau	Nom de la masse d'eau	Paramètre(s) assoupli(s)
FRB1R486	Mouzon 2	Carbone organique dissous (COD)
FRCR178	Zorn 5	Phosphore total (Pt)
FRCR180	Zinsel du sud 1	Phosphore total (Pt)
FRCR285	Vezouze 2	Carbone organique dissous (COD)
FRCR406	Ruisseau d'Oudrenne	Phosphates (PO ₄)
FRCR416	Nied française 1	Taux de saturation en oxygène (Tx sat O ₂)
FRCR66	Thur 1	Taux de saturation en oxygène (Tx sat O ₂)

c) Traitement des résultats de modélisation

La modélisation est utilisée pour les éléments relatifs au bilan en oxygène et les nutriments.

Les résultats de base restitués par le modèle sont agrégés pour proposer une estimation de « l'état simulé » :

- agrégation temporelle : calcul du percentile 90 (sur 365 valeurs) sur chaque point de calcul ;
- agrégation spatiale : calcul du centile 80 des n valeurs ci-dessus par masse d'eau ;
- établissement de l'état selon la grille de l'arrêté « **Surveillance** ».

Ce résultat est ignoré pour la classification de l'état de la masse d'eau dès lors qu'un diagnostic exploitable (site représentatif) est fourni par les données de surveillance.

d) Avis d'experts : exceptions typologiques

Les exceptions typologiques mentionnées à l'**annexe 3 de l'arrêté « Evaluation »** permettent la prise en compte de situations naturellement atypiques. Au-delà de ces exceptions identifiées, le paragraphe 1.1.2 « Principales options méthodologiques mises en œuvre dans les districts Rhin et Meuse » du chapitre 2, page 14, permet d'écartier certains paramètres lorsque des conditions locales exceptionnelles le justifient.

Dans la pratique, deux cas particuliers ont été examinés :

- la Lutter, ruisseau phréatique de référence, fortement désoxygéné, largement au-delà des limites fixées par l'exception du Système d'évaluation de la qualité de l'eau (SEQ Eaux) pour le cas « cours d'eau pauvres en oxygène ». Les paramètres de l'oxygène et l'indice poissons ont été écartés de l'analyse ;
- le ruisseau des Manises, ruisseau acide de référence, très atypique et probablement représentatif uniquement de lui-même. Le paramètre pH a été écarté de l'analyse.

e) Evaluation à la masse d'eau

L'évaluation à la masse d'eau est effectuée selon les règles générales décrites plus haut :

- on ne retient que les sites représentatifs vis-à-vis des paramètres généraux ;
- lorsque plusieurs sites représentatifs sont disponibles, on retient le plus déclassant ;
- en l'absence de diagnostic de surveillance, on retient le diagnostic PEGASE (rappel : dans ce cas, les Eléments de qualité (EQ) acidification, température et taux de saturation en O₂ ne peuvent pas être renseignés).

À titre d'information complémentaire, on détermine également un « état macropolluants », synthèse des éléments de qualité :

- bilan en oxygène ;
- nutriments.

Cet « état » (en toute rigueur, cette appellation est abusive) n'est pas une notion DCE. L'information est toutefois très utilisée dans les districts du Rhin et de la Meuse car elle permet une continuité avec les anciennes notions de « qualité générale » et un lien fort avec les opérations d'assainissement (objectifs, priorités, etc.). Il est établi selon les mêmes règles que l'état « paramètres généraux ».

1.2.2.2 Substances de l'état écologique

a) Méthodologie générale

Les données de surveillance sont prioritairement mobilisées et exploitées pour les substances spécifiques de l'état écologique.

Les modalités de calcul de la moyenne annuelle par substance sont identiques à celles applicables à l'état chimique (voir chapitre 2, paragraphe 1.2.1. « Évaluation de l'état chimique », page 20).

Le calcul de l'état « Substances de l'état écologique » se fait selon des règles analogues à l'ensemble des éléments de qualité de l'état physico-chimique :

- comparaison de la moyenne annuelle aux seuils de la grille ;
- principe du paramètre déclassant.

En l'absence de données de surveillance disponibles pour les métaux cuivre (Cu) et zinc (Zn⁵), le modèle PEGASE est utilisé. Les résultats élémentaires sont alors traités comme suit :

- agrégation temporelle : calcul de la moyenne annuelle (sur 365 valeurs) sur chaque point de calcul ;
- agrégation spatiale : calcul du centile 80 des n valeurs ci-dessus par masse d'eau ;
- établissement de l'état selon la grille de l'arrêté applicable aux données de surveillance.

b) Le fond géochimique

Faute de données suffisantes pour les métaux, le fond géochimique n'a pas été pris en compte. Dans les calculs, cela revient à le prendre comme étant égal à zéro.

c) Définition de la classe de dureté

Pour le zinc (Zn), les classes de dureté ont été déterminées selon la même méthode que pour le cadmium (Cd) dans l'état chimique.

Lorsque les résultats PEGASE sont utilisés, il est nécessaire de déterminer la classe de dureté selon une autre méthode (en l'absence de données de surveillance). Une approche par type a donc été mise en œuvre sur base d'une analyse simplifiée des gammes de dureté selon les types de masses d'eau avec données de surveillance. On applique alors pour le zinc (Zn), dans le cas du bassin Rhin-Meuse, les classes présentées dans la Figure 5.

⁵ Pour les autres métaux, les concentrations mesurées et simulées sont extrêmement faibles, ce qui ne permet pas une validation raisonnable du modèle.

Figure 5 : Classes de dureté pour le zinc (Zn) par type de masse d'eau, dans le cas du bassin Rhin-Meuse.

Type	Classe Zn
P04	1
TP04	1
M04	1
P22	1
GM22	2
TP22	1
P18/04	2
M18/04	2
TTGA	2
G18/04	2
M10/04	2
TG22/10	2
TP09	2
MP18	2
TP05	2
G10	2
TP18	2
G10/04	2
TP10	2
P10	2
TG10-15/04	2
M10	2

d) Expression de l'état pour les substances spécifiques

Il se fait en trois classes :

- le très bon état : la moyenne calculée est inférieure au seuil de quantification ;
- le bon état : entre le seuil de quantification et la Norme de qualité environnementale (NQE) ;
- l'état moyen : supérieur à la NQE.

1.2.2.3 Expression de l'état pour l'élément de qualité « Physico-chimie »

L'état physico-chimique est exprimé en cinq classes en retenant le plus déclassant parmi :

- l'état « paramètres généraux » (exprimé en cinq classes) ;
- l'état « substances spécifiques » (exprimé en trois classes).

1.2.2.4 Éléments de qualité biologique

a) Règles d'agrégation interannuelle

L'arrêté « **Evaluation** » préconise le calcul de la moyenne des indices des deux dernières années validées au moment de l'élaboration du diagnostic.

Le travail d'établissement de l'état des masses d'eau figurant dans l'État des lieux s'est déroulé à partir du mois de septembre 2012. Les années de référence sont donc les années 2010 - 2011 (les données de 2011 ont été validées entre juin et septembre 2012).

Les sites ne disposant que d'une seule année de surveillance sont exploités sur la base de cet unique résultat.

Les données printanières collectées sur le réseau de référence n'ont pas été traitées. Seuls les indices obtenus en période estivale ont été exploités. Les Indices poissons rivières (IPR) acquis par l'ONEMA font cependant exception : toutes les données ont été prises en compte.

Les données indiciaires utilisées sont :

- pour les invertébrés : Indice biologique global normalisé (IBGN) (code SANDRE 1000) et IBGN « équivalent »⁶ (code SANDRE 5910), traités indifféremment ;
- pour les diatomées : Indice biologique diatomées (IBD) exclusivement selon la version 2007 de la norme (code SANDRE 5856) ;
- pour les poissons : l'Indice poisson rivière (IPR) (code SANDRE 2964).

Les résultats sont exploités à la station, c'est-à-dire que l'état constaté pour chaque groupe biologique est déterminé selon la classification typologique⁷ de la station et non pas de la masse d'eau sur laquelle elle est localisée. Ce choix méthodologique est une précaution supplémentaire non indispensable dans la mesure où, s'il existe un écart entre type de la station et type de la masse d'eau susceptible de générer une différence de diagnostic biologique, alors la station est considérée comme non représentative et n'est pas traitée.

Les compartiments phytoplancton, macrophytes (Indice biologique macrophytique en rivières (IBMR - code SANDRE 2928) et oligochètes (Indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS - code SANDRE 2543) n'ont pas été exploités, faute de dispositif d'évaluation inscrit dans l'**arrêté du 25 janvier 2010**.

Sur chacun des sites, et pour chaque indice, la moyenne des n (1 ou 2) valeurs retenues est calculée pour être comparée aux seuils du type correspondant.

Cas des seuils manquants pour les invertébrés et les diatomées

Pour certains types de masses d'eau « rivières » (tous les très grands et certains grands cours d'eau), les valeurs de référence et les seuils d'état n'ont pas pu être établis, faute d'un jeu de données suffisant. Néanmoins, certains résultats méritent d'être traités car porteurs d'une information lorsque les résultats sont franchement mauvais.

⁶ Indice Macro-invertébrés calculé sur une sélection pertinente de 8 prélèvements collectés selon la méthode « Invertébrés DCE ». En toute rigueur, il ne s'agit pas d'un IBGN car la norme en question n'a pas été appliquée mais l'indice ainsi calculé est admis comme étant analogue et les seuils d'état selon les types sont utilisables comme ils le sont pour l'IBGN « vrai ».

⁷ Tableaux des paragraphes 1.1.1, 1.1.2. et 1.1.3. de l'annexe 3 de l'arrêté « **Evaluation** » relatifs respectivement aux seuils IBGN (selon typologie), IBD (selon typologie) et IPR.

Ainsi, lorsque les seuils sont manquants, on reprend les seuils d'un type proche (même hors bassin) uniquement pour les limites moyen / médiocre et médiocre / mauvais (voir Figure 6).

Figure 6 : Compléments apportés en cas de seuils manquants pour IBGN et IBD.

Types	Cours d'eau concernés	Type proche dont on reprend les seuils J/O et O/R
Seuils IBGN manquants		
TTGA : Fleuves alpins	Rhin	G2 : Grand cours d'eau des Alpes internes
TG10-15/04 : Très grands cours d'eau des côtes calcaires exogènes de Vosges	Moselle	G10 : Grands cours d'eau des côtes calcaires
G10/04 : Grands cours d'eau des côtes calcaires, exogènes des Vosges	Moselle, Meurthe, Sarre	
TG22/10 : Très grands cours d'eau ardennais, exogènes des côtes calcaires	Meuse	GM22 : Grands et moyens cours d'eau ardennais
G18/04 : Grands cours d'eau alsaciens exogènes des Vosges	Ill, Moder, Sauer	M18/04 : Cours d'eau moyens exogènes des Vosges
Seuils IBD manquants		
TTGA : Fleuves alpins	Rhin	Autres très grands cours d'eau (TG15-10/04 exceptés)

avec IBGN : Indice biologique global normalisé et IBD : Indice biologique diatomées

Corollaire : sur les sites correspondant à un de ces types, lorsque les indices calculés sont supérieurs au seuil J/O (limite moyen / médiocre), alors l'état n'est pas calculé pour ce paramètre.

b) Règles d'agrégation des éléments de qualité biologique

La règle de l'Élément de qualité (EQ) déclassant est appliquée, sans restriction quant au nombre d'EQ disponibles : une donnée sur un seul des trois EQ susceptibles d'être renseignés est considérée comme suffisante.

L'état biologique est établi dans un premier temps pour chaque élément de qualité à l'échelle de la masse d'eau. Dans un second temps, l'état de la masse d'eau est établi par application du critère déclassant (le plus mauvais diagnostic parmi les valeurs renseignées donne l'état biologique de la masse d'eau).

c) La mise en œuvre du modèle IRSTEA

Le modèle d'extrapolation de l'Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (IRSTEA) mentionné dans le chapitre 2, paragraphe « Modélisation », page 19 du présent document, a été déployé sur l'ensemble des masses d'eau. Toutefois, l'outil proposé est validé au niveau national, sur la base du Réseau de contrôle de surveillance (RCS). Il a donc été nécessaire, lors de sa mise en œuvre, d'élargir le test à l'ensemble des données biologiques disponibles et de recalculer les indices de performances (taux de bonne / mauvaise classification).

Les résultats de la prévision par le modèle ont été comparés (voir Figure 7), sur les 434 masses d'eau disposant d'un diagnostic biologique (au moins partiel) sur la période 2010 - 2011 (étendue à 2008 - 2009).

Figure 7 : Résultats de la prévision de l'état des masses d'eau par IRSTEA.

Observations surveillance 2008 - 2011	Prédition par le modèle			
	Bon état	Pas bon état	Total	
	Bon état	31	113	144
	Pas bon état	27	263	290
	Total	58	376	434

En résumé :

Taux de masses d'eau mal classées	32,3 %
Erreur bêta (faux négatif)	26,0 %
Erreur gamma (faux positif)	6,2 %

Les résultats négatifs de cette prédition ont été confrontés aux pressions physico-chimiques (paramètres généraux) et hydromorphologiques (SYRAH expertisé) avant d'être validés. Ils sont pris en compte pour le diagnostic de l'état biologique à condition que :

- SYRAH identifie un niveau de « pression forte » sur la masse d'eau ;
- PEGASE simule un état « moins que bon » pour les macropolluants.

Dans le cas contraire, l'état biologique est noté « non déterminé » (U pour « unknown », selon la nomenclature WISE (format de rapportage à la Commission européenne)).

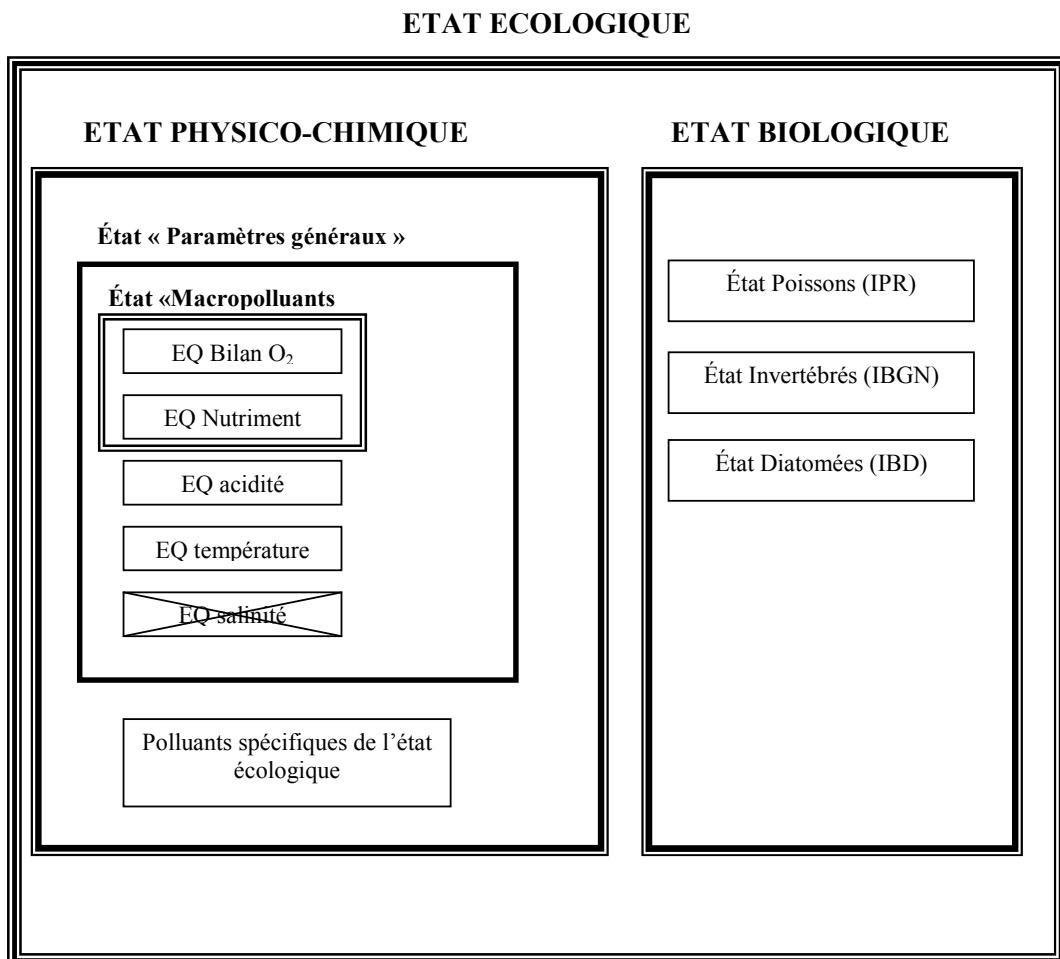
Au final, 132 masses d'eau sont diagnostiquées au moyen de l'outil d'extrapolation et se répartissent de la manière suivante :

- 37 masses d'eau (soit 28 %) sont en bon état ;
- 95 masses d'eau (soit 72 %) sont en état « moins que bon ».

1.2.2.5 Détermination de l'état écologique

Le schéma suivant synthétise l'organisation des données et leur assemblage (voir Figure 8).

Figure 8 : Détermination de l'état écologique pour les masses d'eau « cours d'eau et canaux ».



Les règles d'agrégation entre Éléments de qualité (EQ) sont les suivantes :

- L'état biologique est établi en cinq classes à partir des données de surveillance, sur la base du plus mauvais des trois EQ :
 - poissons ;
 - invertébrés ;
 - diatomées.
- Le diagnostic biologique est autorisé dès qu'au moins une donnée biologique est disponible. Dans le cas contraire, l'état biologique est « inconnu ».
- À défaut de données de surveillance, l'état biologique peut être établi globalement en deux classes (pas de distinction possible par élément de qualité) à partir du modèle IRSTEA.

➔ L'état « paramètres généraux » est établi en cinq classes sur la base du plus mauvais des quatre EQ :

- bilan en oxygène ;
- nutriments ;
- acidité ;
- température.

➔ Et ceci quelle que soit la source d'information (surveillance ou modélisation). Si les deux sources sont disponibles, seul le diagnostic issu des données de surveillance est pris en compte.

➔ Lorsque ni les données de surveillance ni la modélisation ne sont disponibles, l'état « paramètres généraux » est noté « inconnu ».

➔ L'état « substances spécifiques de l'état écologique » est établi en trois classes sur la base du plus mauvais des neuf EQ :

- arsenic dissous ;
- chrome dissous ;
- cuivre dissous ;
- zinc dissous ;
- chlortoluron ;
- oxadiazon ;
- linuron
- 2,4-D ;
- 2,4-MCPA.

Lorsque les données sont très parcellaires, l'état est souvent noté « inconnu ».

➔ L'état « physico-chimie » est établi en cinq classes sur la base du plus mauvais des deux états :

- paramètres généraux ;
- substances spécifiques de l'état écologique.

➔ Il peut être établi sur la base du seul état « paramètres généraux ». Le cas où seul l'état « substances » est disponible ne se présente pas.

➔ Lorsque ni les paramètres généraux ni les substances de l'état écologique ne sont renseignés, l'état physico-chimique est noté « inconnu ».

➔ L'état écologique est établi en cinq classes sur la base du plus mauvais des deux états suivants selon la règle suivante : en application du principe général d'agrégation présenté au chapitre 2, paragraphe « Combinaison des éléments de qualité pour exprimer l'état écologique » (page 13), découlant des prescriptions européennes et de leur transposition dans l'arrêté « **Evaluation** », l'état physico-chimique est « écrété » au niveau « moyen » au moment de l'agrégation avec les données biologiques. Le cas où les données biologiques ne sont pas disponibles est traité spécifiquement : le classement écologique se fait alors sur la seule base de l'état physico-chimique en cinq classes.

Exemples de cas de figure :

État physico-chimique	État biologique	État écologique
Bon	Médiocre	Médiocre
Moyen	Médiocre	Médiocre
Médiocre	Moyen	Moyen
Mauvais	Bon	Moyen
Médiocre	Inconnu	Médiocre

Néanmoins, malgré cette règle d'écrêtage, le niveau détaillé en cinq classes de l'état physico-chimique est maintenu comme donnée utilisée au niveau du bassin car jugé nécessaire à l'identification des mesures et des priorités d'intervention.

- ➔ Le diagnostic écologique est autorisé dès qu'au moins un de ces deux états peut être renseigné. Il est établi au niveau de détail maximum permis par les EQ utilisés (expression en deux, trois ou cinq classes).
- ➔ Lorsque ni l'état physico-chimique ni l'état biologique ne sont disponibles, l'état écologique est noté « inconnu ».

Cas des masses d'eau en très bon état écologique

Le système d'inventaire des pressions hydromorphologiques tel qu'il est décrit dans le paragraphe 1.1.2.5. « Pressions et expertises », chapitre 2, page 19, ne permet pas de distinguer les masses d'eau qui pourraient être classées en très bon état.

Dans les rares cas où les deux états, physico-chimique et biologique, sont classés en très bon état, une vérification du niveau de pression SYRAH est effectuée pour confirmer ce diagnostic.

1.2.3 État « global »

Les articles 4.1.a.ii et 4.1.a.iii de la DCE fixent pour les masses d'eau les objectifs suivants :

- bon état pour toutes les masses d'eau, sauf MEA et MEFM ;
- bon potentiel et bon état chimique pour les MEA et MEFM.

Il n'existe donc pas clairement de vocabulaire strictement DCE-compatible pour évoquer l'état « global » combinant les volets chimique et écologique. Dans les districts Rhin et Meuse, on choisit le vocable d'état pour désigner cette combinaison :

- bon état chimique + bon état écologique = bon état ;
- bon état chimique + bon potentiel écologique = bon état.

1.3 Évaluation de l'état des plans d'eau

1.3.1 Préambule

Le contrôle de l'état des plans d'eau a démarré en 2007. Il concerne 17 plans d'eau surveillés selon les dispositions de la **circulaire « Surveillance » de 2006**, puis de l'**arrêté « Surveillance » du 25 janvier 2010** (voir Figure 9).

Figure 9 : Liste des 17 plans d'eau surveillés.

Code de la masse d'eau	Nom de la masse d'eau	Année(s) de surveillance
FRCL2	Retenue de Michelbach	2010
FRCL3	Lac de Kruth-Wildenstein	2009 / 2012
FRCL10	Gravière de Münchhausen	2009
FRCL12	Lac de Gérardmer	2011
FRCL13	Lac de Longemer	2010
FRCL14	Réservoir de Bouzey	2010
FRCL15	Réservoir de Pierre Percée	2011
FRCL21	Etang de Parroy	2008 / 2011
FRCL18	Etang de la Madine	2011
FRCL19	Etang de Lindre	2007 / 2008
FRCL23	Etang de Lachaussée	2007 / 2008 / 2011
FRCL25	Etang de Gondrexange	2012
FRCL26	Etang du Stock	2012
FRCL27	Long étang	2012
FRCL33	Etang de Bischwald	2007 / 2008
FRB1L35	Etang de Bairon	2008
FRB1L36	Retenue des Vieilles Forges	2008

Les opérations de surveillance 2012 n'ont pas été prises en compte dans l'évaluation publiée dans l'État des lieux 2013.

L'étang d'Amel n'est pas une masse d'eau inscrite au programme de surveillance. Néanmoins, afin d'accompagner une opération menée à l'initiative du gestionnaire, un programme complémentaire d'acquisition de données a été engagé en 2009. Son état a ainsi pu être établi au même titre que les plans d'eau du programme de contrôle de surveillance.

Les 11 masses d'eau de plans d'eau restantes n'ont pas donné lieu à des opérations de surveillance à ce jour.

1.3.2 Évaluation de l'état chimique

Fondamentalement, les critères d'évaluation (liste des substances, Normes de qualité environnementale (NQE)) sont strictement identiques aux autres masses d'eau de surface.

En revanche, les modalités de collecte des données de surveillance sont spécifiques : on réalise un prélèvement de surface et un prélèvement de fond, quatre fois par année, dont les règles d'agrégation n'ont pas été définies au niveau national.

L'état chimique est établi par le plus mauvais des états constatés aux différentes profondeurs du plan d'eau.

1.3.3 Évaluation de l'état écologique

1.3.3.1 Préambule

Sur les 29 masses d'eau « plans d'eau » des districts du Rhin et de la Meuse, seules deux sont dites « naturelles », c'est-à-dire ni artificielles (MAE) ni fortement modifiées (MEFM). Les critères d'évaluation de l'état écologique mentionnés dans l'**arrêté du 25 janvier 2010** ne sont que partiellement utilisables pour l'évaluation de l'état écologique (voir Figure 10) :

- certains paramètres sont mentionnés à titre indicatif ;
- d'autres ne concernent que les masses d'eau naturelles.

Les nouveaux indicateurs en cours de développement au moment de l'établissement de l'État des lieux ne sont utilisés qu'à titre complémentaire (notamment l'Indice Planctonique LACustre (IPLAC)).

Figure 10 : Domaine d'utilisation par élément de qualité.

Élément de qualité	Domaine d'utilisation
Chlorophylle a	Toutes les masses d'eau
Indice planctonique (IPL)	Masses d'eau naturelles À titre indicatif pour toutes les autres masses d'eau
Indice oligochète de bioindication lacustre (IOBL), Indice mollusque (IMOL)	À titre indicatif pour les masses d'eau naturelles
Physico-chimiques (paramètres généraux et substances spécifiques)	Toutes les masses d'eau
Transparence	Seuils à adapter selon les types de masses d'eau
Bilan en oxygène (Indice de saturation en oxygène (ILOx))	À titre indicatif pour toutes les masses d'eau

L'évaluation de l'état écologique est donc généralement limitée aux seuls paramètres physico-chimique (généraux et spécifiques), à la chlorophylle a et, pour les deux masses d'eau naturelles, à l'Indice planctonique (IPL).

Les autres indicateurs sont mobilisés pour conforter la classification ainsi obtenue.

1.3.3.2 Paramètres généraux

La grille d'évaluation utilisée est le tableau 13 de l'**annexe 3 de l'arrêté « Evaluation »**. La règle du paramètre déclassant s'applique à l'échelle des paramètres généraux.

a) Nutriments

Les données à traiter sont celles de la période dite estivale. Celle-ci n'est pas clairement définie. On peut l'assimiler à la période de production végétale en se basant sur les relevés de phytoplancton, appréciation encore subjective, variable d'un plan d'eau à l'autre, voire même d'une année à l'autre pour un même plan d'eau. Généralement et par défaut, on admet que « l'été biologique » est défini comme la période allant de mai à septembre inclus, les résultats hors de cette période ne sont donc pas traités.

Pour les nutriments, les données exploitables pour l'évaluation de l'état « paramètres généraux » sont :

- la concentration en azote (N) minéral ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$) : valeur maximale estivale ;
- la concentration en phosphates (P-PO_4^{3-}) : valeur maximale estivale ;
- concentration en phosphore total (P_{total}) : valeur maximale estivale.

b) Transparence

Dans la pratique, le critère transparence n'est retenu que pour les masses d'eau naturelles. Les possibilités d'adaptation selon les types permises par l'**arrêté « Évaluation »** n'ont pas été mises en œuvre, faute de capacité d'expertise mobilisable.

c) Bilan en oxygène

Selon les termes de l'**arrêté « Évaluation »**, le bilan en oxygène doit être évalué sur le critère de « désoxygénation de l'hypolimnion (couche de fond du plan d'eau) en pourcentage du déficit observé entre la surface et le fond pendant la période estivale (pour les lacs stratifiés) ». La méthode pour évaluer cette désoxygénation n'est pas précisée par l'**arrêté « Évaluation »** mais ce dernier indique la possibilité d'utiliser la méthode de l'Indice de saturation en oxygène (ILOx) à titre complémentaire.

Dans les districts Rhin et Meuse, l'ILOx est retenu pour évaluer ce critère. Il est utilisé à titre de complément d'information sur tous les plans d'eau, stratifiés ou non.

Règles de calcul de l'ILOx :

L'ILOx est un indice de saturation en oxygène, pondéré par la profondeur. Il est calculé à partir des profils verticaux du taux de saturation en oxygène. On calcule :

- **MOS** = moyenne des valeurs de taux de saturation > 50% sur le profil ; si aucune valeur n'est > 50%, alors MOS = moyenne de toutes les valeurs ;
- puis **MOSP** = $\text{MOS} \times \text{Prof max}^8$; si $\text{MOS} \geq 110$, alors $\text{MOSP} = 110$ (plafonnement sans pondération par la profondeur) ;

⁸ La profondeur maximale du plan d'eau doit normalement correspondre à celle du profil puisque, selon l'**arrêté « Surveillance »**, ce dernier doit être réalisé à l'aplomb du point le plus profond.

- **MOF** = moyenne des valeurs de taux de saturation < 50% ; si toutes les valeurs sont > 50%, alors MOF = dernière valeur de taux de saturation du profil, quelle que soit sa valeur (> ou < 50%) ;
puis **MOFP** = $50 - MOF \times \Delta Prof$, où $\Delta Prof$ est la différence de profondeur entre les deux dernières mesures ;
- **ILOx** = $(MOSP - MOFP) \times Prof \max.$

NB : pour les plans d'eau très profonds, quand des valeurs à 0 % au fond sur le profil homothermique d'hiver sont relevées, le calcul se fait à partir de la profondeur de la première valeur non nulle. On considère que la zone anoxique n'est jamais (ou exceptionnellement) concernée par le brassage complet et relève du contexte naturel.

L'ILOx est calculé sur tous les profils établis en période estivale et l'ILOx le plus faible est retenu pour le plan d'eau pour l'année.

L'application de l'ILOx dans la grille d'évaluation conduit deux classes possibles :

- « bon », lorsque $ILOx \geq 50 \%$;
- « moyen », lorsque $ILOx < 50 \%$.

1.3.3.3 Substances de l'état écologique

Les traitements et règles de classification sont les mêmes que celles appliquées pour les masses d'eau « rivières ». Lorsque plusieurs profondeurs sont échantillonnées, le plus mauvais résultat est retenu.

Pour le zinc (Zn), la classe de dureté est établie sur la base des données mesurées au cours de l'année de surveillance.

1.3.4 Éléments de qualité biologique

La grille d'évaluation de l'état biologique des plans d'eau (voir tableau 11 de l'**annexe 3 de l'arrêté « Évaluation »**) ne s'applique qu'aux plans d'eau naturels.

a) Chlorophylle a et phytoplancton

Le guide technique dans sa version de mars 2009 précise que les grilles d'évaluation de la chlorophylle a (seuils déterminés en fonction de la profondeur moyenne) sont également applicables aux plans d'eau d'origine anthropique. L'**arrêté « Évaluation »** ne reprend pas cette disposition mais elle a été néanmoins appliquée aux plans d'eau anthropiques.

L'Indice planctonique lacustre (IPL), tel qu'il est précisé dans le guide technique, ne s'applique qu'aux plans d'eau naturels. Cet indice a néanmoins été calculé pour les inventaires phytoplanctoniques réalisés sur tous les plans d'eau mais son utilisation s'est limitée aux lacs de Gérardmer et Longemer.

b) Macrophytes

Les inventaires macrophytes effectués sur les plans d'eau pertinents pour cet élément de qualité n'ont pas été exploités (critères non mentionné dans l'**arrêté « Évaluation »**).

c) Invertébrés

Les indices IOBL (Oligochètes) et IMOL (Mollusques), tels qu'ils sont précisés dans l'**arrêté « Évaluation »**, ne s'appliquent, à titre indicatif, qu'aux plans d'eau naturels.

La méthode d'Indice biologique lacustre (IBL), mentionnée dans la **circulaire Surveillance** du 13 juillet 2006, puis dans l'**arrêté « Surveillance »**, ne figure pas parmi les critères d'évaluation de l'arrêté. Elle est de plus réservée aux plans d'eau naturels. Elle n'a donc été mise en œuvre que pour les lacs de Gérardmer et Longemer mais non utilisée pour leur évaluation.

d) Poissons

Les plans d'eau « vidangeables » faisant l'objet d'une exploitation piscicole ne sont pas concernés par ce critère. D'une manière plus générale, cet élément de qualité ne figure d'ailleurs pas dans les grilles d'évaluation.

e) Évaluation de l'état biologique

L'état biologique est établi sur la base des données exploitables, sans exigence spécifiques quant à leur complétude.

Pour les Masses d'eau fortement modifiées (MEFM), c'est donc sur la seule donnée de chlorophylle *a* qu'il est établi. Le paramètre Indice planctonique lacustre (IPL) vient compléter l'évaluation pour les deux plans d'eau naturels (Gérardmer et Longemer).

1.3.5 Détermination de l'état écologique

L'état écologique est déterminé comme étant la plus faible valeur des éléments établis ci-dessus :

- l'état physico-chimique, évalué sur les paramètres généraux, basé sur les nutriments (N et P) et la désoxygénéation à titre indicatif, ainsi que les substances spécifiques, et enfin la transparence pour les plans d'eau naturels (Gérardmer et Longemer) ;
- l'état biologique, basé sur la chlorophylle *a*, et sur l'IPL pour les plans d'eau naturels (Gérardmer et Longemer).

Les mêmes règles générales que pour les masses d'eau rivières s'appliquent quant à la combinaison de ces critères :

- l'état biologique et l'état paramètres généraux sont codés en cinq classes. L'état substances spécifiques est codé en trois classes. L'état physico-chimique est décrété « moyen » pour l'agrégation avec l'état biologique lorsque ce dernier est connu. Le plus mauvais de ces trois classements détermine l'état écologique ;
- pour les masses d'eau artificielles ou fortement modifiées (cas de 13 des 15 plans d'eau évalués), l'état écologique doit ici être compris comme l'état écologique « hors Contraintes techniques obligatoires (CTO) » (voir paragraphe suivant relatif à la définition du potentiel écologique) ;

1.4 Potentiel écologique

1.4.1 Principe général

Rappel : les Contraintes techniques obligatoires (CTO) sont les caractéristiques du milieu qu'il est nécessaire de maintenir pour permettre la réalisation des usages et activités humaines considérés comme devant être maintenus pour des motifs économiques. Par exemple la hauteur d'eau (mouillage) pour la navigation, le marnage pour la production d'électricité ou le soutien d'étiage, sont des contraintes obligatoires. De fait, aucune mesure hydromorphologique ne peut venir modifier ces caractéristiques sans affecter l'usage associé.

Dans cette partie, le « potentiel actuel » correspond à la situation actuelle d'une masse d'eau selon les critères d'évaluation adaptés aux Masses d'eau artificielles (MEA) et Masses d'eau fortement modifiées (MEFM). Il s'agit d'une caractérisation tout à fait analogue à celle de l'état pour les masses d'eau « naturelles ». Ainsi, une Masse d'eau artificielle (MEA) ou fortement modifiée (MEFM) pourra être classée en potentiel actuel bon, moyen, médiocre ou mauvais. À noter que la classification « très bon » potentiel n'existe pas. Cette notion, que l'on appelle « potentiel écologique maximal » est une hypothèse de construction servant à décrire le bon potentiel. En aucun cas il ne peut s'agir d'un objectif et le système de classification ne prévoit qu'une masse d'eau puisse être ainsi classée.

Le potentiel actuel d'une Masse d'eau artificielle (MEA) ou fortement modifiée (MEFM) est établi en combinant :

- une évaluation physico-chimique strictement identique à celles des masses d'eau « naturelles » ;
- une évaluation biologique « adaptée » aux conditions hydromorphologiques irréversibles rencontrées :
 - o les éléments biologiques non impactés par l'hydromorphologie sont évalués comme pour les masses d'eau « naturelles » ; concrètement, les diatomées sont donc évaluées de la même manière ;
 - o les autres (poissons et invertébrés) doivent faire l'objet d'une adaptation, *a minima*, des grilles d'évaluation.

Or, ce dernier point fait encore aujourd'hui défaut car il n'existe pas de méthode ni de modèle pression-impact applicable pour établir de nouveaux seuils permettant d'interpréter de manière spécifique des indices Indice biologique global normalisé (IBGN) ou des Indice poissons rivières (IPR).

Il n'existe donc pas de système d'évaluation biologique permettant de définir un objectif biologique à atteindre sur les MAE et les MEFM, ni pour évaluer la situation actuelle par rapport à cet objectif.

La méthodologie mise en œuvre en France se base sur le principe selon lequel l'état « vu » par les éléments biologiques sensibles aux pressions hydromorphologiques est directement lié à l'intensité de ces pressions. Plus ces pressions hydromorphologiques sont intenses, plus l'état de ces EQ biologiques sera mauvais. C'est ce principe qui est appliqué pour la construction du tableau de classification du **paragraphe 2.4. de l'annexe 5 de l'arrêté « Evaluation »**. Dans cette démarche, on prend soin d'écartier de cette analyse les Contraintes techniques obligatoires (CTO). Ainsi, un cours d'eau très lourdement aménagé mais sur lequel il est quasiment impossible de travailler sur l'hydromorphologie sans remettre en cause les usages sera classé à « pressions hors CTO faibles ou nulles ».

1.4.2 Déclinaison dans les districts Rhin et Meuse

1.4.2.1 Méthodologie pour l'évaluation des pressions hydromorphologiques

L'arrêté « **Evaluation** » ne précise pas les modalités d'évaluation de l'intensité des pressions hydromorphologiques hors Contraintes techniques obligatoires (CTO).

Dans les districts du Rhin et de la Meuse, cette approche est mise en œuvre de la manière suivante :

- le processus de construction des Programmes de mesures (PDM) pour l'hydromorphologie a pu avancer sans avoir la connaissance des objectifs biologiques, en se basant sur une définition, avec les acteurs, des mesures techniquement réalisables et acceptables vis-à-vis des contraintes locales. On admet que les mesures hydromorphologiques telles qu'elles sont inscrites dans les PDM correspondent à l'ensemble de ce qu'il est possible de faire sans préjudice des CTO ;
- l'objectif biologique n'est pas explicitement décrit mais, par construction, il correspond à la situation à laquelle on parviendra lorsque toutes les mesures auront été réalisées ;
- la situation biologique actuelle n'est pas connue, puisqu'il s'agit de mesurer l'écart à un objectif lui-même inconnu. En revanche, on admet que cet écart est proportionnel aux mesures à mettre en œuvre :
 - o mesures très importantes : l'objectif est lointain et le potentiel actuel est donc mauvais ;
 - o mesures absentes ou très légères : on est proche de l'objectif, le potentiel actuel est donc bon.

L'intensité des altérations hydromorphologiques hors CTO est donc estimée au travers de l'importance des mesures hydromorphologiques inscrites aux PDM.

1.4.2.2 Critères d'évaluation de l'intensité des pressions hydromorphologiques hors Contraintes techniques obligatoires (CTO)

Les indicateurs retenus pour qualifier l'importance des mesures sont leur coût et leur niveau d'ambition. Ce dernier est évalué pour chaque type de mesure selon la Figure 11.

Figure 11 : Typologie des mesures hydromorphologiques.

Type de mesure hydromorphologique	Typologie SDAGE	Niveau d'ambition s = simple a = ambitieux
Restauration	T3-M2 Restauration des cours d'eau	s
Plantation		a
Retalutage + plantation de berges		a
Protection de berges		s
Remise en communication ou création de bras		a
Renaturation + rediversification du lit	T3-M3 Renaturation des cours d'eau	a
Recréation de méandres		a
Acquisition terrain (10 mètres sur chaque berge) pour renaturation et création de méandres		a
Création de lit mineur étiage		a
Acquisition de terrains pour protection de secteur écologiquement remarquables et renaturation.	T3-M6 Acquisition de zones humides	a
Limitation barrage + passe à poisson (intervention sur les ouvrages pour limiter leurs impacts sur le cours d'eau)	T3-M1 Amélioration de la continuité écologique des cours d'eau	s si < 200 k€ a si > 200 k€
Mesures barrage "simples"		s
Mesures barrages "ambitieuses"		a
Réduction de l'impact des étangs	T3-M5 Gestion des plans d'eau	a
Entretien régulier / trois ans	T3-M4 Entretien régulier des cours d'eau	s

Sur la base du coût des mesures et de leur classification selon leur niveau d'ambition, pour chaque masse d'eau, on évalue leur importance en combinant deux critères (voir Figure 12) :

- le coût total des mesures par kilomètre de masse d'eau ;
- la proportion du coût des mesures classées « ambitieuses » par rapport à l'ensemble.

Figure 12 : Critère d'évaluation de l'importance des mesures hydromorphologiques.

		Coût faible à modéré	Coût moyen	Coût élevé
Coût (k€/km) → (% du coût des mesures ambitieuses par rapport au total) ↓		< 20 k€/km	de 20 à 40 k€/km	> 40 k€/km
Ambition faible à modérée	< 50 %	Nulle à faible	Moyenne	Forte
Ambition moyenne	de 50 à 75 %	Moyenne	Moyenne	Forte
Ambition forte	> 75 %	Forte	Forte	Forte

L'élaboration des Programmes de mesures (PDM 2010 - 2015) n'a pas fait l'objet d'un travail spécifique sur les plans d'eau, de sorte que, d'une manière générale, les mesures hydromorphologiques qu'ils contiennent ne sont que très partiellement utilisables pour ces masses d'eau. Une expertise spécifique a été conduite par l'Agence de l'eau Rhin-Meuse, afin de compléter autant que possible ces éléments. Une appréciation à dire d'experts de l'intensité des pressions hydromorphologiques a donc été réalisée au cas par cas, sans application des critères ci-dessus. Dans un certain nombre de cas, les connaissances disponibles n'ont pas permis de faire cette expertise. L'information sur les pressions est alors restée « inconnue ».

Cette situation particulière a également été rencontrée sur certains très petits ruisseaux urbains.

1.4.2.3 Calcul du potentiel écologique actuel

Le potentiel écologique est établi selon la grille de l'**annexe 5 de l'arrêté « Evaluation »**, complétée pour tenir compte des cas où les pressions et/ou l'état physico-chimique/diatomées ne sont pas connus. La Figure 13 présente cette grille ainsi complétée.

Figure 13 : Grille d'évaluation du potentiel écologique actuel.

		État écologique partiel : état physico-chimique + état diatomées					
		Inconnu	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Intensité des pressions hydromorphologiques hors CTO	Inconnue	Inconnu	Bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
	Nulle à faible	Bon	Bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
	Moyenne	Moyen	Moyen	Moyen	Médiocre	Mauvais	Mauvais
	Forte	Médiocre	Médiocre	Médiocre	Mauvais	Mauvais	Mauvais

Le diagnostic du potentiel écologique est établi globalement et non par Eléments de qualité (EQ) (voir méthodologie décrite plus haut). L'information fournie dans les tables WISE (format du rapportage à la Commission européenne), pour chacun des EQ biologiques, est donc ici une évaluation selon les critères de l'état écologique, de manière strictement identique à celle établie pour les masses d'eau « naturelles ». Des divergences peuvent alors apparaître comme par exemple un état mauvais pour les macro-invertébrés mais un bon potentiel actuel pour la masse d'eau. Il ne s'agit pas là d'une incohérence dans les données mais d'une différence de présentation, inhérente à la méthode retenue au niveau national.

1.5 Niveau de confiance

1.5.1 Dispositions de l'arrêté « Evaluation »

L'arrêté « **Evaluation** » rappelle l'obligation faite dans le **paragraphe 1.3. de l'annexe 5 de la DCE** d'estimer et d'indiquer dans le plan de gestion le niveau de confiance des résultats fournis par les programmes de surveillance.

En application des travaux européens sur ce point, le guide technique prévoit donc la détermination, pour chaque masse d'eau, d'un niveau de confiance sur une échelle de 1 (faible) à 3 (élevé). Il ne se limitera pas strictement aux résultats des réseaux de surveillance mais, par extension, à l'ensemble des données utilisées pour établir le diagnostic sur l'état des masses d'eau. Cela inclut donc les données issues de processus autres que le programme de surveillance (autres réseaux, modélisation, diagnostic des pressions, etc.).

L'**annexe 11 de l'arrêté « Evaluation** » prévoit d'estimer le niveau de confiance pour l'état chimique et l'état/potentiel écologique selon deux méthodes différentes.

Pour l'état chimique, le niveau de confiance est estimé :

- lorsqu'il s'agit de données de surveillance, sur la proportion de substances sur lesquelles le diagnostic est basé ;
- sur la nature des sources d'information alternatives pour les masses d'eau non surveillées.

Pour l'état écologique, le niveau de confiance est estimé sur plusieurs types de critères :

- le type de données mobilisées ;
- le contenu du jeu de données utilisé ;
- la robustesse des données ;
- la cohérence entre données « milieux » et données « pressions » ;
- le taux de sondage des masses d'eau et la physionomie des résultats obtenus ;
- la solidité des données de pressions utilisées dans les sondages.

Ces critères servent de base à l'application d'un arbre de décision mentionné en **annexe 11 de l'arrêté « Evaluation »**.

Le guide propose certaines règles méthodologiques générales mais leur utilisation concrète nécessite de les préciser. Les paragraphes suivants ont pour objet de décrire ces éléments méthodologiques détaillés, mis en œuvre dans les districts Rhin et Meuse.

1.5.2 Application aux districts Rhin et Meuse

1.5.2.1 Niveau de confiance pour l'état chimique

Le niveau de confiance relatif à l'établissement de l'état chimique a été établi strictement selon les préconisations de l'**annexe 11 de l'arrêté « Evaluation »**.

1.5.2.2 Niveau de confiance pour l'état écologique

L'arbre de décision est organisé en dix questions qui déterminent le niveau de confiance final. Pour chacune de ces questions, les critères du guide sont repris et détaillés pour leur application locale.

a) Question 1 : l'état écologique est-il évalué à partir de données « milieux » ?

⇒ REGLE GENERALE ⇐

Par le terme « données milieux », on entend « données de surveillance ». Cela s'oppose au diagnostic basé sur la modélisation ou un inventaire des pressions et une évaluation de leur impact par expertise.

⇒ REGLE RHIN-MEUSE ⇐

Beaucoup de masses d'eau présentent un jeu de données composite, intégrant à la fois des données de surveillance et des données modélisées ou estimées par les pressions. On considère que, la présence d'une seule donnée « surveillance » exploitable (mesure biologique ou mesure physico-chimique) permet de répondre « oui » à la question 1.

b) Question 2 : les éléments de qualité pertinents sont-ils tous disponibles ?

⇒ REGLE GENERALE ⇐

La notion d'élément de qualité pertinent est appréciée en regard du type de masse d'eau considéré. La liste des Eléments de qualité biologique (EQB) correspondant est issue de l'**annexe 2** (tableaux 2a à 2f) de l'**arrêté « Surveillance »**.

⇒ REGLE RHIN-MEUSE ⇐

Pratiquement, à la date d'aujourd'hui, les outils d'évaluation n'étant pas encore tous disponibles, on doit considérer que, à l'exception de certaines masses d'eau artificielles (canaux), aucune masse d'eau n'est complète.

c) Question 3 : les éléments de qualité sensibles sont-ils tous disponibles ?

⇒ REGLE GENERALE ⇐

La notion d'élément de qualité pertinent est appréciée au travers des pressions identifiées sur la masse d'eau. La liste des Eléments de qualité biologique (EQB) correspondant est issue de l'**annexe 9** (§ II-D) de l'**arrêté « Surveillance »** et relative au contrôle opérationnel.

⇒ REGLE RHIN-MEUSE ⇐

La recherche des éléments de qualité biologique sensibles se fait donc selon le tableau suivant :

Nature des pressions	Éléments biologiques sensibles
Physico-chimie	Invertébrés <u>ou</u> Diatomées
Substances	Invertébrés <u>ou</u> Diatomées
Hydromorphologie	Invertébrés <u>ou</u> Poissons

Pour chaque masse d'eau, la combinaison de pressions recensées est relevée et en cas de non satisfaction de ces critères, la réponse à la question 3 est « non ». Le cas échéant, un même groupe biologique peut couvrir plusieurs besoins. Ainsi par exemple, les invertébrés seuls sont suffisants en cas de pressions physico-chimie et hydromorphologie alors que les diatomées seules ne suffiraient pas.

d) Question 4 : les données « milieux » sont-elles robustes ?

⇒ REGLE GENERALE ⇐

Les critères suivants sont suggérés par l'arrêté :

- la chronique de données : l'existence d'une longue chronique permet d'accroître la confiance ;
- les conditions climatiques : si elles sont exceptionnelles, elles tendent à diminuer la confiance ;
- la cohérence entre données biologiques et physico-chimiques : elle tend à augmenter la confiance ;
- le niveau d'incertitude de l'évaluation de l'élément de qualité déclassant : plus elle augmente, plus la confiance diminue.

Si un modèle est utilisé, on ajoute également les critères suivants :

- le domaine de validité du modèle : les simulations conduites en limite du domaine d'application du modèle réduisent la confiance ;
- la situation modélisée : les simulations de situations hydro-climatiques moyennes ou standard augmentent la confiance par rapport aux situations exceptionnelles ;
- la confiance dans les données d'entrée : elles conditionnent la confiance dans le résultat.

⇒ REGLE RHIN-MEUSE ⇐

La description des critères ci-dessus doit être affinée pour être applicable. Les règles suivantes sont adoptées pour les districts Rhin et Meuse.

Règles générales

La robustesse s'exprime de manière binaire : oui / non.

Chacun des critères énoncés ci-dessous est codé en oui / non et la présence d'un seul « non » parmi les critères à retenir conduit à une classification « robustesse faible ». Au préalable, il convient donc que tous les critères soient décrits et libellés de manière que « oui » aille toujours dans le sens d'une meilleure robustesse et « non » dans l'autre sens.

Le cas échéant, certains critères peuvent être codés « nd » (« non déterminé ») ou « so » (« sans objet »). Ces codes n'entraînent pas une réduction de la robustesse.

Chronique des données

La période retenue pour l'exploitation des données est 2010 - 2011 pour toutes les stations (réseaux DCE et autres), en ajoutant la période 2008 - 2009 pour les inventaires biologiques. Par conséquent, aucune chronique n'a été prise en compte à ce stade. Certains sites ne proposent qu'une seule année de données mais la différence, en termes de confiance, n'est pas significative avec les sites disposant de deux années. Par ailleurs, les diagnostics établis sur cette courte période n'ont pas été confrontés aux années antérieures.

A ce stade, en règle générale, ce critère n'est donc pas pris en compte pour nuancer le résultat (codé systématiquement « nd » (« non déterminé »)).

Exception : les stations du Réseau d'état initial (REI) qui n'ont fait l'objet que d'une campagne annuelle entre 2008 et 2010 se voient attribuer un code « non » pour la chronique de données, et donc pour l'indicateur « robustesse ».

Conditions climatiques

Les années 2006 et 2007 ne sont pas aujourd'hui considérées comme exceptionnelles du point de vue hydro-climatique. Le critère est libellé « Conditions climatiques ordinaires » et il est systématiquement codé « oui ».

Cohérence entre données biologiques et données physico-chimiques

Pour chaque masse d'eau, on peut disposer d'informations codées BE (bon ou très bon) ou PBE (moyen à mauvais) et portant sur :

- l'état physico-chimique ;
- l'état biologique.

Si les deux sont égaux, le critère « Cohérence entre biologie et physico-chimie » est jugé bon (« oui »). Il est codé « non » dans le cas contraire. On note la cohérence « nd » en cas d'absence d'au moins un des deux états. La valeur « nd » est traitée comme un « oui » dans la mesure où aucun élément factuel d'incohérence ne peut être mis en évidence.

Les niveaux « très bon » et « bon » d'une part, « moyen », « médiocre » et « mauvais », d'autre part, ne sont pas distingués dans cette vérification. Ainsi, on ne considère pas qu'il y ait incohérence si la biologie est « médiocre » et que la physico-chimie est « moyenne ». De même, si la biologie est « très bonne » et la physico-chimie est « bonne », on admet que les données restent globalement cohérentes vis-à-vis de l'objectif générique de bon état écologique.

En toute rigueur, le seul effet de seuil ne représente pas nécessairement une incohérence : si la physico-chimie est juste au dessus du seuil de bon état et la biologie juste en dessous, on doit considérer que les résultats sont cohérents. Pour des raisons pratiques, une telle vérification n'a pas pu être menée à ce jour sur l'ensemble des masses d'eau.

Niveau d'incertitude de l'évaluation

Compte tenu des incertitudes analytiques d'une part et de celle des grilles d'évaluation d'autre part, l'incertitude sur les données biologiques est considérée comme plus importante que celle des données physico-chimiques. Pour chaque masse d'eau, un critère « Certitude de l'évaluation », est noté « non » dès lors que son état écologique est déterminé uniquement par la biologie.

Il en va de même si l'état biologique est déterminé par le résultat d'une modélisation (PEGASE ou IRSTEA).

Domaine de validité du modèle

Ce critère était modulé selon le type de masse d'eau modélisé par PEGASE dont on admettait que sa validité était limite sur les petits cours d'eau. Les actualisations du modèle, la consolidation des données de rejets et la révision des règles d'agrégation à la masse d'eau (lissage des variations de calcul sur les zones de sources) conduisent à revoir ce point de vue et considérer qu'il n'y a pas réellement de différence de fiabilité des résultats synthétiques à la masse d'eau selon les types de cours d'eau modélisés. Il est noté donc systématiquement « so » (« Sans objet »).

La situation modélisée

Les simulations exploitées dans ce cadre sont toujours des simulations d'étiage observées lors d'une année de référence non exceptionnelle. Le critère « Modélisation en situation standard (non exceptionnelle) » est donc toujours noté « oui ».

Fiabilité des données d'entrée du modèle

Il n'est matériellement pas possible d'effectuer un diagnostic de ce critère à la masse d'eau. Seule une appréciation globale est envisageable à ce stade. Considérant que les simulations ont été jugées exploitables pour le diagnostic de l'état, on admet par défaut que le critère « Données d'entrée du modèle fiables » est toujours à « oui ».

e) Question 5 : les données « milieux » et les données « pressions » sont-elles cohérentes ?

Les vérifications suivantes sont effectuées :

- cohérence entre PEGASE et les données de surveillance (macropolluants uniquement) : « oui » si les deux diagnostics donnent la même réponse (sur un encodage en deux classes bon / pas bon) ;
- cohérence entre les éléments biologiques sensibles à la pollution (invertébrés et diatomées) et l'état physico-chimique de la masse d'eau : « oui » si les deux diagnostics convergent (sur un encodage en deux classes bon / pas bon). Ce critère est redondant avec le critère « Cohérence entre biologie et physico-chimie » décrit plus haut mais le diagnostic final quant à la confiance ne s'en trouve pas aggravé ;
- cohérence entre les éléments biologiques sensibles aux altérations hydromorphologiques (invertébrés et poissons) et l'état hydromorphologique de la masse d'eau : « oui » si les deux diagnostics convergent (échelle de 1 à 3).

Dans tous les cas, en l'absence de données, on note « nd » (« non déterminé ») et le diagnostic de cohérence n'est pas dégradé.

- f) Question 6 : si la masse d'eau est sans données « milieux », peut-elle être rattachée à une masse d'eau ou un groupe de masses d'eau suivi(e) directement ?

Cette possibilité n'est actuellement ouverte dans les districts du Rhin et de la Meuse que pour le volet « macropolluants », sur très petites masses d'eau, et ce dans le cadre du contrôle opérationnel. Elle n'a donc pas été utilisée au stade actuel.

La réponse est notée « so » (« sans objet ») pour les masses d'eau disposant de données « milieux » et « non » pour les autres.

- g) Question 7 : si la masse d'eau est sans donnée « milieux » et qu'elle ne peut pas être rattachée à une autre masse d'eau ou à un groupe suivi(e) directement, les données « pressions » représentatives sont-elles disponibles ?

Les seules masses d'eau susceptibles de faire partie d'un groupe de masses d'eau suivi directement sont des masses d'eau modélisées par PEGASE. Par hypothèse, on admet que les données de pressions sont disponibles sur les rivières puisqu'elles sont nécessaires à la modélisation. La réponse est donc « so » (« sans objet ») si les données milieux sont disponibles, « oui » pour les rivières et « nsp » (« ne sais pas ») pour les lacs.

- h) Question 8 : si les données pressions représentatives sont disponibles, permettent-elles de classer l'état écologique dans une des cinq classes ?

La réponse du modèle PEGASE est toujours exprimable en cinq classes.

- i) Question 9 : en cas de suivi statistique, quelle est la proportion de ME effectivement suivies ?

L'option de suivi statistique n'est pas encore activée pour les districts du Rhin et de la Meuse. Réponse « so » (« sans objet ») ou « nsp » (« ne sais pas »).

- j) Question 10 : si on suit moins de 50% des masses d'eau du groupe, est-ce que parmi celles-ci, plus de 80% sont en bon état ou inférieur au bon état ?

L'option de suivi statistique n'est pas encore activée pour les districts Rhin et Meuse. Réponse toujours « so » (« sans objet »).

2 Méthodologie de détermination de l'état des masses d'eau souterraine

L'évaluation de l'état des masses d'eau souterraine résulte de la combinaison de critères qualitatif et quantitatif. Comme le précise l'**article 2.19. de la DCE**, l'expression générale de l'état d'une masse d'eau souterraine est déterminé par la plus mauvaise valeur de son état quantitatif et de son état qualitatif (état chimique).

Les méthodologies mises en œuvre pour évaluer l'état des masses d'eau souterraine résultent des prescriptions nationales de la circulaire d'application de l'**arrêté du 17 décembre 2008** établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines (circulaire « Bon état »).

Cette **circulaire (NOR : DEVL1227826C)** vise à clarifier et mettre à jour la procédure d'évaluation de l'état (quantitatif et chimique) des eaux souterraines et la procédure d'établissement des valeurs seuils. Elle apporte des éléments de méthodologie afin que le Comité de bassin puisse mettre en œuvre au mieux les dispositions relatives aux SDAGE, prévues dans le Code de l'environnement et découlant de la DCE et de ses directives filles (notamment la **Directive 2006/118/CE du 12 décembre 2006** sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration).

Elle comprend en annexe les deux guides d'évaluation de l'état des masses d'eau souterraine établis par la Direction de l'eau et de la biodiversité (DEB) du Ministère chargé de l'écologie en application des lignes directrices élaborées au niveau européen et en concertation avec les services déconcentrés de l'État et le Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM). Ces deux guides « Guide d'évaluation de l'état chimique des masses d'eau souterraine et d'établissement des valeurs seuils » et « Guide d'évaluation de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine » sont disponibles sur le site Res'eau des acteurs du Système d'information sur l'eau (SIE).

2.1 Méthodologie de détermination de l'état chimique des masses d'eau souterraine

Pour évaluer l'état chimique d'une masse d'eau souterraine, il convient dans un premier temps, pour chaque paramètre, de vérifier si un ou plusieurs points de surveillance présentent des dépassements de la valeur seuil ou de la norme.

Les paramètres et les seuils considérés sont ceux listés dans l'**annexe 2 de la circulaire « Bon état » (NOR : DEVL1227826C)**. Les données utilisées sont issues de la banque nationale d'Accès aux données sur les eaux souterraines (ADES).

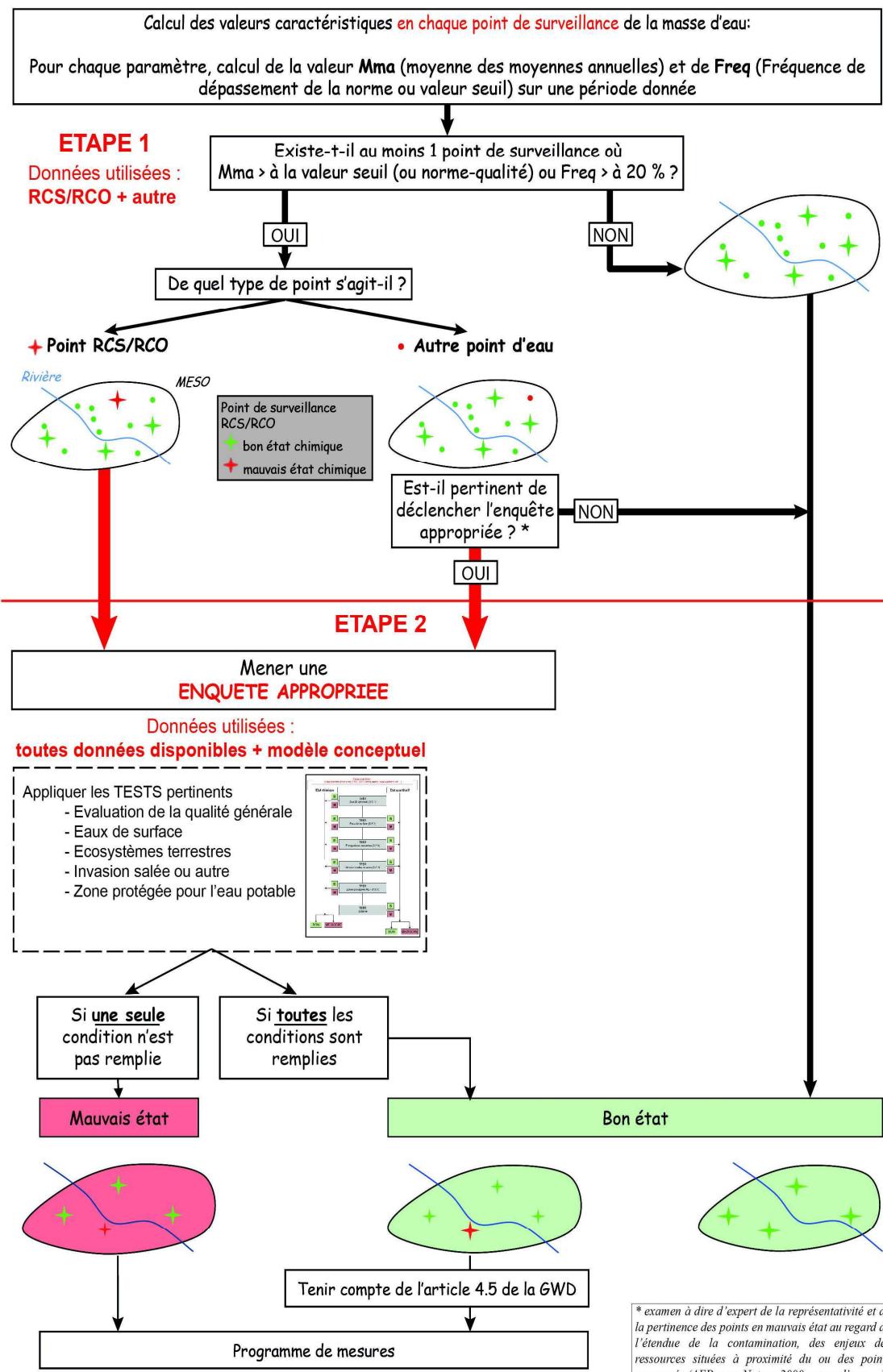
Si aucun dépassement n'est constaté, la masse d'eau est à classer en bon état chimique.

En cas de dépassement en un ou plusieurs points de la masse d'eau ou du groupe de masses d'eau souterraine des normes de qualité et des valeurs seuils pertinentes, il convient de réaliser l'enquête appropriée.

Cette enquête permet de vérifier si les dépassements observés mettent en cause l'atteinte des objectifs environnementaux couverts par les différents tests (usage pour l'Alimentation en eau potable (AEP), masses d'eau de surface associées, écosystèmes terrestres dépendants, intrusion salée).

La Figure 14 présente le schéma récapitulatif de la procédure d'évaluation de l'état chimique d'une masse d'eau ou d'un groupe de masses d'eau souterraine.

Figure 14 : Schéma récapitulatif de l'état de la procédure d'évaluation de l'état chimique.



2.1.1 Détermination de l'état du point de surveillance

Pour l'ensemble des données collectées, l'état chimique de chaque point disposant de données pour le paramètre considéré est qualifié individuellement de la façon suivante. Un point d'eau est en bon état chimique si :

- la Moyenne des moyennes annuelles (Mma) ne dépasse pas la valeur seuil ou la norme du paramètre étudié ;
- la Fréquence de dépassement de la norme ou valeur seuil (Freq) n'excède pas 20 % (si plus de quatre valeurs).

Si au moins un point de surveillance, appartenant au Réseau de contrôle de surveillance (RCS) ou au Réseau de contrôle opérationnel (RCO), est en mauvais état, l'étape 2 de l'enquête appropriée est engagée.

Les réseaux de surveillance de l'état chimique des masses d'eau souterraine sont représentés dans :

- la Carte 1 pour le secteur de travail Moselle-Sarre ;
- la Carte 2 pour le secteur de travail Rhin supérieur ;
- la Carte 3 pour le district Meuse.

Dans le cas où des points d'eau hors réseau DCE sont en mauvais état, une analyse à dire d'experts doit être réalisée pour déterminer la pertinence de déclencher, ou non, l'enquête appropriée.

Dans les faits, seuls les points du RCS et du RCO en mauvais état ont déclenché l'enquête appropriée. Les autres points n'ont pas été jugés représentatifs (en raison de la faible fréquence des analyses principalement).

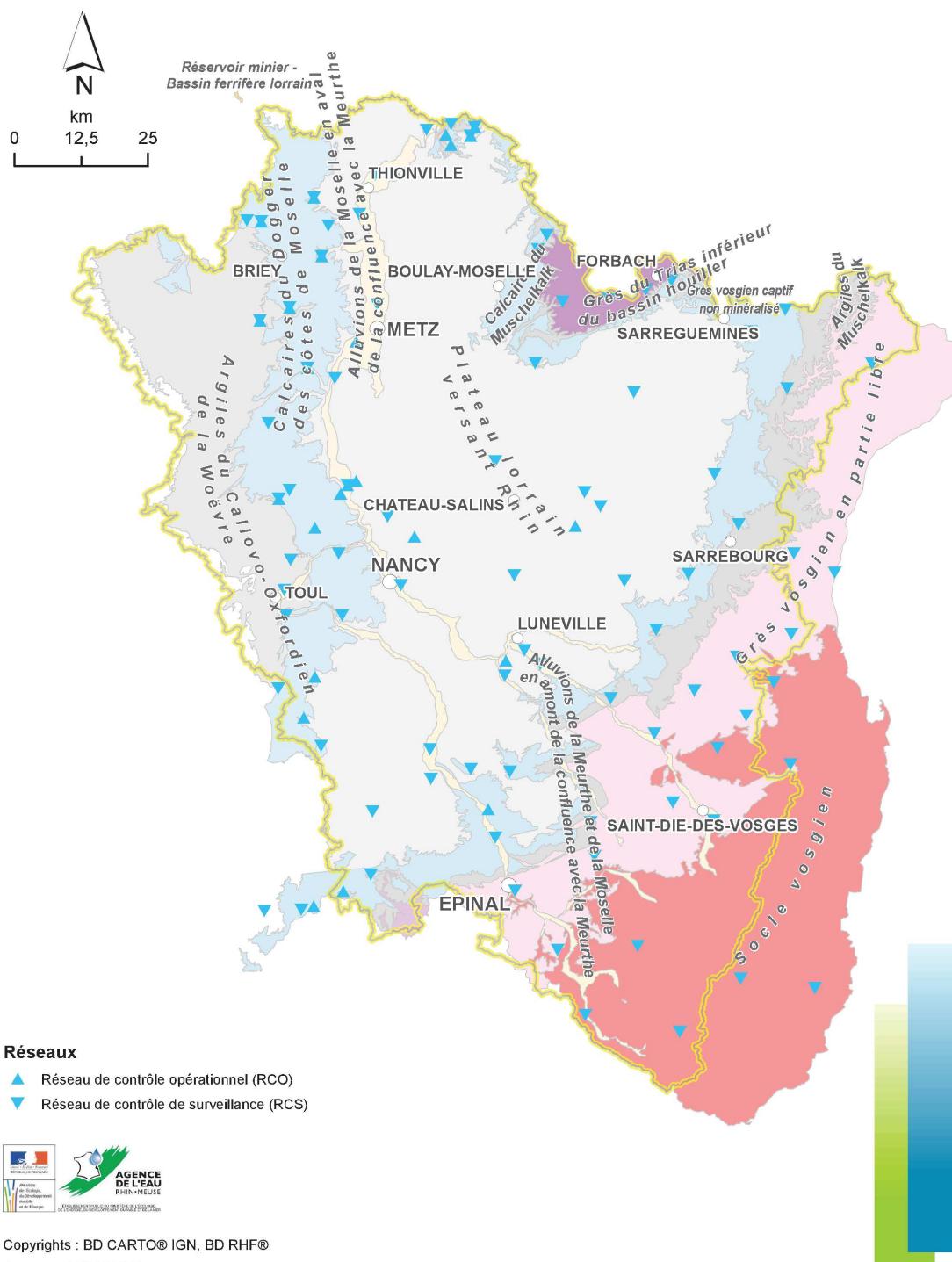
Conformément au Guide de mise à jour de l'État des lieux (DEB, 2012), les chroniques à utiliser pour l'exercice 2013 de la détermination de l'état des masses d'eau souterraine concernent les années 2007 - 2011.

Carte 1

Réseaux de mesure qualité des eaux souterraines

Secteur de travail Moselle - Sarre

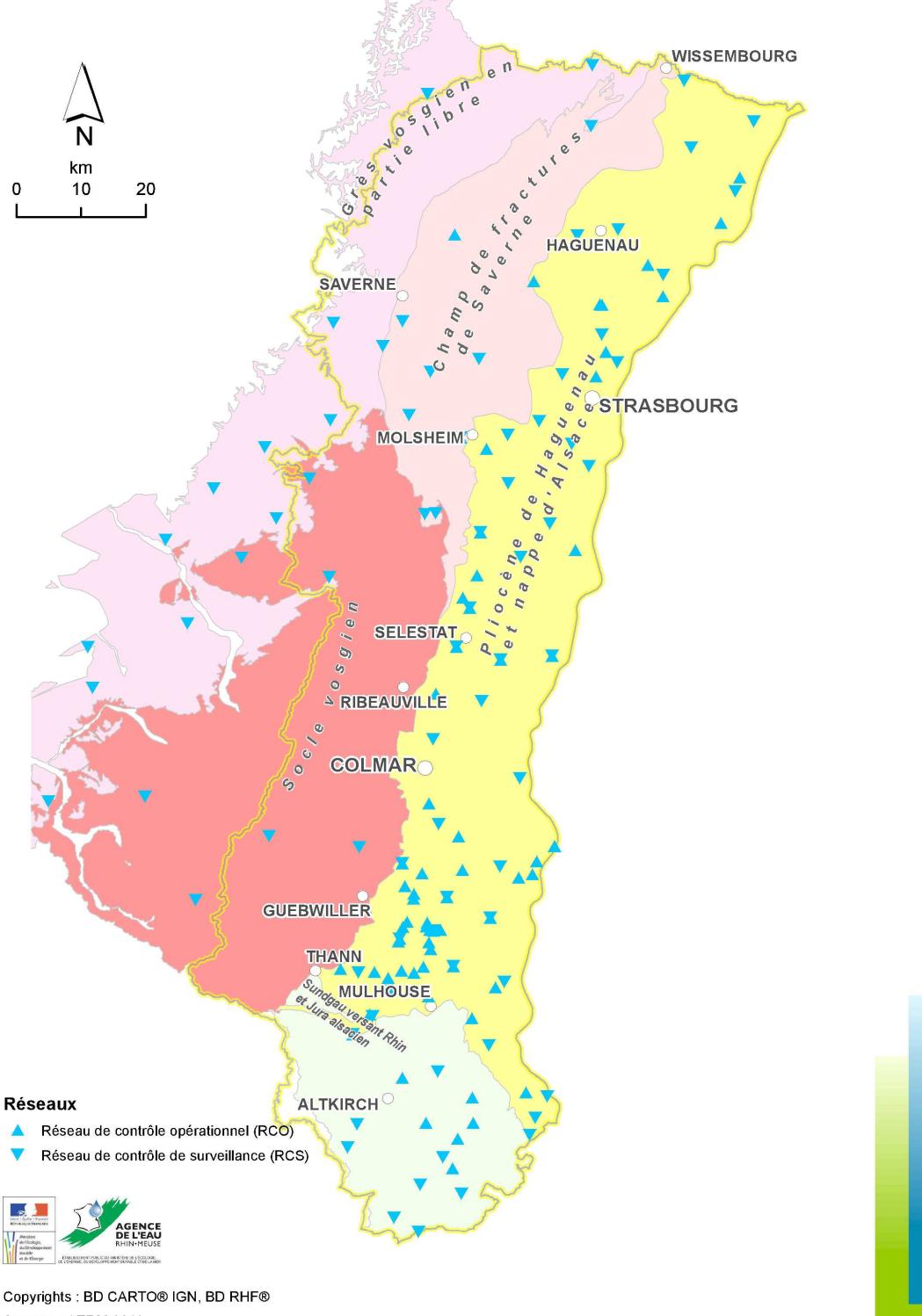
LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU - ETAT DES LIEUX DISTRICT RHIN



Carte 2

Réseaux de mesure qualité des eaux souterraines

Secteur de travail Rhin supérieur



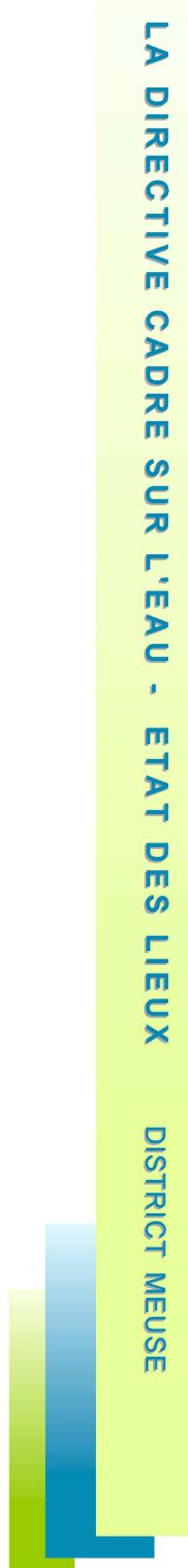
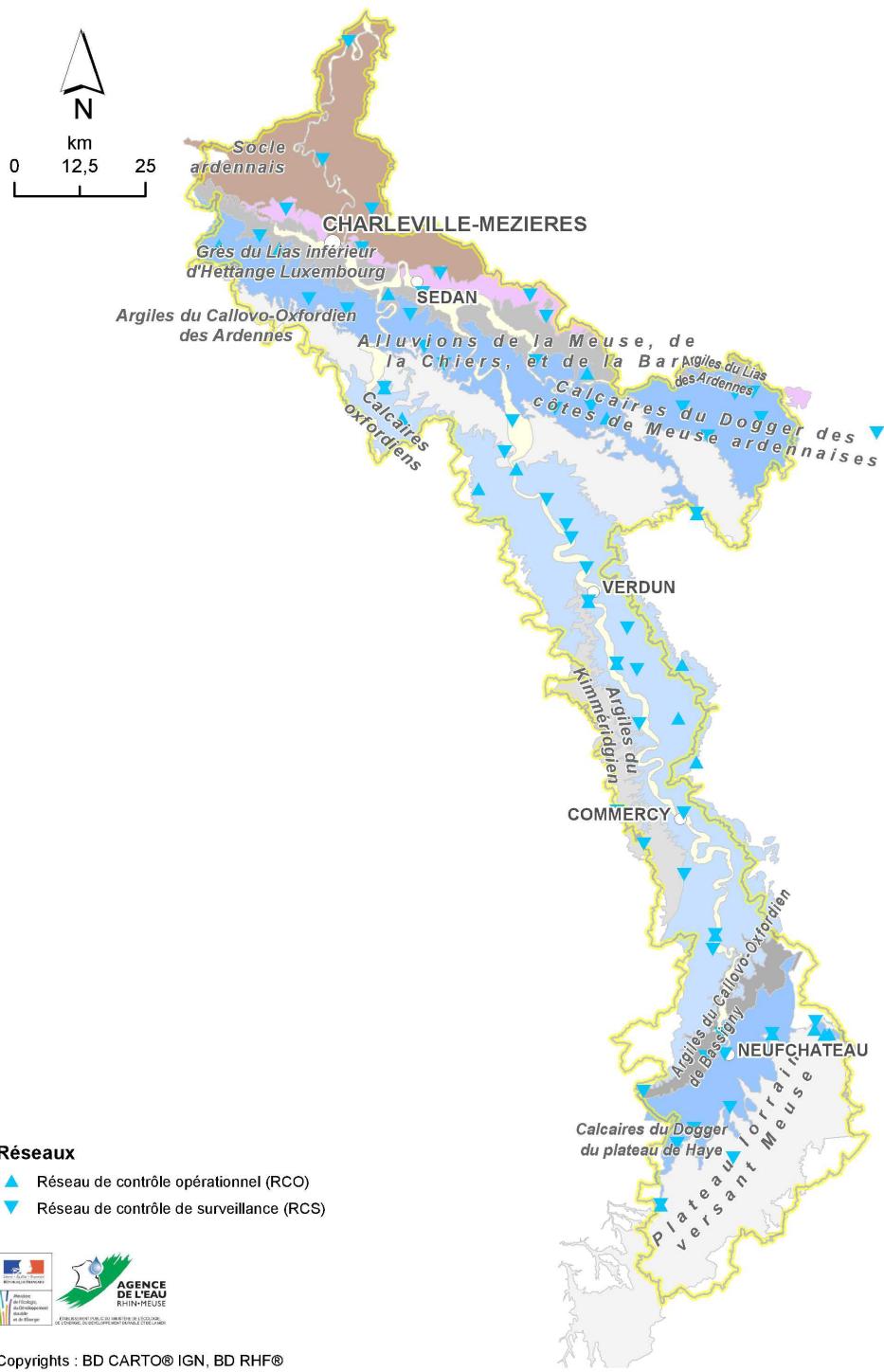
Copyrights : BD CARTO® IGN, BD RHF®

Sources : AERM 2013

Carte 3

Réseaux de mesure qualité des eaux souterraines

Secteur de travail Meuse



Copyrights : BD CARTO® IGN, BD RHF®

Sources : AERM 2013



2.1.2 Tests de classification pour l'enquête appropriée

L'enquête appropriée qui permet l'évaluation de l'état des masses d'eau souterraine s'effectue par la réalisation d'un certain nombre de tests. Seuls les tests « pertinents », c'est-à-dire correspondant à un risque identifié doivent être menés. Ces tests sont récapitulés dans la Figure 14.

Chaque test correspond à une condition listée dans l'arrêté du **17 décembre 2008**, provenant de la définition de l'état des masses d'eau souterraine.

Si, pour au moins un test, la masse d'eau est en mauvais état, alors l'ensemble de la masse d'eau est classée en mauvais état pour l'état correspondant au test (chimique ou quantitatif ou les deux).

Cinq tests peuvent être réalisés pour l'évaluation de l'état chimique dont deux spécifiques : « Qualité générale » et « Zones protégées AEP » et trois communs avec l'état quantitatif : « Ecosystème terrestres », « Intrusion salée ou autre » et « Eaux de surface ».

Quatre tests peuvent être réalisés pour l'évaluation de l'état quantitatif dont un spécifique : « Balance prélèvements – ressources » et trois communs avec l'état chimique « Ecosystèmes terrestres », « Intrusion salée ou autre »⁹ et « Eaux de surface ».

Les tests concernant à la fois l'évaluation de l'état chimique et l'état quantitatif des masses d'eau ont des objectifs communs : faire en sorte que la masse d'eau souterraine ne soit pas responsable d'un mauvais état chimique et/ou écologique pour les eaux de surface ou les écosystèmes terrestres associés (du fait des polluants présents ou des prélèvements réalisés dans celle-ci).

2.1.2.1 Test : altération de l'état chimique et / ou écologique des eaux de surface résultant d'un transfert de polluant depuis la masse d'eau souterraine

La procédure est basée sur une combinaison des résultats de l'évaluation de l'état des eaux de surface d'une part, et de l'identification des transferts de polluants depuis la masse d'eau souterraine d'autre part.

Le test vise à déterminer dans quelle mesure le transfert de polluants de l'eau souterraine vers l'eau de surface est une entrave aux objectifs environnementaux de la DCE.

Cette démarche vise notamment à prévenir toute dégradation supplémentaire des écosystèmes d'eaux de surface ou des écosystèmes terrestres directement dépendants des masses d'eau souterraine.

Ce test est à appliquer à toutes les masses d'eau souterraine en relation avec des masses d'eau de surface à risque.

Le paragraphe suivant détaille la méthode utilisée pour identifier les masses d'eau de surface alimentées par les eaux souterraines.

⁹ Ce test était pertinent pour la seule masse d'eau FRCG0016 mais n'a pas été entrepris car il nécessite des tests hydrodynamiques et hydrodispersifs non disponibles à ce jour (voir Annexe 1 « Fiches de caractérisation des masses d'eau souterraine »).

a) Approche pour connaître le sens des échanges

Une première analyse a été menée sur la couche DECLIC (Détermination des écoulements caractéristiques sur le linéaire des cours d'eau) croisée avec les masses d'eau de surface et les masses d'eau souterraine afin de déterminer les seuils envisagés.

Cette couche ne couvre pas toutes les masses d'eau de surface du bassin.

Cette analyse a donc été élargie et menée sur la couche débit mensuel minimal se produisant en moyenne une fois tous les cinq ans (QMNA5) calculée par PEGASE (*simulation act09a*) qui couvre quasiment toutes les masses d'eau de surface, croisée avec la couche des masses d'eau souterraine de niveau 1. Chaque tronçon de cours d'eau est affecté à un couple « masse d'eau de surface / masse d'eau souterraine ».

La caractérisation d'un tronçon se fait par rapport au tronçon amont [même iriv et LX_end (amont) = LX (aval)].

Si l'on observe une diminution du débit brut en comparaison du tronçon amont, il s'agit de "pertes" vers les eaux souterraines.

Afin de déterminer les taux d'échange de manière quantitative, un taux d'échange moyen est calculé pour chaque tronçon de cours d'eau selon la formule suivante :

$$\Delta\% = 1 - \frac{Q_{S(N-1)}}{Q_{S(N)}}$$

avec :

- $\Delta\%$: taux d'échange du tronçon considéré (-)
- $Q_{S(N-1)}$: débit spécifique du tronçon amont ($m^3.s^{-1}.km^{-1}$)
- $Q_{S(N)}$: débit spécifique du tronçon considéré ($m^3.s^{-1}.km^{-1}$)

Les différents centiles (P10, P25, P50, P75, P90) des taux d'échanges sont déterminés pour chaque couple « masse d'eau de surface / masse d'eau souterraine » et examinés afin de déterminer la tendance finale.

Les couples de moins de quatre tronçons ne seront pas repris dans l'analyse par manque de représentativité. Les canaux ne sont pas non plus examinés faute de connaissance de leurs échanges avec les eaux souterraines.

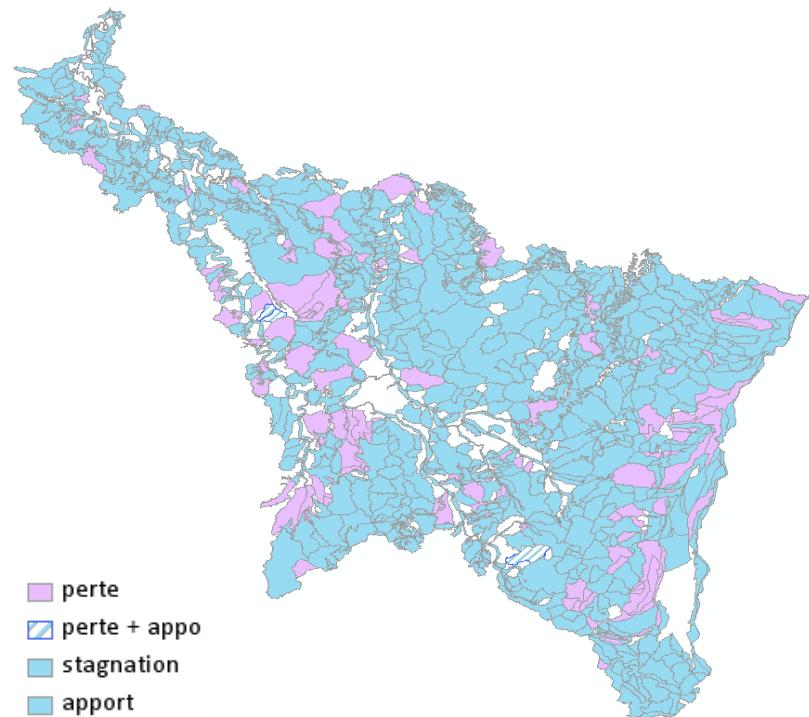
Trois tendances sont déterminées :

- perte : lorsque les échanges se font majoritairement de la masse d'eau de surface vers la masse d'eau souterraine ;
- apport : lorsque les échanges se font majoritairement de la masse d'eau souterraine vers la masse d'eau de surface ;
- stagnation : lorsque les échanges sont réguliers.

Cette approche est complétée par une expertise issue du catalogue¹⁰ des débits d'étiage des bassins du Rhin et de la Meuse en France, qui sert de référence (AERM, DBRM, 1998 - 1999).

Ainsi 139 couples de masses d'eau présentent des relations masses d'eau de surface et masses d'eau souterraine de type « perte » (voir Figure 15). Les situations drainantes, où la rivière draine la nappe, sont majoritaires dans le bassin, avec 845 couples avec des relations de type « apport » ou « stagnation ».

Figure 15 : Représentation de la nature des échanges entre masses d'eau souterraine et masses d'eau de surface.



b) Travail ultérieur

Une fois le travail de caractérisation des masses d'eau souterraines et des masses d'eau de surface plus abouti, une détermination quantitative des échanges devra être menée pour les couples « masse d'eau de surface / masse d'eau souterraine » qui présentent un risque pour un même paramètre dans les deux types de masses d'eau.

Plusieurs pistes pourront être retenues, comme par exemple les coefficients de tarissement modaux, ou les indices d'écoulement de base des bassins versants.

¹⁰ Ce catalogue fournit les débits caractéristiques des rivières (étiages, module) en tout point d'un cours d'eau et sur l'ensemble du bassin. Dans ces catalogues sont calculés au niveau de chaque station hydrométrique les modules inter – annuels, les débits d'étiage mensuel QMNA2, QMNA5, QMNA10. La période prise en considération va de 1971 à 1990. Les données utilisées sont celles du réseau hydrologique mis en place depuis cette date. Les débits intermédiaires entre les stations sont calculés sur la base de profils hydrologiques.

c) Mise en œuvre du test

Dans l'état actuel des connaissances, il est difficile d'estimer le flux de polluants transférant de l'eau souterraine vers l'eau de surface ainsi que son impact potentiel. Les phénomènes d'atténuation et de dilution ne sont en outre pas connus.

Un rapprochement entre l'état des masses d'eau souterraine et des masses d'eau de surface a permis de mettre en évidence des zones de dégradation commune, sans qu'il soit possible de statuer sur l'impact de la masse d'eau souterraine ou sur la masse d'eau de surface.

En effet, une pression de surface peut conduire à la dégradation des deux milieux.

Ce test n'a donc pas pu être mis en œuvre de manière conclusive.

2.1.2.2 Test : altération des écosystèmes terrestres résultant d'un transfert de polluant depuis la masse d'eau souterraine

Ce test vise à déterminer dans quelle mesure le transfert de polluants de l'eau souterraine vers les écosystèmes terrestres qui lui sont associés est une entrave aux objectifs environnementaux de la DCE (y compris les objectifs spécifiques aux zones protégées).

Un écosystème terrestre dépendant des eaux souterraines peut être impacté par des modifications des caractéristiques quantitatives et qualitatives de la masse d'eau souterraine sous l'effet de pressions anthropiques. C'est pour cette raison que ce test est aussi à réaliser pour l'état quantitatif.

Il s'agit d'identifier les écosystèmes terrestres en interaction avec les masses d'eau souterraine et d'estimer le transfert d'un polluant de la masse d'eau souterraine vers l'écosystème terrestre.

Une démarche a été proposée au niveau national, mais sa mise en œuvre réelle s'est heurtée à certaines difficultés telles que :

- le manque de connaissances des relations hydrodynamiques et chimiques entre eaux souterraines et zones humides (y compris l'évolution saisonnière et interannuelles de ces relations) ;
- l'absence de surveillance des zones humides dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE et d'indicateurs permettant d'évaluer les éventuels dommages sur leur état.

C'est la raison pour laquelle ce test n'a pas pu être appliqué strictement. Aussi, seule une phase d'identification des zones humides en lien avec les eaux souterraines a été réalisée selon la méthodologie détaillée ci-après.

Le lien existant entre les zones humides est complexe à caractériser. Cependant, selon le type de zones humides, celui-ci peut *a priori* être qualifié, en se basant notamment sur les caractéristiques fonctionnelles de chaque type de zone humide.

La méthodologie a utilisé la base de données des Zones humides remarquables (ZHR) du bassin Rhin-Meuse.

Remarque : Les zones humides remarquables sont les zones humides qui abritent une biodiversité exceptionnelle. Elles correspondent aux zones humides intégrées dans les inventaires des Espaces naturels sensibles (ENS) réalisés par les Conseils généraux, ou à défaut, aux Zones naturelles d'intérêt floristique et faunistique (ZNIEFF), aux zones Natura 2000 (inventaires réalisés par l'État). Leur appartenance à ces zones ou à ces inventaires leur confère leur statut de zone humide remarquable. Certaines de ces zones humides remarquables dépendent du Registre des zones protégées (RZP), car classées Natura 2000.

Il est proposé de qualifier les interactions existantes entre les ZHR et les masses d'eau souterraine, selon trois niveaux : faible, moyen ou fort.

a) Typologie des zones humides

Il existe plusieurs typologies de zones humides. Dans le cadre de l'état des lieux, l'approche de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse se basera sur la typologie établie par le Muséum national d'histoire naturelle, dite typologie SDAGE.

En effet, dans le cadre des SDAGE, une typologie de zones humides a été proposée en 1996 pour la mise en œuvre de la Loi sur l'eau et des milieux aquatiques de 1992. Les différents types intègrent le contexte géographique, hydraulique et écologique, ainsi que le rôle de l'homme (zones humides artificielles). Certains sites vastes et hétérogènes peuvent couvrir plusieurs types de zones humides SDAGE.

Ainsi, 13 grands types ont été retenus, le bassin Rhin-Meuse n'étant concerné que par neuf d'entre eux (types 5 à 13) (voir Figure 16) :

- 1 - Grands estuaires
- 2 - Baies et estuaires moyens et plats
- 3 - Marais et lagunes côtiers
- 4 - Marais saumâtres aménagés
- 5 et 6 - Bordures et cours d'eau et plaines alluviales (Zones humides liées aux cours d'eau)
- 7 - Zones humides de bas-fond en tête de bassin
- 8 - Régions d'étangs
- 9 - Bordures de plans d'eau
- 10 - Marais et landes humides de plaines et plateaux
- 11 - Zones humides ponctuelles
- 12 - Marais aménagés dans un but agricole
- 13 - Zones humides artificielles

Figure 16 : Identification du lien avec les eaux souterraines selon le type de zone humide.

Typologie Niveau 1		Lien avec les eaux souterraines	
ZONES HUMIDES LIÉES AUX EAUX COURANTES			
5 et 6	Bordures des cours d'eau et Plaines alluviales	Ensemble des zones humides du lit majeur du cours d'eau	Lien fonction du cours d'eau et de son type. En première approximation, le lien est présumé faible pour les masses d'eau de type socle ou imperméable localement aquifère et fort pour les autres
ZONES HUMIDES LIÉES AUX EAUX STAGNANTES			
7	Zones humides de bas fonds en tête de bassins	Zones humides de tête de bassin alimentées par les eaux de ruissellement et les eaux de pluie	Faible
8	Régions d'étangs	Systèmes de plans d'eau peu profonds d'origine anthropique	Faible
9	Petits plans d'eau et bordures de plans d'eau	Zones littorales et zones annexes de milieux stagnants profonds à hélophytes et hydrophytes (6 m)	Faible
10	Marais et landes humides de plaine et plateaux	Milieux humides déconnectés des cours d'eau et plans d'eau pouvant être temporairement exondés, connectés ou non à la nappe	Plateaux imperméables : Nul Autres : Moyen
11	Zones humides ponctuelles	Plans d'eau isolés peu profonds permanents ou temporaires	Substrat imperméable : Nul Autres : Moyen
12	Marais aménagés à but agricole	Zones humides aménagées dans un but agricole et sylvicole, intensifs	Moyen à fort
13	Zones humides artificielles	Milieux humides d'eau douce résultants d'activités anthropiques dont le but premier n'est pas la création de zone humide	Si carrières en eau : Fort

b) Liens entre les Zones protégées Natura 2000 et les eaux souterraines

Le lien géographique ou dynamique entre les zones protégées et les masses d'eau souterraine doit être renseigné.

L'ensemble des zones protégées Natura 2000 fait partie des Zones humides remarquables, avec des degrés de recouvrement divers.

Ainsi, pour les « Zones spéciales de conservation » (ZSC) désignées au titre de la **Directive 92/43/CEE** du 21 mai 1992, dite directive « Habitats », et les « Zones de protection spéciale » (ZPS) désignées au titre de la **Directive 79/409/CEE** du 2 avril 1979, dite directive « Oiseaux », une expertise au cas par cas a été réalisée par représentation cartographique et le champ « lien dynamique » a été renseigné par oui ou non.

La liste de ces écosystèmes associés aux masses d'eau souterraine est intégrée à la fiche de caractérisation des masses d'eau (voir annexe 1, de l'État des lieux, 2013).

2.1.2.3 Test : évaluation de l'état chimique de la masse d'eau dans son ensemble

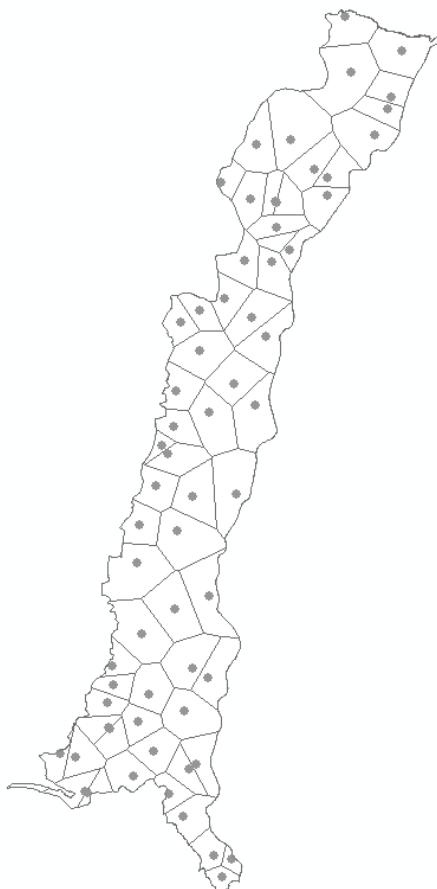
Il s'agit d'évaluer les risques environnementaux pour la masse d'eau dans son ensemble et concrètement d'évaluer la surface ou le volume que représente la pollution observée. Deux cas sont observés :

- si la somme des surfaces déclarées en mauvais état est inférieure à 20 % de la surface totale de la masse d'eau, alors la masse d'eau est déclarée en bon état pour ce test ;
- dans le cas contraire, si la somme des surfaces déclarées en mauvais état est supérieure à 20 %, alors la masse d'eau est déclarée en mauvais état pour ce test.

Selon la méthode de Thiessen, les masses d'eau ont été sectorisées en polygones, sur la base des points des Réseaux de contrôle et de surveillance (RCS) et de contrôles opérationnels (RCO), afin de définir une surface représentative de chaque point RCS-RCO (appelée surface de représentativité).

Par exemple, la sectorisation de la masse d'eau N° FRCG001 : Pliocène de Haguenau et nappe d'Alsace, selon la méthode de Thiessen, conduit aux polygones suivants (voir Figure 17) :

Figure 17 : Sectorisation de la masse d'eau N°FRCG001 selon la méthode de Thiessen.



La surface dégradée correspond à la somme des surfaces de représentativité de chaque point du RCS-RCO dégradé.

2.1.2.4 Test : zones protégées pour l'Alimentation en eau potable (AEP)

Ce test concerne les masses d'eau sollicitées pour l'Alimentation en eau potable (AEP) avec, au moins, un captage d'eau potable fournissant plus de 10 m³/jour en moyenne ou desservant plus de 50 habitants.

Conformément aux exigences de l'**article 7.3. de la DCE**, les États membres assurent la protection des masses d'eau définies comme des zones protégées « afin de prévenir la détérioration de leur qualité de manière à réduire le degré de traitement de purification nécessaire à la production d'eau potable ».

À partir de cette définition et, avec l'appui des guides européens sur le bon état chimique (MEDDE, 2012) et sur les zones protégées (**articles 6 et 7, et annexe 4 de la DCE**), une masse d'eau souterraine sera considérée en bon état chimique vis-à-vis du test « zones protégées pour l'AEP » si les conditions suivantes sont respectées sur la totalité des captages d'eau potable de la masse d'eau fournissant plus de 10 m³/jour ou desservant plus de 50 habitants :

- pas de changement dans le niveau de traitement de l'eau avant distribution ;
- absence de signe de dégradation de la qualité de la masse d'eau (abandons de captages par exemple) ;
- absence de toute tendance à la hausse significative et durable d'un polluant.

L'objectif de ce test est de pouvoir répondre à la question suivante : *Existe-t-il des signes d'augmentation du niveau de traitement ou de détérioration de la qualité de la ressource imputables aux activités humaines ?*

- si non, la masse d'eau est déclarée en bon état pour ce test ;
- si oui (selon les critères énoncés ci-dessous), la masse d'eau est déclarée en mauvais état chimique.

Il n'existe pas de règle nationale permettant d'apprécier le caractère significatif de la dégradation de la ressource en eau potable. La circulaire recommande le recours au dire d'experts sur la base des données disponibles localement. Elle cite par exemple les éléments suivants :

- le nombre et la localisation des captages abandonnés, les dates et les motifs d'abandon ;
- l'augmentation du degré de traitement ;
- le recours à un mélange pour distribuer une eau conforme à la réglementation ;
- l'identification de tendance à la hausse de polluant avec dépassement de la norme ou valeur seuil.

La circulaire rappelle que, d'après la DCE, la masse d'eau n'est pas en bon état pour ce test si la qualité de la ressource en eau s'est dégradée par rapport à un état de référence fixé en 2007 - 2008, correspondant à la période de mise en place du réseau de surveillance.

Cette circulaire souligne, par ailleurs, le manque de données disponibles pour mener à bien ce test. En effet, à ce jour, ces données ne sont, pour la plupart, pas disponibles sous la forme de bases exploitables pour la période 2007 - 2011.

Pour les districts du Rhin et de la Meuse, les données utilisées sont extraites :

- du fichier national des captages abandonnés pour la période 1998 - 2008 ;
- sur certains captages disposant de suffisamment de données du calcul des tendances pour le paramètre « nitrates » sur la période 1996 - 2011 (voir chapitre 2, paragraphe 2.2. « Méthodologie de détermination des tendances des masses d'eau souterraine », page 62) ;
- des fichiers retournés par les Délégations territoriales de l'Agence régionale de santé (ARS) du bassin à l'ARS de bassin Rhin-Meuse en application de la méthodologie décrite dans le document « *DCE et zones protégées AEP et baignades. Notice simplifiée à destination des Directions départementales des affaires sanitaires et sociales (DDASS) décrivant la démarche à appliquer pour identifier les captages et baignades devant être pris en compte pour l'élaboration du programme de mesures dans les comités de territoire* », actualisés pour la période 2007 - 2011 et complété par un recensement des traitements en place.

Ces fichiers listent, notamment, les captages à l'origine du classement des Unités de distribution (UDI) en Points noirs (PN) pour les pesticides et / ou pour les nitrates.

Une UDI PN présente deux années consécutives une moyenne supérieure à 50 mg/l pour les nitrates ou 0,1 µg/l pour les pesticides. Cela représente une indication d'un captage TRÈS dégradé et la distribution d'une eau non-conforme.

Il est important de noter que compte-tenu des enjeux sanitaires, une solution à ce problème est en général recherchée par le recours à des traitements et le plus souvent des mélanges / interconnexions. Or, il n'existe pas à ce jour de base de données recensant ces interconnexions.

Compte-tenu de ces éléments, la masse d'eau est déclarée en mauvais état chimique par ce test lorsqu'elle compte un point noir (ou équivalent). Ce diagnostic est *a fortiori* renforcé lorsque la masse d'eau compte un captage Grenelle dégradé, des captages avec des tendances à la hausse significatives et durable et / ou des traitements.

2.1.3 Données complémentaires

En complément à ces tests, des données complémentaires ont permis de conforter ou d'affiner le diagnostic.

Ainsi, la tendance d'évolution et le diagnostic établis en 2009 ont été pris en compte, ainsi que les autres données disponibles sur la masse d'eau. Comme par exemple, les analyses de tendances réalisées sur la base des résultats des inventaires régionaux réalisés en 2003 et 2009.

La cohérence du diagnostic d'état avec la redéfinition des Zones vulnérables a également été vérifiée.

Enfin, certaines masses d'eau ayant été déclassées sur la base de dégradations très localisées (sur la base du test Alimentation en eau potable (AEP) en particulier), il a été jugé utile de définir ces secteurs.

Une sectorisation plus fine a été donc réalisée selon la méthodologie de Thiessen sur la base de l'ensemble des points de la masse d'eau ayant des données nitrates et pesticides (et non plus sur les réseaux DCE seuls). Cette sectorisation cible les secteurs à problèmes et permettra d'axer les actions de reconquête.

2.1.4 Indice de confiance

Le guide national préconise la définition d'un niveau de confiance de l'évaluation de l'état qui évalue le degré de pertinence du résultat.

Ce niveau de confiance doit tenir compte notamment :

- du respect des prescriptions de la DCE en termes de fréquence de prélèvement ;
- de la couverture spatiale de la masse d'eau par le réseau de surveillance. Notamment, pour le test « qualité générale » : existe il des zones non représentées, sont elles à enjeu ?

La méthodologie utilisée sur le district Rhin se base essentiellement :

- sur les réseaux DCE, dont la représentativité est jugée correcte et ;
- sur les données fournies par l'ARS sur les problèmes confirmés en distribution.

Le niveau de confiance dans l'évaluation des secteurs dégradés est donc élevé. La principale difficulté consiste en l'agrégation de ce diagnostic à la masse d'eau, de grande taille et souvent hétérogènes.

Pour les masses d'eau de type imperméable localement aquifères et certaines masses d'eau présentant un secteur dégradé très localisé (voir le tableau de synthèse du résultat dans les documents « Diagnostic de l'État des lieux 2013 », chapitre 2), le niveau de confiance est jugé moyen.

Pour les autres masses d'eau, le niveau de confiance est jugé élevé.

2.2 Méthodologie de détermination des tendances des masses d'eau souterraine

L'**article 5 de la directive « fille » eaux souterraines (2006/118/CE du 12 décembre 2006)** précise que les États membres :

- identifient les tendances à la hausse significatives et durables des concentrations de polluants, groupes de polluants ou d'indicateurs de pollution observées dans les masses ou groupes de masses d'eau souterraine identifiés comme étant à risque ;
- et définissent le point de départ de l'inversion de ces tendances.

Ce minimum requis est repris par l'**arrêté du 17 décembre 2008** modifié qui définit comme « tendance significative et durable à la hausse », toute augmentation significative, sur les plans statistique et environnemental, de la concentration d'un paramètre dans les eaux souterraines, pour lequel une inversion de tendance est considérée comme nécessaire pour respecter les objectifs de bon état des masses d'eau souterraine.

Par ailleurs, il est spécifié dans la **Directive 2006/118/CE** que « le point de départ de l'identification correspond à la concentration moyenne 2007 et 2008 sur la base des programmes de surveillance établis ».

La méthodologie utilisée résulte des discussions menées au niveau national. Elle tient compte de l'avancement des travaux sur ce sujet et des recommandations émises par le Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM) (LOPEZ et al., 2011 ; LOPEZ, 2011) et ne concerne pour le moment que le paramètre nitrates.

La méthodologie préconise l'utilisation des fiches « tendance » réalisées par masse d'eau par le BRGM (fiches incluses dans l'annexe 1, de l'État des lieux, 2013).

Ces fiches compilent les résultats de l'application de tests robustes de tendances aux échelles d'analyse ponctuelles et à la masse d'eau.

Les outils d'identification des tendances appliqués sont :

- le test de Mann-Kendall par point ;
- le test Kendall régional appliqué à l'échelle de la masse d'eau.

La période retenue pour le calcul des tendances est 1996 - 2011. Cette période, qui débute au premier SDAGE, permet une bonne répartition entre années sèches et années humides, et exclut des analyses antérieures à la qualité incertaine.

Il est demandé :

- de réaliser à l'échelle de la masse d'eau le test Kendall régional (complété d'un dire d'experts le cas échéant) ;
- en complément, pour confirmer que cette tendance conduit à un risque, d'utiliser le résultat du test Mann-Kendall aux points DCE à partir de la valeur 2007 - 2008 et comparer la concentration prédictive à échéance 2021 au seuil de risque.

La Figure 18 résume la méthodologie proposée pour cet exercice qui a été appliquée pour le paramètre nitrates. À noter qu'un grand nombre de points ne remplit pas le critère de 10 analyses au minimum sur la période.

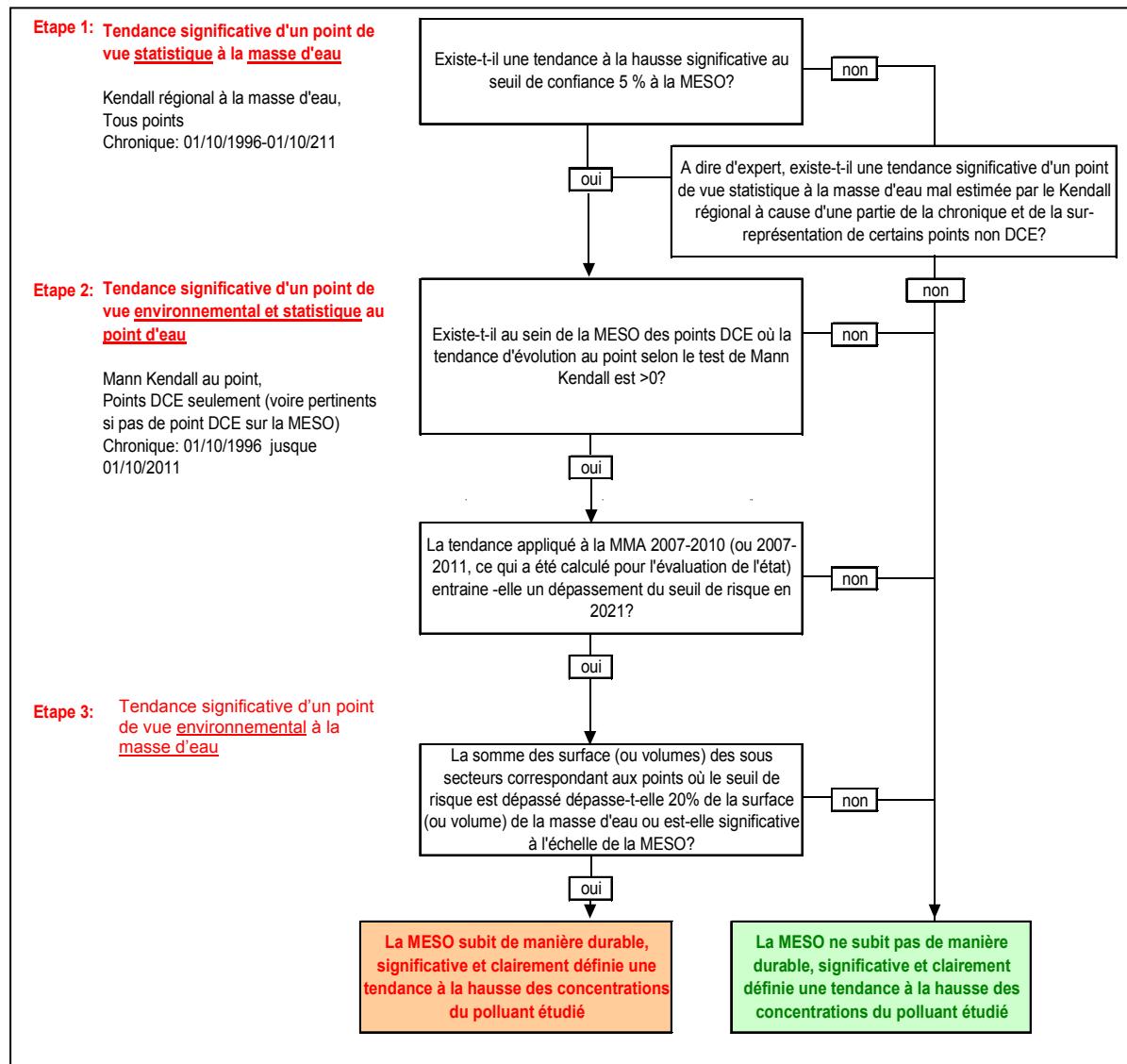
Les outils nationaux qui seront mis prochainement à disposition par le Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM) permettront une analyse plus fine des tendances et en particulier permettront de mettre en évidence d'éventuelles ruptures de pentes (qui pourraient refléter une baisse récente de teneurs par exemple).

Des travaux ultérieurs devront également être menés afin d'évaluer les tendances des micropolluants, pour lesquels la prise en compte des limites de quantification¹¹ pose problème.

Enfin, le cadrage national sera amené à évoluer dans le cadre du prochain SDAGE pour tenir compte de l'évolution des connaissances et des outils disponibles.

¹¹ "LQ" (abréviation commune de Limite de Quantification) = concentration la plus basse mesurable par les instruments d'analyse et avec une fiabilité satisfaisante.

Figure 18 : Méthodologie de détermination des tendances à la hausse significative et durable des masses d'eau souterraine.



Source : DEB, Note « Tendances » (Juin 2013).

Avec : MESO = Masse d'eau souterraines ; Mma = Moyenne des moyennes annuelles.

2.3 Méthodologie de détermination de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine

Les objectifs fixés par la DCE pour atteindre le bon état quantitatif sont :

- d'assurer un équilibre sur le long terme entre les volumes s'écoulant au profit des autres milieux ou d'autres nappes, les volumes captés et la recharge de chaque nappe ;
- d'éviter une altération significative de l'état chimique et / ou écologique des eaux de surface liée à une baisse d'origine anthropique du niveau piézométrique ;
- d'éviter une dégradation significative des écosystèmes terrestres dépendant des eaux souterraines en relation avec une baisse du niveau piézométrique ;
- d'empêcher toute invasion saline ou autre liée à une modification d'origine anthropique des écoulements.

Une masse d'eau souterraine n'est en bon état quantitatif que si tous ces objectifs sont respectés. C'est le test dit « Balance » qui permet de vérifier que le premier objectif est assuré.

2.3.1 Définition et présentation du test « Balance »

Ce test permet d'évaluer l'équilibre entre la ressource disponible et les prélèvements. Il s'effectue à l'échelle globale de la masse d'eau.

En effet, la DCE définit dans le **tableau 2.1.2. de son annexe V** que pour qu'une masse d'eau souterraine soit en bon état quantitatif il faut que « *le niveau de l'eau souterraine dans la masse d'eau souterraine est tel que le taux annuel moyen de captage à long terme ne dépasse pas la ressource disponible de la masse souterraine* ».

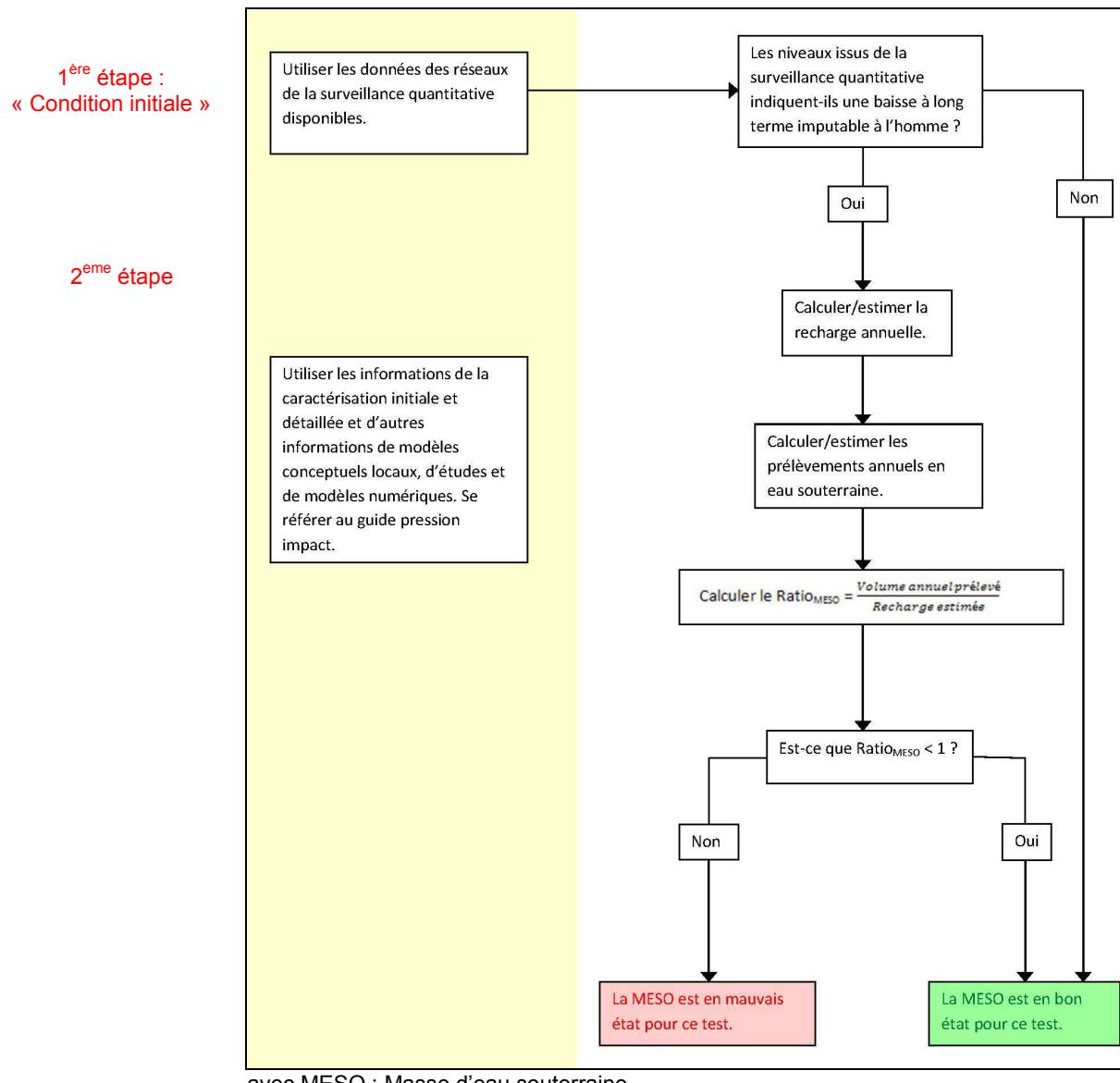
L'**article R. 212-12 du Code de l'environnement** quant à lui, précise que « *l'état quantitatif d'une eau souterraine est considéré comme bon lorsque les prélèvements ne dépassent pas la capacité de renouvellement de la ressource disponible, compte tenu de la nécessaire alimentation en eau des écosystèmes aquatiques de surface et des zones humides directement dépendantes en application du principe de gestion équilibrée énoncé à l'article L. 211-1. du Code de l'environnement* ».

Donc, pour qu'une masse d'eau soit en bon état quantitatif pour ce test, il faut que la :

Moyenne annuelle à long terme des prélèvements \leq (Moyenne annuelle à long terme de la recharge - Flux écologiques nécessaires à long terme)

La procédure de réalisation de ce test est définie dans la **circulaire du 23 octobre 2012**. Les étapes du test sont présentées dans la Figure 19.

Figure 19 : Organigramme du test « Balance ».



avec MESO : Masse d'eau souterraine.

Afin de déterminer l'état quantitatif des masses d'eau souterraine du bassin Rhin-Meuse, « l'équilibre sur le long terme entre les volumes s'écoulant au profit des autres milieux ou d'autres nappes, les volumes captés et la recharge de chaque nappe » a été évalué.

Conformément à la méthodologie nationale, ce travail a été réalisé en deux étapes :

- la première étape dite « condition initiale », consiste à vérifier, à l'aide de calculs statistiques, si les niveaux des nappes, ou niveaux piézométriques, mesurés aux points d'eau, ou piézomètres, ont une tendance à la baisse ;
- la seconde étape, réalisée si la condition initiale est satisfaite, consiste à déterminer le ratio entre les prélevements effectués dans les masses d'eau souterraine et la recharge due aux précipitations.

2.3.2 Évaluation de la condition initiale

L'objectif est de répondre à la question : « *Les niveaux issus de la surveillance quantitative indiquent-ils une baisse à long terme ?* ».

La réponse à cette question peut être établie à l'aide d'outils statistiques et / ou à dire d'experts.

Il est nécessaire de contrôler les deux éléments suivants pour la réalisation de ce test :

- la représentativité temporelle : il est conseillé d'utiliser des chroniques supérieures à 10 ans pour appliquer des méthodes statistiques. Si la chronique est inférieure à 10 ans, alors la suffisance de la chronique pour déterminer une tendance est à dire d'experts en fonction des caractéristiques hydrogéologiques du système ;
- l'influence des conditions climatiques : l'observation d'une tendance à la baisse des niveaux peut être due à une diminution des pluies efficaces et non à une augmentation significative des prélèvements. Dans ce cas, il s'agirait de compléter l'analyse en corrélant les niveaux aux pluies efficaces.

En outre, la **circulaire du 23 octobre 2012** précise que « les données issues des réseaux de surveillance sont utilisées pour évaluer cette tendance. Dans le cas où ces données ne sont pas ou peu fiables ou insuffisantes pour déterminer une tendance à la baisse des niveaux d'eau due aux prélèvements, les étapes suivantes du test sont à réaliser ».

Ainsi, le travail de cette première étape a consisté à :

- réaliser le test statistique de Mann Kendall dit saisonnier sur les données de 2000 à 2012 sur une sélection de 257 piézomètres du bassin Rhin-Meuse, afin de calculer les tendances ;
- réaliser le test de corrélation de Spearman entre les niveaux piézométriques et les pluies efficaces afin d'évaluer si l'évolution du niveau des nappes est due aux conditions pluviométriques ou non ;
- expertiser les résultats statistiques sur les 72 piézomètres des réseaux de surveillance de l'état quantitatif des masses d'eau souterraines des districts Rhin et Meuse ;
- conclure sur l'état quantitatif au voisinage des piézomètres : pour que l'état quantitatif soit jugé bon au voisinage du piézomètre, il faut que les niveaux piézométriques montrent une tendance à la hausse, ou une tendance à la baisse mais corrélée avec les conditions pluviométriques ;
- conclure sur l'état quantitatif des masses d'eau souterraines en agrégant les conclusions obtenues aux piézomètres : en première approche, il a été considéré que si plus de la moitié des piézomètres d'une masse d'eau souterraine est jugée en bon état quantitatif, la masse d'eau souterraine est également considérée en bon état quantitatif. Autrement, il est nécessaire de réaliser la seconde étape du test.

Ces différents points sont présentés dans les paragraphes qui suivent.

2.3.2.1 Choix des points pour le test « Balance »

La **circulaire du 23 octobre 2012** dit : « Sur ce point également, les préconisations du guide européen sur le bon état quantitatif rejoignent l'approche nationale. Il est ainsi écrit que « lorsque des informations fiables sur les niveaux d'eau souterraine à travers la masse d'eau sont disponibles, alors ces données peuvent être utilisées pour identifier la présence d'une baisse durable des niveaux liée à des prélèvements d'eau souterraine sur le long terme. [...] »

Les tendances d'évolution des niveaux piézométriques devraient être évaluées sur le long terme afin de garantir que les effets des fluctuations liées aux facteurs climatiques et à l'organisation des prélèvements puissent être différenciés des effets des prélèvements durables et à long terme ». Il est ainsi recommandé d'utiliser l'ensemble des chroniques disponibles à l'échelle d'une masse d'eau pour réaliser l'évaluation de la tendance. »

a) Les piézomètres suivis dans le bassin Rhin-Meuse

Selon la banque nationale des données sur les eaux souterraines ADES, au 1er janvier 2013, il y a 532 piézomètres sur le bassin Rhin-Meuse, répartis dans sept réseaux unitaires (voir Figure 20).

Figure 20 : Répartition des piézomètres par réseaux unitaires.

Code réseau	Nom complet	Nombre de piézomètres
0200000017	RRESOUPALSAPRNA - Réseau de suivi piézométrique des eaux souterraines de la région Alsace MO APRONA	195
0200000018	RRESOUPBFL - Réseau de suivi piézométrique des eaux souterraines du Bassin Ferrifère Lorrain	30
0200000041	RRESOUPGTI - Réseau de suivi piézométrique de la nappe des grès du Trias inférieur sous couverture	171
0200000077	RRESOUPSGRALS - Réseau de suivi piézométrique des eaux souterraines du SGR Alsace	4
0200000078	RRESOUPSGRLOR - Réseau de suivi piézométrique des eaux souterraines du SGR Lorraine	63
0200000091	RRESOUPAPMINEST - Réseau quantitatif de suivi des installations et piézomètres dans le cadre de l'après-mine de l'UTAM Est	62
0300000165	RRESOUPCHA - Réseau de suivi quantitatif des eaux souterraines de la région Champagne-Ardenne	7

Source : Banque nationale des données ADES (01.01.2013).

C'est à partir de points de ces sept réseaux unitaires qu'ont été construits les deux réseaux de surveillance de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine des districts Rhin et Meuse (voir Figure 21).

Figure 21 : Origine des piézomètres des réseaux de surveillance de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine des districts Rhin et Meuse.

Code réseau	Nom complet	Nombre de piézomètres	Réseaux unitaires constituants	
			Code	Nombre de piézomètres
0200000065	FRB1SOP - Surveillance de l'état quantitatif des eaux souterraines du bassin Meuse	15	200000078	9
			300000165	6
0200000066	FRCSOP - Surveillance de l'état quantitatif des eaux souterraines du bassin Rhin	64	200000017	17
			200000077	4
			200000078	43

Source : Banque nationale des données ADES (01.01.2013).

Les réseaux de surveillance de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine sont représentés dans les cartes :

- la Carte 4 pour le secteur de travail Moselle-Sarre ;
- la Carte 5 pour le secteur de travail Rhin supérieur ;
- la Carte 6 pour le district Meuse.

b) La sélection des piézomètres pour la réalisation du test « Balance »

Sur l'ensemble des piézomètres du bassin, ceux ayant dans la période 2000 à 2012, au moins deux mesures par mois, au moins quatre moyennes mensuelles dans l'année et au moins cinq années suivies ont été sélectionnés. Seuls 257 piézomètres respectent ces trois critères, dont 72 ouvrages appartenant aux réseaux de surveillance de l'état quantitatif.

Ainsi, les calculs statistiques ont été réalisés sur ces 257 piézomètres.

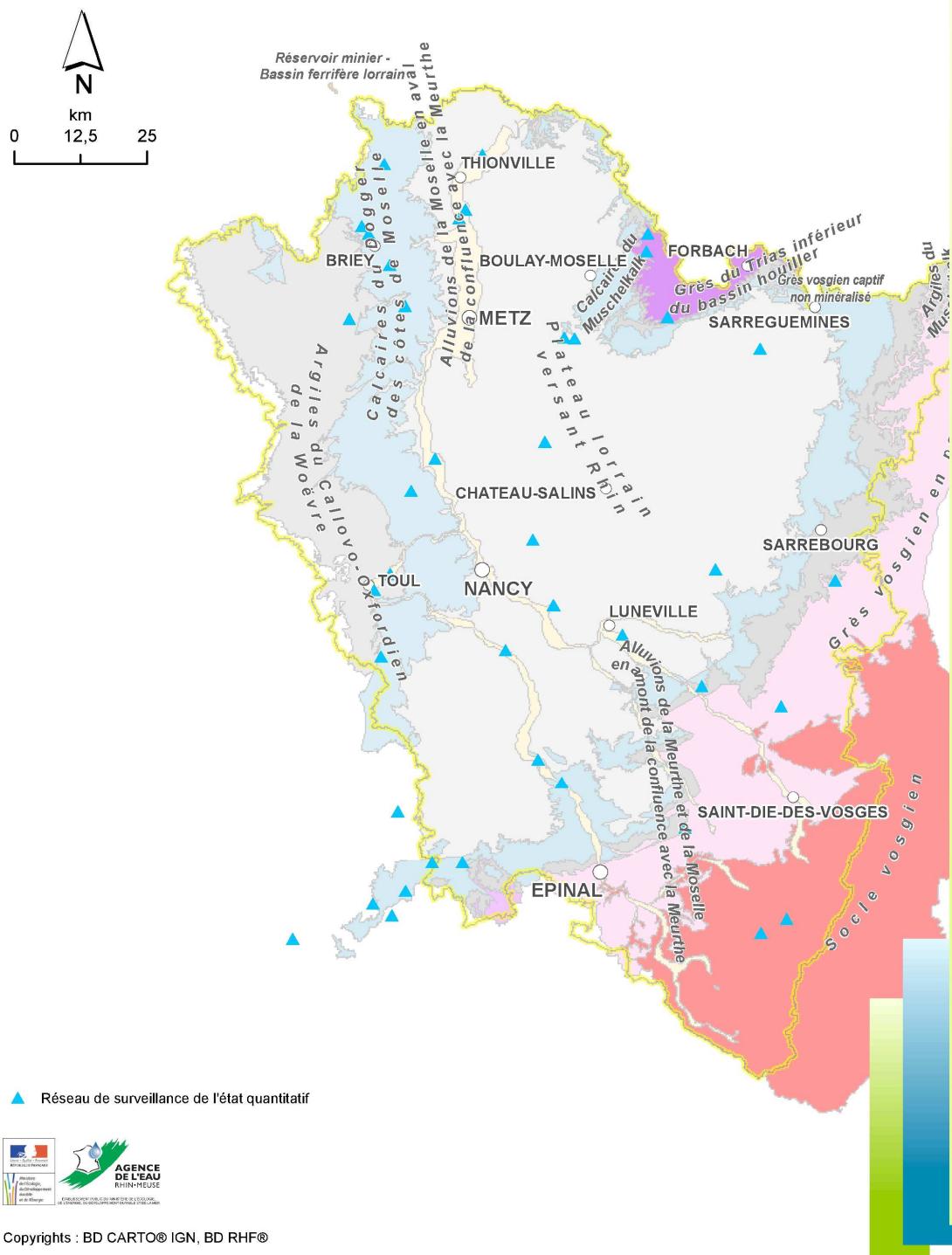
En outre, afin de vérifier les résultats des calculs statistiques, une expertise des résultats a été réalisée pour les piézomètres des réseaux de surveillance de l'état quantitatif des masses d'eau souterraines des districts Rhin et Meuse. De plus, ce travail d'expertise a permis d'estimer pour les résultats de chaque point d'eau un indice de confiance, celui-ci étant qualifié de « faible », « moyen » ou « fort ». Pour réaliser cette expertise, une fiche d'information a été réalisée par point d'eau.

Carte 4

Réseau de mesure quantité des eaux souterraines

Secteur de travail Moselle - Sarre

LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU - ETAT DES LIEUX DISTRICT RHIN



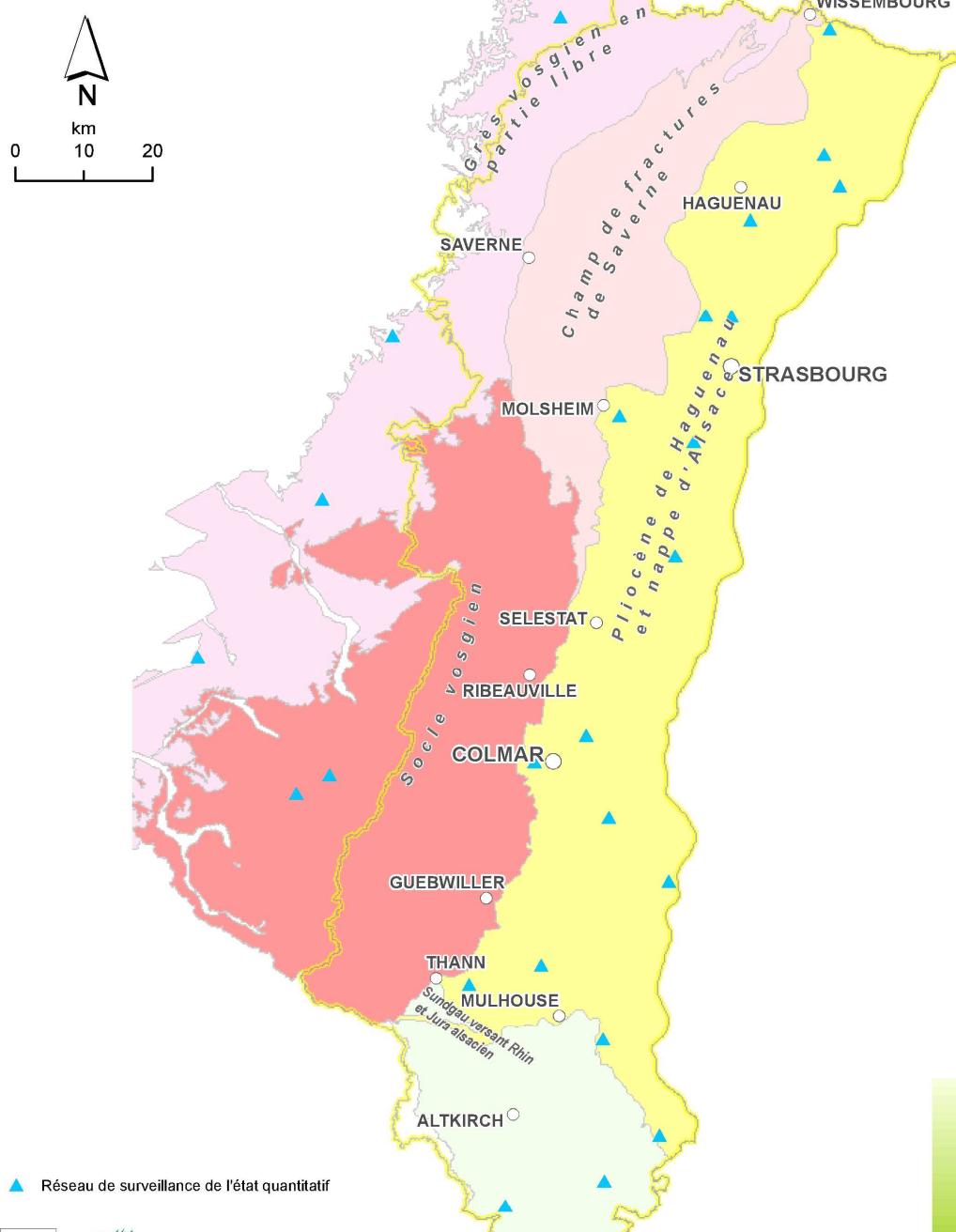
Copyrights : BD CARTO® IGN, BD RHF®

Sources : AERM 2013

Carte 5

Réseau de mesure quantité des eaux souterraines

Secteur de travail Rhin supérieur



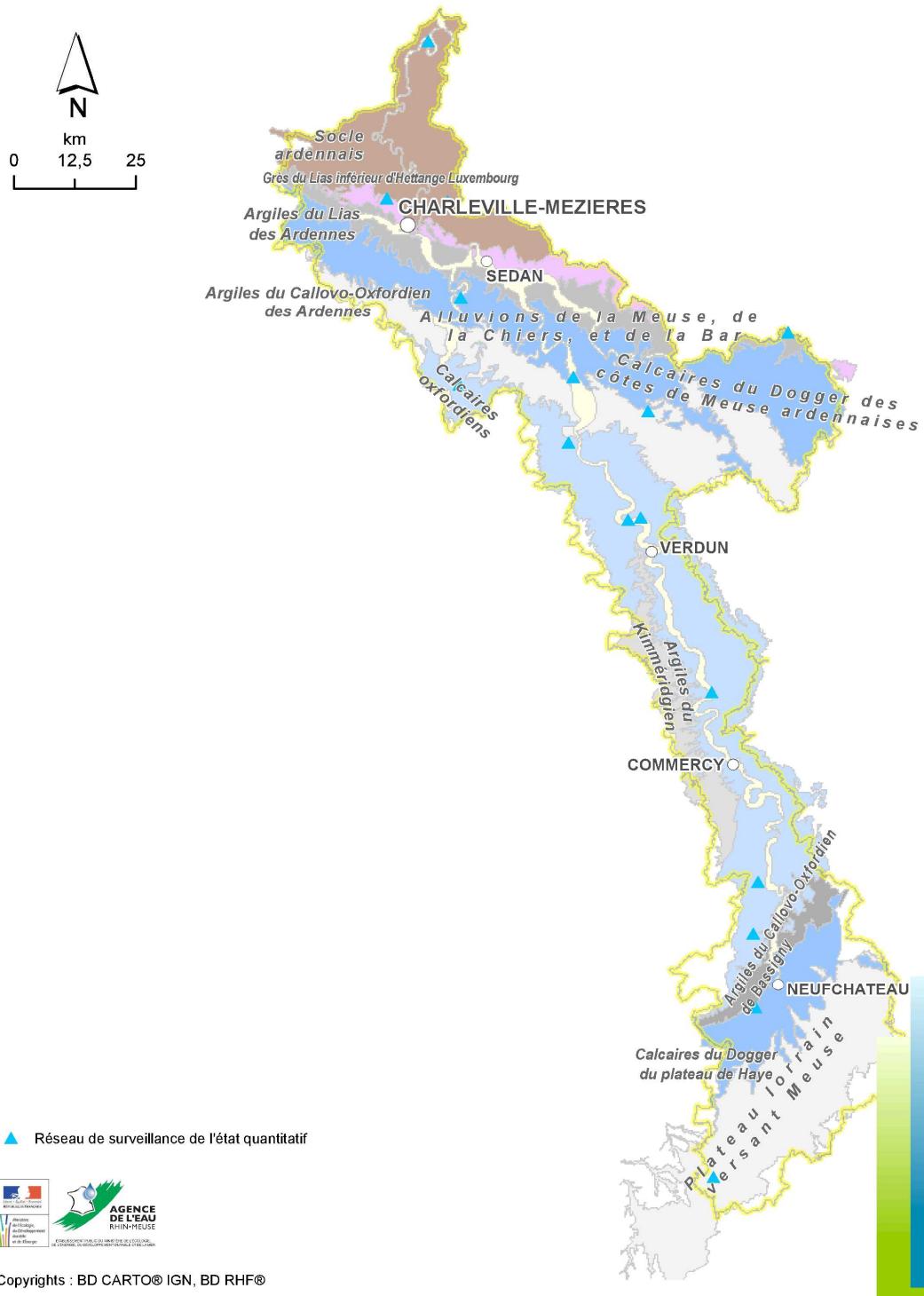
Copyrights : BD CARTO® IGN, BD RHF®
Sources : AERM 2013

LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU - ETAT DES LIEUX DISTRICT RHIN

Carte 6

Réseau de mesure quantité des eaux souterraines

Secteur de travail Meuse

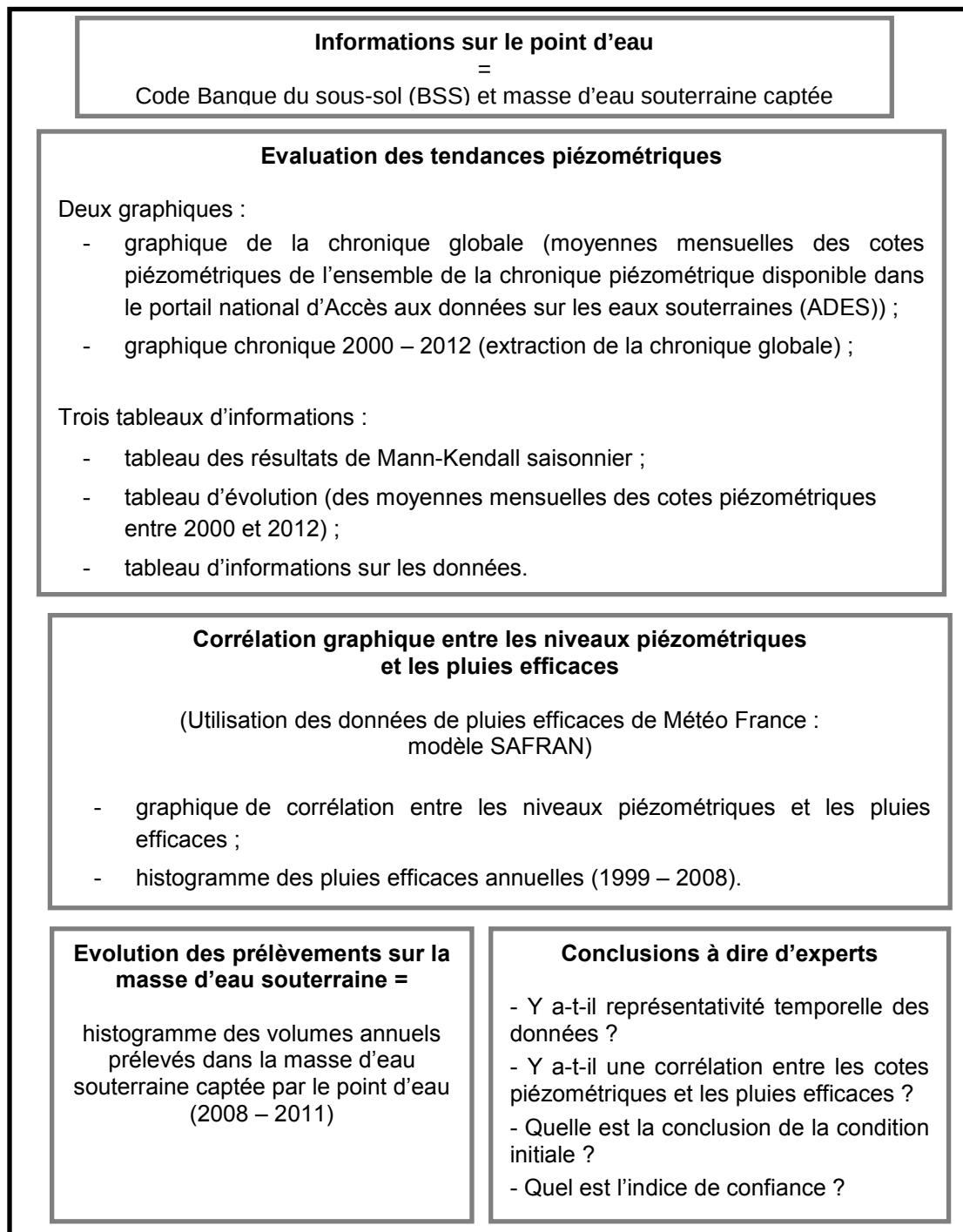


LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU - ETAT DES LIEUX DISTRICT MEUSE

2.3.2.2 Méthodologie de réalisation de la fiche d'information par point d'eau

Des fiches d'informations ont été réalisées pour tous les points des réseaux de surveillance de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine des districts du Rhin et de la Meuse. Ces fiches comprennent cinq parties, comme présenté sur la Figure 22.

Figure 22 : Les différentes parties de la fiche d'information des points d'eau.



2.3.3 Poursuite du test « Balance »

Pour les masses d'eau souterraine où la condition initiale est satisfaite, c'est-à-dire où la tendance à la baisse est imputable à l'homme, il est nécessaire de procéder au calcul du ratio prélèvements à long terme / recharge à long terme.

Cette étape s'est appuyée sur le travail de calcul de la balance entre la recharge et les prélèvements réalisé pour l'évaluation des pressions de prélèvements (voir chapitre 3, paragraphe 2.2. « Prélèvements d'eau », page 92).

Au final, en fonction du niveau de pression, il a pu être conclu sur l'état quantitatif des masses d'eau souterraine pour lesquelles la condition initiale du test « balance » est satisfaite.

2.3.4 Evaluation de l'état quantitatif de la masse d'eau souterraine N° FRCG005

La circulaire du 23 octobre 2012 précise que pour les nappes captives à forte inertie « l'évolution tendancielle des niveaux piézométriques, évaluée à partir des chroniques disponibles, ne permet pas toujours de juger du dépassement ou non de la capacité de renouvellement de la ressource disponible par les prélèvements, il est donc recommandé de mettre en place des outils de modélisation appropriés afin de pouvoir évaluer la capacité de renouvellement de la ressource et l'état quantitatif des masses d'eau souterraine concernées ».

Or, la masse d'eau souterraine N° FRCG005 : Grès vosgien captif non minéralisé est dans la liste présente dans cette circulaire.

Ainsi, la détermination de l'état quantitatif de cette masse d'eau souterraine a été réalisée par le Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM) à partir des résultats d'un modèle numérique. Les données issues de la surveillance piézométrique de cette masse d'eau souterraine n'ont donc pas été traitées avec le test « Balance » décrit précédemment.

2.3.5 Bilan de la condition initiale du test « Balance » par masse d'eau souterraine

a) Analyse à l'échelle de la masse d'eau souterraine

Pour avoir les conclusions du test « Balance » à l'échelle de la masse d'eau souterraine, il est nécessaire d'agréger les conclusions au niveau des piézomètres. Afin d'obtenir des premiers résultats, une règle simple a été appliquée : si plus de la moitié des points sont en « état quantitatif bon », la masse d'eau est jugée en bon état quantitatif pour le test « Balance ». Autrement, il est nécessaire d'évaluer le ratio « prélèvement / recharge » à partir des précipitations efficaces. Une prise en compte de contexte particulier à dire d'experts est cependant toujours possible.

Dans un premier temps, seuls les points expertisés des réseaux de surveillance de l'état quantitatif des masses d'eau souterraines des districts Rhin et Meuse ont été pris en compte. Dans un second temps, s'il n'était pas possible de conclure avec cette première analyse, l'ensemble des autres points de la masse d'eau souterraine ont été pris en compte. Ce cas ne s'est présenté que pour la masse d'eau N° FRCG008 : Plateau lorrain versant Rhin.

b) Indice de confiance

En ce qui concerne l'indice de confiance pour le résultat du test « Balance » pour la masse d'eau, il a été appliqué la règle suivante : si tous les points de la masse d'eau souterraine sont en « état quantitatif bon », alors l'indice de confiance du plus petit des points est retenu. Autrement, l'indice de confiance est « faible ».

c) Consultation « technique » des membres du Comité « Eaux souterraines » du bassin Rhin-Meuse

Le 4 février 2013 a été effectuée une présentation de ces résultats aux membres du Comité de pilotage des programmes de suivi qualitatif et quantitatif des eaux souterraines du bassin Rhin-Meuse. Après cette réunion, afin de faciliter la gestion des réponses aux questions qui se sont posées lors de la réalisation de ce travail et de permettre de garder une trace de toutes les remarques qui ont été faites, un formulaire en ligne a été réalisé et soumis aux membres.

Les principales conclusions de cette consultation sont :

- qu'il peut s'avérer restrictif de ne tenir compte que des résultats aux points des réseaux de surveillance de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine des districts du Rhin et de la Meuse ;
- que les résultats de corrélation entre la piézométrie et les conditions pluviométriques sont à prendre avec beaucoup de précaution pour les nappes en lien avec des cours d'eau, notamment avec le Rhin (cas de la masse d'eau N°FRCG001 : Pliocène d'Haguenau et nappe d'Alsace), où les niveaux piézométriques peuvent être plus influencés par le cours d'eau que par les précipitations ;
- qu'il faut aussi prendre en compte l'expertise dans l'état final des masses d'eau souterraine.

Toutes ces remarques ont été prises en compte, et la méthodologie utilisée résulte de ce travail.

3 Bilan synthétique de l'évaluation de l'état des masses d'eau superficielle et souterraine

La Figure 23, la Figure 24 et la Figure 25 synthétisent l'évaluation de l'état des masses d'eau superficielle et souterraine pour le territoire du bassin Rhin-Meuse. Pour plus de détails dans la détermination de l'état de ces masses d'eau, des tableaux explicatifs complets sont joints en annexe 1.

Figure 23 : Evaluation de l'état pour les masses d'eau superficielles (cours d'eau et canaux).

Type de masses d'eau	Type de paramètres	Source des données	Réseau	Nombre de points	Nombre de masses d'eau concernées	Fréquence d'échantillonnage	Année(s) de référence période
Etat physico-chimique							
Cours d'eau et canaux	<u>Paramètres généraux</u> (Bilan oxygène, nutriments, acidité, température)	Surveillance	<u>RCS, RESALTT, RSP, RID67, Réseau nitrates, RCO</u>	~ 725	81%	6 à 12 /an (en fonction des réseaux)	2010 et 2011
Modélisation							
Cours d'eau et canaux	<u>Paramètres généraux</u> (Bilan oxygène et nutriments)	Modélisation PEGASE	<i>Modélisation des concentrations à partir des données d'occupation du sol, de l'état de l'assainissement, de fonctions d'apports empiriques et des caractéristiques du milieu</i>				
Etat physico-chimique							
Cours d'eau et canaux	<u>Polluants spécifiques</u> (9 substances : arénic ; chrome ; cuivre ; zinc ; chlortoluron ; oxadiazon ; linuron ; 2,4-D ; 2,4-MCPA)	Surveillance	RCS, RSP, RCO	289		12/an (tous les 3 ans)	Année la plus récente 2011, à défaut 2010, 2009 ou 2008
Modélisation							
Cours d'eau et canaux	<u>Polluants spécifiques</u> (cuivre et zinc)	Modélisation PEGASE	<i>Modélisation des concentrations à partir des données d'occupation du sol, de l'état de l'assainissement, de fonctions d'apports empiriques et des caractéristiques du milieu</i>				
Etat biologique							
Cours d'eau	<u>Biologie</u>	Surveillance	RSC, RCO, RESALTT Avant 2011, programmes ponctuels DREAL ou ONEMA	315 (cours d'eau + canaux)			2010 et 2011 ou à défaut 2008 et 2009 pour les cours d'eau et canaux
	<u>Poissons</u>					1 tous les 2 ans	
	<u>Invertébrés</u>					1/ an	
	<u>Diatomées</u>					1/an	
Modélisation							
Cours d'eau	<u>Biologie</u>	Modélisation IRSTEA					
MEFM et MEA	<u>Biologie</u> (Diatomées seulement)	Données de surveillance		315 (cours d'eau + canaux)			2010 et 2011 ou à défaut 2008 et 2009 pour les cours d'eau et canaux
Potentiel écologique							
MEFM et MEA	<u>Pressions hydromorphologiques du PDM</u>	Types de mesures du PDM					
Etat chimique							
Cours d'eau et canaux	<u>Substances prioritaires</u> (41 paramètres)		RCS/RCO/RSP	289		12/an (tous les 3 ans)	Année la plus récente 2011, à défaut 2010, 2009 ou 2008

MEA : Masse d'eau artificielle

MEFM : Masse d'eau fortement modifiée

Nutriments : Orthophosphates, phosphore total, ammonium, nitrites et nitrates

PDM : Programme de mesures

RCO : Réseau de contrôle opérationnel

RESALTT : Réseau de connaissance bassin à long terme

RCS : Réseau de contrôle de surveillance

RID67 : Réseau d'intérêt départemental (67)

RSP : Réseau de suivi des pesticides

Méthode agrégation temporelle	Méthode agrégation spatiale	Calcul de l'état à une station	Calcul de l'état de la masse d'eau	Expression de l'état	Remarques
Percentile 90 sur 24 mois		Calcul de l'état distinct pour les 4 EQ (bilan oxygène, nutriments, temp, pH) avec la règle du paramètre déclassant. Plus mauvais diagnostic des 4 EQ (surveillance ou modélisation) retenu	Sites non représentatifs de la ME exclus Etat du site le plus déclassant retenu	5 classes : Très bon état Bon état Etat moyen Etat médiocre Mauvais état	Détermination de l'état "macropolluants" à partir du bilan O2 et des nutriments
Pour chaque paramètre, pour chaque point de calcul : calcul du percentile 90 (sur 365 valeurs journalières)	Pour chaque paramètre, à l'échelle de la masse d'eau : calcul du centile 80 des percentiles 90 obtenus lors de l'agrégation temporelle		Calcul des EQ à l'échelle de la masse d'eau à partir des résultats issus de l'agrégation temporelle puis spatiale Utilisation de la grille données de surveillance	5 classes : Très bon état Bon état Etat moyen Etat médiocre Mauvais état	Modélisation réalisée sur la quasi-totalité des cours d'eau et canaux à l'exception de 2 ME cours d'eau et 12 MEA canaux 1 point de calcul élémentaire tous les 200 m
Moyenne annuelle		Comparaison de la moyenne annuelle au seuil de la grille Principe du paramètre déclassant	Utilisation de la grille données de surveillance - moyenne < seuil de quantification : TBE - Seuil de quantification < moyenne < NQE : BE - moyenne > NQE : Etat moyen	3 classes : Très bon état Bon état Etat moyen	Calcul de la classe de durété pour le zinc à partir des résultats en calcium et magnésium sur les 5 années antérieures convertis en degré français
Pour chaque paramètre, pour chaque point de calcul : calcul de la moyenne annuelle (sur 365 valeurs journalières) sur chaque point de calcul	Pour chaque paramètre, à l'échelle de la masse d'eau : calcul du centile 80 des percentiles 90 obtenus lors de l'agrégation temporelle		Utilisation de la grille données de surveillance - moyenne < seuil de quantification : TBE - Seuil de quantification < moyenne < NQE : BE - moyenne > NQE : Etat moyen	3 classes : Très bon état Bon état Etat moyen	Estimation de la classe de durété selon le type de masses d'eau
Moyenne des indices des 2 dernières années validées. Données printanières exclus sauf pour l'IPR		Etat établi à la station pour chaque EQ en fonction de la typologie de la station.	Etat biologique établi par chaque EQ à l'échelle de la masse d'eau. Plus mauvais diagnostic retenu Diagnostic autorisé avec une seule donnée bio	5 classes : Très bon état Bon état Etat moyen Etat médiocre Mauvais état	Compartiments phytoplancton, macrophytes et oligochètes non exploités
Moyenne des indices des 2 dernières années validées. Données printanières exclus		Etat établi en fonction de la typologie de la station.	Utilisé à défaut de données de surveillance. Prédiction du modèle (2 classes) : - si BE, état biologique global en BE - si "pas bon état", confirmation PBE avec : "pression forte" identifiée par le modèle SYRAH + "Etat moins que bon" par PEGASE, sinon etat	Etat biologique global 2 classes: Bon état Pas bon état	
			Plus mauvais diagnostic retenu Diagnostic autorisé avec une seule donnée bio Possibilité de ne pas prendre en compte certains résultats si différence de diagnostic due à différence de typologie entre la station et la ME	5 classes : Très bon état Bon état Etat moyen Etat médiocre Mauvais état	
			Combinaison de 2 critères : - Cout des mesures (/Km) - Proportion du cout des mesures classées ambitieuses = Evaluation de l'importance des mesures (3 classes)	Pression hydromorphologiques 3 classes: nulle à faible moyenne forte	
Moyenne annuelle		Déclassement pour dépassement du seuil pour une substance - moyenne < NQE : BE - moyenne > NQE : PBE	Sites non représentatifs de la ME exclus Etat du site le plus déclassant retenu	Etat chimique 2 classes : bon état pas bon état	Calcul de la classe de durété pour le cadmium à partir des résultats en calcium et magnésium sur les 5 années antérieures convertis en degré français

BE : Bon état

EQ : Elements de qualité

ME : Masse d'eau

NQE : Norme de qualité environnementale

PBE : Pas bon état

TBE : Très bon état

Figure 24 : Evaluation de l'état pour les masses d'eau superficielles (plans d'eau).

Type de paramètres	Source des données	Réseau	Nombre de points	Nombre de masses d'eau concernées	Fréquence d'échantillonage	Année(s) de référence période	Méthode agrégation temporelle	Méthode agrégation spatiale	Calcul de l'état de la masse d'eau	Expression de l'état	Remarques
Etat physico-chimique											
Paramètres généraux (Bilan oxygène, nutriments, transparence)	Surveillance	RCS plans d'eau				2007 à 2011			Principe du paramètre déclassant		11 masses d'eau plans d'eau non surveillées
Nutriments (azote minéral, phosphates et phosphore total)			15 (1/PE)	51%	4/an (tous les 3 ans)	données de mai à septembre uniquement	valeurs maximales estivales	Plus mauvaises des maxima estivales entre celui de surface et celui de fond		5 classes	
Transparence	ME naturelles uniquement									5 classes	retenu uniquement pour les ME naturelles (2)
Bilan oxygène	IOx, utilisé à titre indicatif					période estivale	IOx le plus faible			2 classes : bon moyen	
Etat physico-chimique											
Polluants spécifiques	Surveillance	RCS plans d'eau	15 (1/PE)	51%	4/an (tous les 6 ans)	2007 à 2011	Moyenne annuelle		Etat du plan d'eau = Plus mauvais résultat retenu (quelle que soit la profondeur)		11 masses d'eau plans d'eau non surveillées
Etat biologique											
Eléments de qualité biologique	Surveillance	RCS plans d'eau							Etat biologique : - pour les MEFM : état établi à partir de la chlorophylle a - pour les plans d'eau naturels : état établi à partir de la chlorophylle a et de l'IPL		
Chlorophylle a	tous les plans d'eau		15 (1/PE)	51%	4/an (tous les 3 ans)		Valeur maximale estivale				
IPL	plans d'eau naturels uniquement à titre indicatif pour les autres										
Indice oligochète (IOBL) + indice mollusque (IMOL)	à titre indicatif pour tous les plans d'eau				1/an (tous les 6 ans)						
Macrophytes Poissons	non exploitées non utilisées										
Etat chimique											
Substances prioritaires (41 paramètres)	Surveillance		15 (1/PE)	51%	4/an (tous les 6 ans)	2007 à 2011	Moyenne annuelle pour chaque profondeur	Plus mauvaises des moyennes annuelles entre celle de surface et celle de fond	Etat du plan d'eau = Plus mauvais résultat retenu (quelle que soit la profondeur)	Etat chimique 2 classes : bon état pas bon état	11 masses d'eau plans d'eau non surveillées Mesure en 2 profondeur (surface et fond), une milieu si profondeur > 15 m.

Non réalisé ou non utilisé

IOx : Indice de saturation en oxygène

IPL : Indice planctonique

PE : Plan d'eau

RCS : Réseau de contrôle de surveillance

Figure 25 : Evaluation de l'état pour les masses d'eau souterraine, aspect qualitatif et quantitatif.

Type de paramètres	Source des données	Réseau	Nombre de points	Fréquence d'échantillonage	Année(s) de référence période	Méthode aggrégation temporelle	Calcul de l'état à une station	Calcul de l'état de la masse d'eau	Expression de l'état	Remarques
Etat qualitatif (chimique)										
Substances prioritaires (87 paramètres)	Mesure	RCS/RCO	258	de 2 à 6 fois/an (selon la recharge de l'aquifère)	2007 à 2011	Moyenne des moyennes annuelles	Etat chimique du point évalué à partir de : - la moyenne des moyennes annuelles (Mma) - la fréquence de dépassement (Freg)			Etat chimique 2 classes : bon état pas bon état
	+ Enquête appropriée (5 tests) (si nécessaire)							Si un point en PBE, réalisation enquête appropriée Résultat d'un des tests mauvais - Etat de la masse d'eau souterraine en PBE		
	Test qualité générale							Evaluation de la pollution observée somme des surfaces PBE < 20% surface totale de la masse d'eau = BE pour le test qualité générale		
	Test zones protégées AEP				1990-2011			Evaluation : - changement niveau traitement (abandon captages, ...) - signes de dégradation (Unités distri en points noirs, ...) - tendance à la hausse d'un polluant		
	Test écosystèmes terrestres	non mis en œuvre en totalité						Evaluation de l'interaction fonctionnelle entre ZHR et MESO		test utilisé pour l'évaluation de l'état qualitatif
	Test intrusion eau salée ou autre	non réalisé								test utilisé pour l'évaluation de l'état qualitatif
	Test eaux de surface	non mis en œuvre en totalité						Evaluation : - sens des échanges - détermination quantitative des échanges - Estimation transfert polluant MESO vers eaux superficielles		test utilisé pour l'évaluation de l'état qualitatif
Etat quantitatif										
	Réalisation de tests :							Plus mauvais résultats des tests - état quantitatif de la masse d'eau souterraine		
niveau pleiométrique	Test Balance prélevements	Plezo RCS	72		2000-2012	Tendance	Etape 1 : Etat quantitatif bon au voisinage du pleiomètre	Evaluation de la condition initiale : - si nombre de points en BE quantitatif > 50%, MESO en BE quantitatif - sinon, Etape 2 : ratio prélevements/recharge - pression faible ou modérée, BE quantitatif de la MESO - pression forte ou très forte, PBE quantitatif de la MESO		test utilisé pour l'évaluation de l'état chimique
	Test écosystèmes terrestres	non mis en œuvre en totalité						Evaluation de l'interaction fonctionnelle entre ZHR et MESO		test utilisé pour l'évaluation de l'état chimique
	Test eaux de surface	non mis en œuvre en totalité						Evaluation : - sens des échanges - détermination quantitative des échanges - Estimation transfert polluant MESO vers eaux superficielles		test utilisé pour l'évaluation de l'état chimique
	Test intrusion eau salée	non réalisé								test utilisé pour l'évaluation de l'état chimique

Non réalisé ou non utilisée

BE : Bon état

PBE : Pas bon état

RCO : Réseau de contrôle opérationnel

RCS : Réseau de contrôle de surveillance

ZHR : Zone humide riveraine

Chapitre 3

Impacts des activités humaines sur l'état des eaux et risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) en 2021

L'analyse des impacts des activités humaines sur les milieux aquatiques a pour finalité d'informer sur les types de pollutions et de détériorations existantes sur chaque district en identifiant leurs sources, leurs quantités, leur évolution dans le temps et leurs effets.

1 Quelques concepts

1.1 Pressions, impacts et risque de non-atteinte des objectifs environnementaux

Une pression, est une contrainte s'exerçant sur les milieux aquatiques résultant des activités anthropiques (rejets (pollutions organiques et chimiques), prélèvements d'eau, artificialisation des milieux aquatiques, activités liées à l'eau, etc.).

Conformément au Guide de mise à jour de l'État des lieux (DEB, 2012), les pressions importantes (dites significatives) sont celles qui :

- causent un Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) d'ici 2021 ;
- s'appliquent aux masses d'eau en situation de dégradation actuelle de l'état ;
- sont jugées importantes en fonction des seuils définis pour le rapportage DCE de mars 2010.

Les impacts sont, au sens de la DCE, des types d'altérations subies par les masses d'eau du fait des pressions. Les impacts sont considérés comme importants dès lors qu'ils sont susceptibles de dégrader l'état des eaux, qu'ils soient avérés actuellement (état dégradé) ou probables.

Plus précisément, dans le contexte du bassin Rhin-Meuse, la notion de pression significative correspond à une pression pour laquelle, grâce à une simulation via un modèle, il est possible d'estimer que la dégradation de l'état mesuré par un paramètre donné peut être expliquée par cette pression. Il peut donc être établit que cette pression a un impact avéré.

L'évaluation du Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) à l'horizon 2021 consiste à identifier les masses d'eau risquant de ne pas atteindre les objectifs

environnementaux en 2021. Ce risque est donc à évaluer au regard des objectifs environnementaux de la DCE :

- la non-dégradation des masses d'eau, et la prévention et la limitation de l'introduction de polluants dans les eaux souterraines ;
- l'objectif général d'atteinte du bon état des eaux ;
- les objectifs liés aux zones protégées ;
- la réduction progressive ou, selon les cas, la suppression des émissions, rejets et pertes de substances prioritaires, pour les eaux de surface ;
- l'inversion des tendances, pour les eaux souterraines.

L'évaluation du RNAOE est une étape de construction essentielle des cycles de gestion prévus par la DCE : la construction du second plan de gestion et du Programme de mesures associé (2016 - 2021).

1.2 Traitements des eaux

Dans l'analyse des pressions, il convient de différencier les Stations d'épuration des eaux usées (STEP) et les Stations de traitement des eaux urbaines (STEU). Les STEP concernent les eaux industrielles ou domestiques, tandis que les STEU ne concernent que les eaux domestiques.

Par ailleurs, une agglomération d'assainissement désigne l'ensemble des communes raccordées à une STEU.

2 L'analyse des pressions et des impacts sur les masses d'eau

2.1 Les émissions de matières organiques et de nutriments

Le principe de définition des niveaux de pressions significatives des matières organiques et des nutriments pour les masses d'eau de surface, repose sur différentes étapes.

Les pressions ponctuelles issues des ouvrages d'épuration de plus de 10 000 Équivalent-habitants (EH) sont définies comme étant significatives, quel que soit l'état de la masse d'eau de surface réceptrice.

Le niveau absolu de pression à l'échelle de la masse d'eau est ensuite déterminé selon des seuils.

Enfin, l'impact de la pression est apprécié selon son niveau et l'état de la masse d'eau (nutriments ou matières organiques).

En premier lieu, une caractérisation des flux émis pour chaque type de pression selon la nomenclature présentée dans la Figure 26.

Figure 26 : Nomenclature des types de pressions.

Code pression	Libellé des types de pressions
1.1.1	Ponctuelle STEU < 2000 EH
1.1.2	Ponctuelle - STEU < 10 000 EH
1.1.3	Ponctuelle - STEU de 10 000 à 15 000 EH
1.1.4	Ponctuelle – STEU de 15 000 à 150 000 EH
1.1.5	Ponctuelle - STEU > 150 000 EH
1.2	Ponctuelle – débordements dus aux déversoirs d'orage
1.3	Ponctuelle - industries classées IREP
1.4	Ponctuelle – non classé IPPC / IREP mais cause de RNAOE
1.5	Ponctuelle - autre
2.1	Diffuse – écoulement urbain

avec EH : Équivalent-habitants

IPPC : Integrated pollution prevention and control

IREP : Registre français des émissions polluantes

Pour les rejets urbains et industriels, les niveaux absolus de pression à l'échelle de la masse d'eau sont fixés d'après les seuils définis dans la Figure 27.

Figure 27 : Seuils des niveaux de pressions pour les rejets urbains et industriels.

Pression	Matières organiques	Nutriments	
	Demande chimique en oxygène (DCO)	Azote réduit (NR)	Phosphore (Pt)
Faible (1)	< 20 kg DCO / jour	< 2,2 kg NR / jour	< 0,38 kg Pt/ jour
Moyenne (2)	Entre 20 et 200 kg DCO /jour	Entre 2,2 et 22 kg NR /jour	Entre 0,38 et 3,8 kg Pt/jour
Forte (3)	> 200 kg DCO / jour	> 22 kg NR /jour	> 3,8 kg/jour

Le niveau d'impact local est établi pour chaque rejet individuel à l'aide d'un rapport du flux net sur le débit au droit du rejet (voir Figure 28).

Figure 28 : Seuils des impacts locaux pour les rejets urbains et industriels.

Impact local	Matières organiques	Nutriments
Faible (1)	Flux net (EH) / Débit < 5	Flux net (EH) / Débit < 5
Moyen (2)	5 < Flux net (EH) / Débit < 50	5 < Flux net (EH) / Débit < 50
Fort (3)	Flux net (EH) / Débit > 50	Flux net (EH) / Débit > 50

avec EH : Équivalent-habitants.

Les ratios par habitant utilisés sont :

- Demande chimique en oxygène (DCO) : 117 g/j/EH
- Azote réduit (NR) : 11g/jEH
- Phosphore (Pt) : 1,9g/jEH

Le débit utilisé est le centile 10 des débits de l'année modélisée par PEGASE, en l'occurrence 2010.

L'impact global par catégorie d'acteur est finalement déterminé à l'échelle de la masse d'eau à partir d'un arbre de décision tenant compte :

- du niveau de pression absolu ;
- de la valeur maximale des impacts locaux par catégorie d'acteur ;
- de l'état (par paramètres matières organiques, azote, phosphore) de la masse d'eau (voir Figure 29).

Figure 29 : Valeur de l'impact global selon l'état (paramètres matières organiques, azote, phosphore), le niveau de pression et la valeur maximale de l'impact local dans la catégorie de pression.

État	Pression absolue	Valeur maximale des impacts locaux	Impact global
1	1	1	1
1	1	2	1
1	1	3	2
1	2	1	1
1	2	2	1
1	2	3	2
1	3	1	1
1	3	2	1
1	3	3	2
2	1	1	1
2	1	2	1
2	1	3	2
2	2	1	1
2	2	2	1
2	2	3	2
2	3	1	1
2	3	2	1
2	3	3	2
3	1	1	1
3	1	2	2
3	1	3	2
3	2	1	1
3	2	2	2
3	2	3	3
3	3	1	2
3	3	2	2
3	3	3	3
4	1	1	1
4	1	2	2
4	1	3	2
4	2	1	1
4	2	2	2
4	2	3	3
4	3	1	2
4	3	2	3
4	3	3	3
5	1	1	1
5	1	2	2

5	1	3	3
5	2	1	1
5	2	2	2
5	2	3	3
5	3	1	2
5	3	2	3
5	3	3	3

Légende

État	Pression	Impact global
1 = Très bon état	1 = faible	1 = faible
2 = Bon état	2 = moyenne	2 = moyen
3 = état moyen	3 = forte	3 = fort
4 = état médiocre		
5 = mauvais état		

Les masses d'eau de surface soumises à des pressions significatives sont toutes les masses d'eau en état moyen (3), médiocre (4) ou mauvais état (5) pour lesquelles il existe un impact global moyen (2) à fort (3).

Pour les masses d'eau souterraine, les pressions significatives sont celles à l'origine du risque de non-atteinte des objectifs environnementaux.

2.1.1 Rejets de stations d'épuration urbaines

Les données concernant les rejets domestiques sont issues de la base de données ouvrages eaux usées de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse (connaissance des stations d'épuration et raccordement des communes à ces ouvrages).

Les données sur les rejets industriels raccordés proviennent de différentes bases. Les données d'autosurveillance et des contrôles inopinés effectués en 2011 sont utilisées en priorité. S'il n'y a ni de données d'autosurveillance, ni de contrôle en 2011, les flux annuels issus du site Gestion électronique du registre des émissions polluantes (GEREP, 2011), divisés par 250 jours (nombre de jours d'activités) pour passer en flux journaliers sont utilisés. S'il n'y a pas de données GEREP, les données de 2009 sont utilisés.

2.1.2 Rejets urbains non collectés

Les rejets urbains non collectés sont estimés à partir des taux de collecte reconstitués grâce aux entrées azotées au niveau des ouvrages d'épuration et de la population raccordée.

2.1.3 Pressions en temps de pluie

Les rejets urbains par temps de pluie ont été estimés pour toutes les agglomérations d'assainissement selon les modalités suivantes :

- calcul des surfaces de bassin versant urbain à partir des surfaces bâties de la couche Corine Land Cover, puis application, à dire d'experts, d'une réduction de 30 % pour tenir compte de la répartition entre les réseaux séparatifs et unitaires ;
- calcul des surfaces de ruissellement par application d'un coefficient moyen (choisi selon le degré d'urbanisation) aux surfaces totales de bassin urbain (voir Figure 30).

Figure 30 : Coefficient de ruissellement retenu par type de bassin.

Type de bassin	Coefficient de ruissellement retenu
Rural	30 %
Urbain	40 %
Urbain dense	60 %

Source : « Recueil des méthodes de caractérisation des pressions », ONEMA, Version 3 de juillet 2012.

- calcul des volumes journaliers ruisselés par produit des pluies journalières efficaces de plus de 3 mm issue de la base de données d'observation Météo-France SAFRAN et de la surface de ruissellement ;
- calcul des volumes déversés par différence des volumes ruisselés et du volume de pluie traité par la station d'épuration (ce volume a été estimé en considérant le débit moyen journalier de la station x 3, lié aux observations du dimensionnement hydraulique des stations) ;
- détermination de concentrations moyennes en macropolluants des eaux usées déversées en fonction de la période de nappe haute et de nappe basse mais aussi de la taille des agglomérations (voir Figure 31) ;

Figure 31 : Concentrations moyennes en macropolluants des eaux usées en fonction du niveau de la nappe et de la taille des agglomérations.

Taille de l'agglomération	Débit moyen journalier > 600 m ³ /h		Débit moyen journalier < 600 m ³ /h		
	Période	Nappe basse	Nappe haute	Nappe basse	Nappe haute
Demande biologique en oxygène – DBO (mg/l)		200	140	180	120
Demande chimique en oxygène – DCBO (mg/l)		510	370	490	310
NK (mg/l)		50	35	50	35
Pt (mg/l)		7	5	7	4

Source : Données issues d'une synthèse des concentrations mesurées en entrée de station pour les années 2007 à 2011.

- affectation d'un coefficient réducteur de 0,5¹² pour les très fortes pluies (hauteur > percentile 90 des hauteurs journalières) ;
- calcul des charges déversées en multipliant le volume déversé par des concentrations moyennes d'eaux usées en temps de pluie.

L'année de référence retenue est 2008 en raison de la disponibilité de la pluviométrie journalière du modèle Météo-France SAFRAN et de l'hydrométrie du bassin.

Le principe diffère légèrement du principe général précédent puisqu'il repose sur la comparaison des scénarios temps sec et temps de pluie modélisés par PEGASE dans les mêmes conditions hydroclimatiques (année 2008) et la prise en compte de l'état macropolluants retenu pour les cartes d'état des masses d'eau.

¹² Mesures effectuées sur la Communauté urbaine de Strasbourg (CUS).

Les résultats issus des simulations sont agrégés à l'échelle de la masse d'eau de la même manière que pour les pressions urbaines ou industrielles en temps sec.

Le diagnostic a été effectué sur les valeurs de la Demande biologique en oxygène (DBO) et de l'ammonium (NH_4^+) considérés comme les paramètres les plus impactant sur le milieu vis-à-vis des rejets urbains par temps de pluie.

Les règles d'évaluation des niveaux de pressions retenues sont résumées dans la Figure 32.

Figure 32 : Règles d'évaluation des niveaux de pressions.

Pression	Ecart de classe de qualité entre les scénarios temps sec et temps de pluie (paramètres DBO et NH_4)	Si l'état temps sec est mauvais (classe 5)	Si l'état temps sec est mauvais (classe 5)
Faible	0	$[\text{DBO}]_{\text{TP}} - [\text{DBO}]_{\text{TS}} < 4$	$[\text{NH}_4]_{\text{TP}} - [\text{NH}_4]_{\text{TS}} < 1,5$
Moyenne	1	$4 < [\text{DBO}]_{\text{TP}} - [\text{DBO}]_{\text{TS}} < 15$	$1,5 < [\text{NH}_4]_{\text{TP}} - [\text{NH}_4]_{\text{TS}} < 3$
Forte	2 ou plus	$[\text{DBO}]_{\text{TP}} - [\text{DBO}]_{\text{TS}} > 15$	$[\text{NH}_4]_{\text{TP}} - [\text{NH}_4]_{\text{TS}} > 3$

Une masse d'eau est considérée comme soumise à des pressions significatives si elle répond aux critères précisés dans la Figure 33.

Figure 33 : Critères d'évaluation d'une pression significative.

Etat macropolluants observés ou simulés temps sec	Niveau de pression	Pressions significatives
Bon	Faible / Moyen / Fort	Non
Pas bon	Faible	Non
	Moyen ou Fort	Oui

2.1.4 Rejets des établissements industriels non raccordés aux réseaux urbains

Les données sur les rejets industriels non raccordés aux réseaux urbains proviennent de différentes bases.

Les données d'autosurveillance et des contrôles inopinés effectués en 2011 sont utilisés en priorité. S'il n'y a ni de données d'autosurveillance, ni de contrôle en 2011, les flux annuels de GEREP (2011) divisés par 250 jours (nombre de jours d'activités) pour passer en flux journaliers sont utilisés. S'il n'y a pas de données GEREP, les données de 2009 sont utilisées.

2.1.5 Rejets issus des élevages

Pour les élevages, le cheptel bovin a été mis à jour à partir des données de 2010 de la Base de données nationales d'identification (BDNI), qui a été géolocalisée.

Les classes de pressions sont estimées à partir des densités d'élevages en zone agricole (nombre d'Unité gros bétail Azote - UGB-N¹³ par rapport à la surface agricole disponible sur la masse d'eau). Les pressions fortes sont celles comportant plus de 1,4 UGB-N /ha, les pressions moyennes sont celles avec plus de 0,3 UGB-N /ha.

Les impacts sont établis en fonction du niveau de pression absolu et de l'état (par paramètres matières organiques, azote et phosphore) de la masse d'eau.

Les masses d'eau de surface soumises à des pressions significatives sont toutes les masses d'eau en état moyen, médiocre ou en mauvais état, pour lesquelles il existe un impact global moyen à fort.

2.1.6 Pollutions diffuses d'origine agricole

2.1.6.1 Outils nationaux

Le recueil des méthodes de caractérisation des pressions de juillet 2012 (version 3), édité par l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA), constitue le document de référence.

L'ONEMA a fourni deux modèles pour l'azote :

- l'un concerne l'estimation des émissions d'azote d'origine agricole à l'échelle des masses d'eau de surface ;
- l'autre consiste en un essai d'amélioration de la méthode de prédiction de la concentration en nitrates dans les masses d'eau souterraine de niveau 1.

2.1.6.2 Utilisation du modèle d'estimation des émissions d'azote d'origine agricole à l'échelle des masses d'eau continentale de surface

La méthode utilisée s'inspire des modèles conceptuels simples considérés comme le meilleur compromis entre une représentation précise des phénomènes physiques en jeu et une facilité d'accès aux données (DUPAS ET GASCUEL, 2012).

Le modèle consiste en une équation de régression non-linéaire, dans laquelle le flux d'azote est estimé en fonction des différentes sources d'azote et de caractéristiques physiques des bassins versants. Il s'agit d'un modèle statique, reposant sur des hypothèses de stationnarité des bilans d'azote, ainsi que des conditions hydroclimatiques sur la période de calibration considérée.

Il est donc peu robuste pour prédire les effets transitoires d'une diminution des pressions récentes ou d'une année à la pluviométrie exceptionnelle, du fait de la difficulté à prédire les phénomènes de stockage-déstockage dans les bassins versants.

¹³ UGB : Unité gros bétail

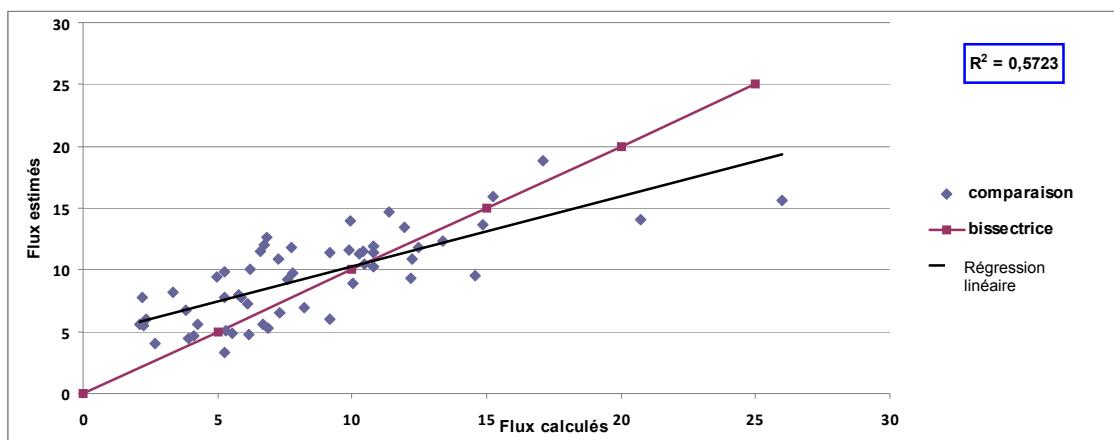
C'est la raison pour laquelle le modèle est calibré sur un flux moyen pluriannuel, intégrant des années plutôt sèches et des années plutôt humides, en évitant les années exceptionnelles (DUPAS ET GASCUEL, 2012).

a) Comparaison du modèle d'estimation des émissions d'azote d'origine agricole à l'échelle des masses d'eau continentale de surface avec la surveillance

Les flux azotés calculés par le modèle ont été comparés au niveau national avec des flux calculés selon les débits et concentrations observées (validation croisée). La qualité de la prédiction des flux de nitrates et d'azote total évaluée par la régression linéaire R2 du modèle, s'élève à 0,75 pour le modèle nitrates (BLUHM, 2012).

La qualité de prédiction du modèle avec des données des districts du Rhin et de la Meuse s'illustre avec un coefficient de régression de 0,57 pour les nitrates (voir Figure 34).

Figure 34 : Comparaison des flux calculés (kg N-NO₃/ha/an) et des flux estimés (kg N/ha/an) par le modèle pour le bassin Rhin-Meuse pour le paramètre « nitrates ».



Source : Bluhm, 2012.

Le modèle d'estimation des émissions d'azote d'origine agricole à l'échelle des masses d'eau de surface présente des résultats assez bien corrélés aux observations. Il peut donc être utilisé directement pour établir les pressions de pollutions diffuses azotées et indirectement pour le paramètre nitrates de l'état écologique pour les eaux de surface des districts du Rhin et de la Meuse.

b) Utilisation des flux azotés calculés par le modèle d'estimation des émissions d'azote d'origine agricole à l'échelle des masses d'eau continentale de surface

Les flux calculés sont utilisés :

- pour évaluer les pressions à la masse d'eau de surface ;
- pour évaluer l'état en les injectant dans le modèle PEGASE (SMITZ *et al.* 1997).

Les flux de bassin versant en kg/NO₃/ha à la masse d'eau ont été transformés en concentrations de fonction d'apport dans le modèle PEGASE à la zone hydrographique (voir Figure 35).

Figure 35 : Transformation des classes de flux calculés en concentrations de fonction d'apport pour le bassin Rhin-Meuse.

Flux calculés (kg/NO ₃ ⁻ /ha)	0 à 5	5 à 10	10 à 15	15 à 20	plus de 20
Conversion PEGASE (mg/L)	6	8	11	15	18

2.1.6.3 Utilisation du modèle d'essai d'amélioration de la méthode de prédition de la concentration en nitrates dans les masses d'eau souterraine de niveau 1

L'élaboration d'une première méthode de prédition de la concentration en nitrates dans les masses d'eau souterraine de niveau 1 a été réalisée par Dupas de l'Institut national de recherche agronomique (INRA). Elle consiste en une équation de régression calibrée grâce à l'étude de 124 masses d'eau réparties sur l'ensemble de la France et reflétant la diversité des conditions agro-pédo-climatiques métropolitaines. À partir de la constatation des limites de cette étude (faible corrélation entre pressions et impacts) un essai d'amélioration de l'approche de l'INRA en se basant sur une échelle de travail plus grande permettant ainsi d'agréger et de combiner les données de base avec une approche différente grâce à des unités cohérentes : les unités fonctionnelles (PINSON ET GOURCY, 2012) a été réalisé.

Le modèle proposé pour les eaux souterraines recommande l'utilisation des résultats au niveau des unités fonctionnelles. Les concentrations obtenues pour les unités fonctionnelles ont donc été utilisées et comparées aux points à risque nitrates. La correspondance entre les deux approches est de 58 % (voir Figure 36).

Figure 36 : Correspondance entre niveau de risque des points de surveillance et classe de concentration en nitrates (mg/l).

Répartition des points à risque nitrate selon les classes de concentrations en nitrates					
Niveau de Risque	Classe de concentration (méthode INRA)				Total
	Faible < 15	Moyen 15-20	Fort 20-50	Très fort > 50	
Faible			5		5
Moyen	3	7	10	1	21
Fort	13	32	116	18	179
Très fort	1	2	8	4	15
Total	17	41	139	23	220

Le calcul de la surface équivalente de la masse d'eau souterraine sous même pression a été effectué et permet de compléter la détermination du risque nitrate pour les eaux souterraines.

2.1.7 Impacts sur les eaux superficielles

Le niveau et la localisation des différents rejets d'eaux usées dans les rivières sont renseignés dans le modèle PEGASE utilisé comme modèle « pressions – impacts » pour simuler les masses d'eau de surface.

2.1.7.1 Utilisation du modèle PEGASE

Le modèle Planification et GEstion de l'ASSainissement des Eaux (PEGASE - SMITZ *et al.*, 1997) a été développé afin d'orienter les choix en matière de gestion des eaux de surface par le calcul prévisionnel et déterministe de la qualité des eaux en fonction des apports et des rejets polluants, dans des conditions hydrologiques diverses. PEGASE est un modèle intégré bassin versant / réseau hydrographique. Il représente les rejets urbains, les rejets industriels, le rôle des stations d'épuration, les rejets dus aux activités d'élevage et les apports diffus des sols. Le modèle calcule explicitement les mécanismes d'autoépuration dans les cours d'eau et l'évolution de l'eutrophisation.

Les pressions sont jugées significatives, en fonction de l'état des masses d'eau réceptrices et/ou de la taille de l'ouvrage, lorsque :

- la taille de l'ouvrage d'épuration dépasse 10 000 Equivalents-habitants (EH) ;
- la masse d'eau est classée en mauvais état.

2.1.7.2 Règles d'agrégation utilisées pour calculer les concentrations en macropolluants

À chaque tronçon de 200 mètres (68 814 tronçons au total pour les districts du Rhin et de la Meuse) sont associées 365 concentrations journalières correspondant à l'année 2010, choisie pour sa représentativité.

Le centile 90 correspondant est alors évalué pour chaque tronçon. Il s'agit de la valeur numérique en dessous de laquelle se trouvent 90 % de ces 365 valeurs. Cette méthode est conforme à l'arrêté « **Évaluation** » de l'état des masses d'eau de surface qui requiert l'utilisation de la méthode du calcul du centile 90 pour évaluer l'état des cours d'eau pour les éléments physico-chimiques soutenant la biologie hors polluants spécifiques.

Pour chaque masse d'eau, le centile 80 est ensuite calculé. La concentration obtenue est comparée avec la grille de qualité de l'arrêté relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface.

Seules les masses d'eau sans réseau de surveillance ont leur qualité physico-chimique définie par les résultats de modélisation.

Les concentrations ainsi obtenues sont utilisées pour déterminer l'état des masses d'eau (voir chapitre 2, paragraphe 1.1.2.4. « Modélisation », page 18).

2.1.7.3 La comparaison du modèle avec la surveillance des macropolluants

La mise en correspondance des résultats de surveillance des macropolluants dans les cours d'eau et du modèle PEGASE illustre la représentativité du modèle. Le taux d'erreur globale, sur 358 masses d'eau où des stations de mesures sont représentatives de la qualité physico-chimique, est de 32 %, avec 10 % de faux négatifs¹⁴ et 22 % de faux positifs¹⁵.

Le modèle PEGASE présente des résultats assez bien corrélés à nos observations, il peut donc être utilisé pour établir les pressions de pollutions ponctuelles pour les eaux de surfaces.

¹⁴ Attribution d'un mauvais classement à une masse d'eau qui est en bon état.

¹⁵ Attribution d'un bon état de santé à une masse d'eau alors qu'elle est « malade ».

2.1.8 Impacts sur les eaux souterraines

Le lessivage d'azote issu des surplus agricoles est de très loin la principale source d'apport en nutriments vers les eaux souterraines. Les apports ponctuels issus de rejets de stations sont marginaux et les rejets en zones non raccordées sont trop limités et dispersés pour avoir un impact à l'échelle de la masse d'eau. Aussi, seul l'impact du lessivage des surplus d'azote agricole a été évalué selon la méthode décrite dans le chapitre 3, paragraphe 2.1.6.3. « L'utilisation du modèle d'essai d'amélioration de la méthode de prédiction de la concentration en nitrates dans les masses d'eau souterraine de niveau 1 », page 91.

2.2 Prélèvements d'eau

L'analyse des pressions liées aux prélèvements a été réalisée selon la méthodologie décrite dans le « Recueil des méthodes de caractérisation des pressions » (2012) réalisé par l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) et l'Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS).

Cette analyse s'est appuyée sur les données issues de la base des redevances de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse. Ces données, qui ont été récoltées avec l'objectif initial d'établir une assiette de redevances, ne représentent pas toute la réalité des prélèvements sur le milieu.

En effet :

- les prélèvements de faible intensité ne sont pas comptabilisés (seuil à 10 000 m³/an ou 7 000 m³/an en zone de ressource insuffisante) ;
- seuls les volumes annuels sont recensés, leur répartition dans l'année n'est pas connue ;
- 2/3 des prélèvements ne sont pas géolocalisés précisément et la masse d'eau prélevée n'est pas connue ;
- 55 % des prélèvements ont un volume évalué forfaitairement.

Les prélèvements pour l'Alimentation en eau potable (AEP) sont les mieux connus avec 91 % des volumes comptabilisés et géolocalisés avec précision. Trente pourcent (30 %) des volumes utilisés pour un usage industriel sont comptabilisés et géolocalisés. Les prélèvements pour les autres usages (canaux, refroidissement et irrigation) sont très rarement géolocalisés (moins de 1 % des volumes prélevés).

2.2.1 Géolocalisation des prélèvements et rattachement aux masses d'eau

Tous les prélèvements non géolocalisés ont fait l'objet d'un pré-traitement pour leur affecter des coordonnées géographiques, une masse d'eau et un indice de précision des coordonnées et du rattachement à la masse d'eau :

- les prélèvements industriels et agricoles ont été géolocalisés via l'adresse du préleveur (utilisation de l'API Google Map) ;
- les autres prélèvements ont été localisés au centroïde de la commune.

2.2.1.1 Cas des eaux superficielles

Le rattachement des prélèvements à une masse d'eau de surface a été réalisé par un croisement géographique entre le lieu du prélèvement et le bassin versant de la masse d'eau de surface située au niveau du prélèvement.

2.2.1.2 Cas des eaux souterraines

Dix-sept pourcent (17 %) des volumes prélevés en eau souterraine ne sont pas rattachés à une masse d'eau. Pour ces volumes, une requête géographique a permis d'identifier les masses d'eau situées au niveau du prélèvement (avec une certaine marge d'erreur puisque certains prélèvements sont géolocalisés au centroïde de la commune).

Les règles suivantes ont été appliquées pour relier chaque prélèvement à une masse d'eau souterraine (voir Figure 37) :

- lorsqu'une seule masse d'eau est située au droit du prélèvement, celle-ci est affectée au prélèvement ;
- lorsque plusieurs masses d'eau sont situées au droit du prélèvement : si la masse d'eau de niveau 1 est imperméable et faiblement aquifère, la masse d'eau située au niveau immédiatement inférieur est affectée au prélèvement, sinon, dans les autres cas, la masse d'eau de niveau 1 est affectée au prélèvement.

Figure 37 : Application de la règle 2 d'affectation d'un prélèvement à une masse d'eau.

Masse d'eau de niveau 1	Masse d'eau de niveau 2	Masse d'eau retenue
FRB1G007 : Plateau lorrain versant Meuse	FRCG005 : Grès vosgien captif non minéralisé	FRCG005 : Grès vosgien captif non minéralisé
FRB1G009 : Calcaire du dogger des côtes de Meuse ardennaise	FRB1G018 : Grès du lias inférieur d'Hettange-Luxembourg	FRB1G009 : Calcaire du dogger des côtes de Meuse ardennaise
FRB1G013 : Calcaires oxfordiens	FRB1G011 : Calcaires du dogger du plateau de Haye	FRB1G013 : Calcaires oxfordiens
	FRB1G009 : Calcaire du dogger des côtes de Meuse ardennaise	FRB1G013 : Calcaires oxfordiens
FRB1G015 : Alluvions de la Meuse, de la Chiers et de la Bar	FRB1G009 : Calcaire du dogger des côtes de Meuse ardennaise	FRB1G015 : Alluvions de la Meuse, de la Chiers et de la Bar
	FRB1G013 : Calcaires oxfordiens	FRB1G015 : Alluvions de la Meuse, de la Chiers et de la Bar
	FRB1G019 : Socle ardennais	FRB1G015 : Alluvions de la Meuse, de la Chiers et de la Bar
	FRB1G020 : Argile du Lias des Ardennes	FRB1G015 : Alluvions de la Meuse, de la Chiers et de la Bar
	FRB1G021 : Argiles du Callovo-Oxfordien de Bassigny	FRB1G015 : Alluvions de la Meuse, de la Chiers et de la Bar
FRB1G020 : Argile du Lias des Ardennes	FRB1G018 : Grès du lias inférieur d'Hettange-Luxembourg	FRB1G018 : Grès du lias inférieur d'Hettange-Luxembourg

Masse d'eau de niveau 1	Masse d'eau de niveau 2	Masse d'eau retenue
FRB1G021 : Argiles du Callovo-Oxfordien de Bassigny	FRB1G018 : Grès du lias inférieur d'Hettange-Luxembourg	FRB1G018 : Grès du lias inférieur d'Hettange-Luxembourg
	FRB1G011 : Calcaires du dogger du plateau de Haye	FRB1G011 : Calcaires du dogger du plateau de Haye
FRB1G023 : Argiles du Callovo-Oxfordien des Ardennes	FRB1G009 : Calcaire du dogger des côtes de Meuse ardennaise	FRB1G009 : Calcaire du dogger des côtes de Meuse ardennaise
FRCG006 : Calcaires du Muschelkalk	FRCG005 : Grès vosgien captif non minéralisé	FRCG006 : Calcaires du Muschelkalk
FRCG008 : Plateau lorrain versant Rhin	FRCG005 : Grès vosgien captif non minéralisé	FRCG005 : Grès vosgien captif non minéralisé
	FRB1G018 : Grès du lias inférieur d'Hettange-Luxembourg	FRB1G018 : Grès du lias inférieur d'Hettange-Luxembourg
FRCG016 : Alluvions de la Moselle en aval de la confluence avec la Meurthe	FRCG008 : Plateau lorrain versant Rhin	FRCG016 : Alluvions de la Moselle en aval de la confluence avec la Meurthe
FRCG017 : Alluvions de la Meurthe et de la Moselle en amont de la confluence avec la Meurthe	FRCG003 : Socle vosgien	FRCG017 : Alluvions de la Meurthe et de la Moselle en amont de la confluence avec la Meurthe
	FRCG003 : Grès vosgien en partie libre	FRCG017 : Alluvions de la Meurthe et de la Moselle en amont de la confluence avec la Meurthe
	FRCG006 : Calcaires du Muschelkalk	FRCG017 : Alluvions de la Meurthe et de la Moselle en amont de la confluence avec la Meurthe
	FRCG008 : Plateau lorrain versant Rhin	FRCG017 : Alluvions de la Meurthe et de la Moselle en amont de la confluence avec la Meurthe
FRCG022 : Argiles du Callovo-Oxfordien de la Woëvre	FRCG010 : Calcaires du dogger des côtes de Moselle	FRCG010 : Calcaires du dogger des côtes de Moselle
FRCG024 : Argiles du Muschelkalk	FRCG005 : Grès vosgien captif non minéralisé	FRCG005 : Grès vosgien captif non minéralisé

2.2.2 Robustesse de la caractérisation des prélèvements

2.2.2.1 Cas des masses d'eau souterraine

Les impacts des modes de rattachement des prélèvements à une masse d'eau ont été contrôlés (voir Figure 38) :

- pour 19 masses d'eau, le mode de rattachement des prélèvements non géolocalisés conduit à une incertitude minime sur l'évaluation des volumes prélevés ;
- pour deux masses d'eau (masse d'eau N° FRB1G007 : Plateau lorrain versant Meuse et masse d'eau N° FRCG008 Plateau lorrain versant Rhin) le résultat est peu fiable. Ces deux masses d'eau ne sont que très localement aquifère ;
- pour cinq masses d'eau constituées d'un substrat argileux très peu aquifère, le résultat est peu fiable (masse d'eau N° FRB1G021 : Argiles du Callovo-Oxfordien de Bassigny) voir très peu fiable (masse d'eau N° FRB1G020 : Argile du Lias des Ardennes ; masse

d'eau N° FRB1G022 : Argiles du Callovo-Oxfordien de la Woëvre ; masse d'eau N° FRB1G023 : Argiles du Callovo-Oxfordien des Ardennes et masse d'eau N° FRB1G024 : Argiles du Muschelkalk).

Figure 38 : Robustesse du mode de rattachement des prélèvements à une masse d'eau souterraine.

Code européen de la masse d'eau	Impact du mode de rattachement sur le résultat final*	Robustesse du résultat
FRB1G007	34 %	<i>peu fiable</i>
FRB1G009	-4 %	très fiable
FRB1G011	-1 %	très fiable
FRB1G013	0 %	très fiable
FRB1G015	0 %	très fiable
FRB1G018	-16 %	fiable
FRB1G019	0 %	très fiable
FRB1G020	69 %	très peu fiable
FRB1G021	20 %	<i>peu fiable</i>
FRB1G023	-	très peu fiable
FRB1G025	0 %	très fiable
FRCG001	0 %	très fiable
FRCG002	0 %	très fiable
FRCG003	0 %	très fiable
FRCG004	0 %	très fiable
FRCG005	-12 %	fiable
FRCG006	0 %	très fiable
FRCG008	34 %	<i>peu fiable</i>
FRCG010	-4 %	très fiable
FRCG016	0	très fiable
FRCG017	0 %	très fiable
FRCG022	70 %	très peu fiable
FRCG024	2758 %	très peu fiable
FRCG026	0 %	très fiable
FRCG027	0 %	très fiable
FRCG028	0 %	très fiable

*différence de volume prélevé selon le mode de rattachement

Les imprécisions sur la géolocalisation des points de prélèvements n'impactent significativement l'évaluation finale que sur quelques masses d'eau très peu aquifères où les prélèvements ne constituent pas un enjeu.

2.2.2.2 Cas des masses d'eau superficielle

L'analyse des prélèvements dans les eaux de surface se heurte à deux difficultés majeures :

- peu de prélèvements sont géolocalisés ;
- de nombreux prélèvements industriels sont immédiatement restitués au cours d'eau dans une proportion qu'il est difficile d'estimer précisément.

Compte tenu de ces éléments, il est difficile de caractériser la qualité des données produites via une approche analytique. Le nombre de masses d'eau caractérisées par des prélèvements notables (> 10 % du débit d'étiage) se limitant à 26, c'est une validation par expertise qui a été adoptée pour vérifier la validité des données produites.

2.2.3 Évaluation des pressions de prélèvement et de leurs impacts sur les milieux aquatiques

2.2.3.1 Cas des masses d'eau souterraine

La pression a été évaluée par une comparaison entre la recharge de la masse d'eau et les prélèvements s'y exerçant :

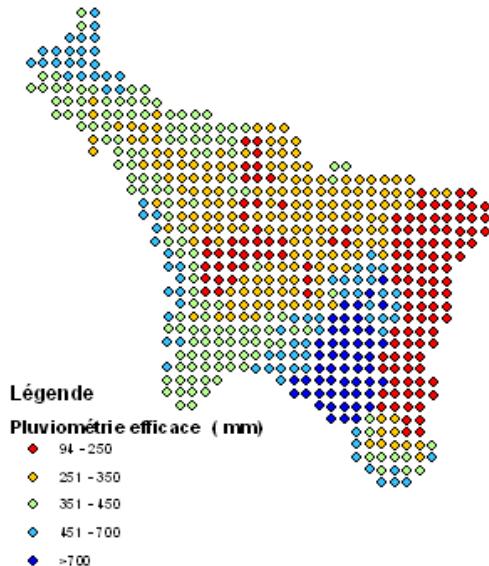
- les prélèvements ont été considérés comme égaux à la somme des prélèvements ;
- les restitutions ont été négligées ;
- la recharge a été évaluée conformément aux préconisations du guide national (ONEMA, 2012b).

Les échanges entre les différents aquifères n'ont pas pu être pris en compte. La recharge a été évaluée à partir de la pluie efficace sur laquelle a été affecté un taux de transfert dépendant de la perméabilité des formations superficielles.

a) Caractérisation de la pluie efficace

La pluie efficace a été quantifiée à partir de données issues du modèle Météo-France SAFRAN (normales annuelles des pluies efficaces sur la période 1971 - 2000 par maille de 8 km x 8 km). La répartition des pluies efficaces au niveau des districts du Rhin et de la Meuse est illustrée par la Figure 39.

Figure 39 : Normales annuelles des pluies efficaces sur la période 1971-2000 issues du modèle SAFRAN.



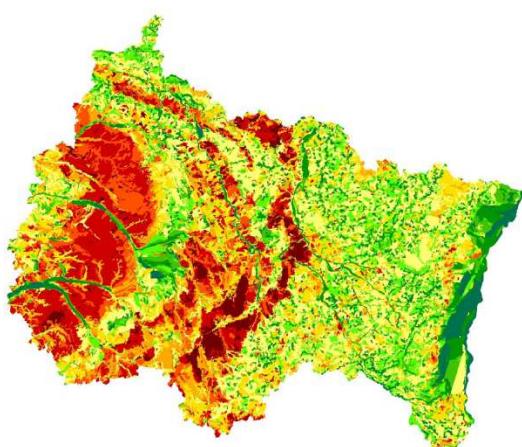
Les deux districts présentent de très forts contrastes, notamment dans la partie est du bassin, où les Vosges font office de barrière naturelle :

- versant Ouest très arrosé avec des valeurs de pluies efficaces supérieures à 700 mm ;
- versant Est très sec, notamment en plaine d'Alsace où les pluies efficaces sont inférieures à 200 mm.

b) Calcul de la recharge

La proportion des pluies efficaces transférées vers les eaux souterraines a été considérée comme directement proportionnelle à la perméabilité des formations superficielles. Les résultats de cette évaluation sont présentés dans la Figure 40.

Figure 40 : Evaluation de la perméabilité des formations superficielles.



La perméabilité a été évaluée à partir des Indices de persistance des réseaux (IDPR) développés et adaptés par le Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM) pour établir la carte de vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines des districts du Rhin et de la Meuse et de la région Lorraine.

Ce sont les IDPR agrégés à l'échelle de petites unités fonctionnelles homogènes vis-à-vis de leur perméabilité et de leurs caractéristiques géologiques qui ont été utilisés. Ceux-ci découpent le bassin Rhin-Meuse en 4 659 petites unités de taille moyenne proche de 7 km².

c) Evaluation de l'impact des prélèvements sur les eaux souterraines

Trois approches ont été adoptées en fonction des caractéristiques des masses d'eau (libres, alluviales ou captives).

Cas des masses d'eau libres

Le ratio entre la lame d'eau prélevée et la recharge a été calculé pour chaque unité fonctionnelle puis les résultats ont été agrégés à la masse d'eau.

Le seuil d'alerte à partir duquel les prélèvements doivent être considérés comme excessifs est très dépendant des échanges nappes-rivières et des échanges entre aquifères. Compte-tenu du peu d'informations exploitables pour caractériser ces échanges, les seuils ont été fixés arbitrairement aux niveaux suivants (voir Figure 41).

Figure 41 : Relation entre le ratio prélèvement / recharge et le niveau de pression (hors masses d'eau captives).

Prélèvement / recharge (en%)	Niveau de pression
< 10 %	Faible
10 – 30 %	Modérée
30 – 60 %	Forte
> 60 %	Très forte

Cas des masses d'eau alluviales

Pour ce type de masse d'eau, le calcul de la recharge est peu pertinent. La recharge ne se limite pas à l'infiltration au droit de nappe alluviale, elle est aussi alimentée par les échanges nappe-rivière. Un deuxième indicateur complémentaire au ratio prélèvement / recharge a été mis en place pour évaluer l'intensité du prélèvement en regard du débit d'étiage (QMNA5).

Pour les quatre masses d'eau concernées, ce test montre que les prélèvements sont inférieurs à 5 % du débit d'étiage du cours d'eau associé (voir Figure 42) et ne constituent pas une pression significative sur le cours d'eau.

Figure 42 : Evaluation de l'impact des prélèvements sur les cours d'eau associés aux masses d'eau alluviales.

Rhin		
QMNA5	635	m^3/s à Lauterbourg
Débit prélevé en nappe d'Alsace	12,6	m^3/s
% du débit prélevé à l'étiage	2,0	%
Moselle aval		
QMNA5	22,5	m^3/s à la frontière
Débit prélevé en nappe de Moselle aval	0,49	m^3/s
% du débit prélevé à l'étiage	2,2	%
Moselle amont		
QMNA5	16,9	m^3/s à la confluence
Débit prélevé en nappe de Moselle aval	0,76	m^3/s
% du débit prélevé à l'étiage	4,5	%
Meuse aval		
QMNA5	25,6	m^3/s à la frontière
Débit prélevé en nappe de Meuse, Chiers et Bar	0,31	m^3/s
% du débit prélevé à l'étiage	1,2	%

Source de débits : AERM, DBRM, 1998 – 1999.

Cas des masses d'eau captives

La recharge n'a pas pu être évaluée pour les masses d'eau captives. L'intensité des pressions a alors été évaluée en fonction de seuils relatifs à la lame d'eau prélevée annuellement (voir Figure 43).

Figure 43 : Relation entre le prélèvement annuel et le niveau de pression pour la recharge.

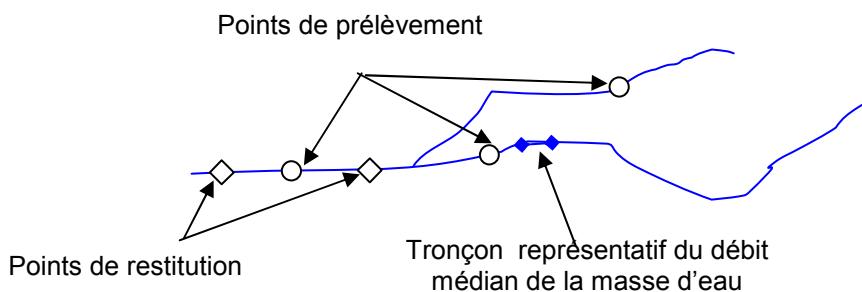
Prélèvement annuel	Niveau de pression
< 10 mm	Pression faible
10 à 50 mm	Pression modérée
> 50 mm	Pression forte
> 100 mm	Pression très forte

2.2.3.2 Cas des masses d'eau de surface

La pression prélèvements a été évaluée par une comparaison entre les prélèvements déduits des restitutions, le tout étant rapporté au débit d'étiage du cours d'eau (voir Figure 44) :

- les prélèvements ont été considérés comme égaux à la somme des prélèvements ;
- la période de prélèvement pour l'irrigation a été restreinte à trois mois. Les autres prélèvements sont considérés constants au cours de l'année ;
- les restitutions ont été évaluées à partir des rejets des stations d'épuration des eaux usées pour les usages Alimentation en eau potable (AEP) ;
- le débit d'étiage (QMNA5) a été évalué à partir des débits linéarisés issus du modèle PEGASE¹⁶. Pour chaque masse d'eau, le débit médian a été retenu.

Figure 44 : Evaluation de la pression par les prélèvements sur une masse d'eau.



$$\text{Pression} = \frac{\sum \text{prélèvements} - \sum \text{restitutions}}{QMNA5\text{médian}}$$

¹⁶ Les débits fournis par l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) issus des travaux de l'Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (IRSTEA) (Combinaison multi-modèle et cartographie de consensus du débit de référence d'étiage et du débit moyen à l'échelle de la France) présentaient trop d'incohérences et n'ont pas pu être utilisés en l'état.

La pression est considérée comme significative si elle excède 10 % du QMNA5 médian (voir Figure 45), à l'exception des cas où les données de surveillance ne montrent pas de dégradation du fonctionnement biologique de la masse d'eau. Lorsque le cas se présente, la pression est maintenue à son niveau initial mais n'est pas considérée comme significative.

Figure 45 : Evaluation des pressions de prélèvement et de leurs impacts sur les masses d'eau superficielle.

Prélèvement / QMNA5 médian	Niveau de pression	Impact sur le milieu	
< 10 %	Pression faible	non	-
10 – 30 %	Pression modérée	oui	Impact modéré (sauf si la surveillance ne montre pas d'impact significatif sur le fonctionnement biologique du cours d'eau)
> 30 %	Pression forte	oui	Impact fort (sauf si la surveillance ne montre pas d'impact significatif sur le fonctionnement biologique du cours d'eau)

2.3 Émissions de Substances polluantes à risque toxique

2.3.1 Détermination des taux d'émissions en entrée et en sortie de stations d'épuration urbaines

Dans le but d'améliorer la connaissance des rejets en entrée et en sortie de Stations d'épuration urbaine (STEP) et dans l'objectif de pouvoir déterminer pour l'ensemble du bassin Rhin-Meuse des ratios d'émissions par habitants, une large campagne de recherche de substances a été réalisées en 2009 / 2010 :

- 80 stations du bassin ont été concernées par une campagne de recherche de substances dangereuses ;
- au total, 139 substances ont été analysées pour chaque ouvrage (substances de l'état chimique + substances de l'état écologique + substances de la **liste II de la Directive 2006/11¹⁷**) ;
- 93 campagnes ont été réalisées (une à trois par STEP) sur les années 2009 - 2010 ;
- toutes les tailles de STEP étaient représentées, des moins de 500 habitants aux plus de 10 000 avec la répartition suivante :
 - o < 2 000 habitants : 39 % ;
 - o 2 à 10 000 habitants : 30 % ;
 - o > 10 000 habitants : 31 % ;
- la répartition géographique des STEP sélectionnées sur le bassin était la plus homogène possible, mis à part pour le Bas Rhin où aucune STEP n'a participé aux campagnes de mesures en raison d'une maîtrise d'ouvrage différente ;
- les mesures ont concerné des systèmes d'assainissement de type unitaire ou séparatif mais les résultats n'ont pas montré de différence significative entre ces deux types.

¹⁷ Directive 2006/11, concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté.

2.3.1.1 Détermination des taux d'émission entrée

À partir des concentrations et des débits mesurés en entrée de STEP, les taux d'émission sont calculés de la façon suivante :

$$\text{Taux d'émission}_{(\text{entrée})} \text{ (mg/j/EH)} = \text{Concentration substance}_{(\text{entrée})} \times \text{Débit STEP}_{(\text{entrée})} / \text{Population équivalente}$$

La population équivalente exprimée en Équivalent-habitants (EH) est estimée sur la base de la quantité d'azote réduit (N_{KJ}) en entrée de la station le jour de la campagne à partir du ratio 11 g $N_{KJ}/j/EH$.

Il est proposé de retenir les moyennes des taux d'émission comme valeur de référence.

Lorsque la substance n'est pas quantifiée, les concentrations retenues sont calculées sur la base de la moitié de la limite de quantification de la substance soit LQ/2.

Seuls les taux d'émission pour les substances quantifiées à plus de 10 % dans les eaux brutes sont recommandés. Pour les autres substances, des taux d'émission sont proposés mais il est déconseillé de les appliquer.

2.3.1.2 Détermination des taux d'émission sortie

À partir des concentrations et des débits mesurés en sortie, les taux d'émission sont calculés de la façon suivante :

$$\text{Taux d'émission}_{(\text{sortie})} \text{ (mg/j/EH)} = \text{Concentration substance}_{(\text{sortie})} \times \text{Débit STEP}_{(\text{sortie})} / \text{Population équivalente}$$

La population équivalente exprimée en Équivalent-habitants (EH) est estimée sur la base de la quantité d'azote réduit (N_{KJ}) en entrée de la station le jour de la campagne à partir du ratio 11 g $N_{KJ}/j/EH$.

Il est proposé de retenir les moyennes des taux d'émission comme valeur de référence.

Lorsque la substance n'est pas quantifiée, les concentrations retenues sont calculées sur la base de la moitié de la limite de quantification de la substance soit LQ/2.

Seuls les taux d'émission pour les substances quantifiées à plus de 10 % dans les eaux brutes sont recommandés. Pour les autres substances, des taux d'émission sont proposés mais il est déconseillé de les appliquer.

2.3.1.3 Différenciation Urbain-Rural

Des tests statistiques non paramétriques ont été appliqués lorsque l'échantillon comportait plus de 10 mesures quantifiées afin de déterminer une différence significative des taux d'émissions selon la taille de l'agglomération.

Des taux d'émission en entrée et sortie de STEP pour les collectivités urbaines (plus de 5 000 EH) ou rurales (moins de 5 000 EH) sont donc recommandés pour les substances pour lesquelles une différence significative entre l'urbain et le rural a pu être constatée.

Par défaut, c'est la moyenne qui est retenue, sauf pour le cuivre, pour lequel le taux d'émission le plus représentatif de la distribution observée n'est pas la moyenne

2.3.1.4 Cadre de l'utilisation des taux d'émission

a) Rejets des stations d'épurations urbaines

En l'absence de mesures en sortie de stations d'épuration, les flux de substances ont été estimés à partir des taux d'émission en sortie et d'une population équivalente calculée sur la base de la charge moyenne d'azote réduit annuelle.

$$\text{Flux substance (sortie station)} = \text{Taux émission sortie} \times \text{Charge}_{NKJ} \text{ (exprimée en EH)}$$

b) Rejets des collectivités non équipées et des rejets issus des défauts de raccordement ou de collecte

Les flux de substances non traités ont été calculés sur la base de la population établie par l'Institut national de la statistique et des études économiques (INSEE) de la collectivité non équipé et des taux d'émission en entrée.

$$\text{Flux substance (collectivité non équipée)} = \text{Taux émission entrée substance} \times \text{Population INSEE}$$

Les flux de substances non raccordés ou résultant d'un défaut de collecte ont été estimés à partir de la population INSEE x (1 - taux de collecte¹⁸).

$$\text{Flux substance (non collecté)} = \text{Taux émission entrée substance} \times \text{Population INSEE} \times (1 - \text{taux de collecte})$$

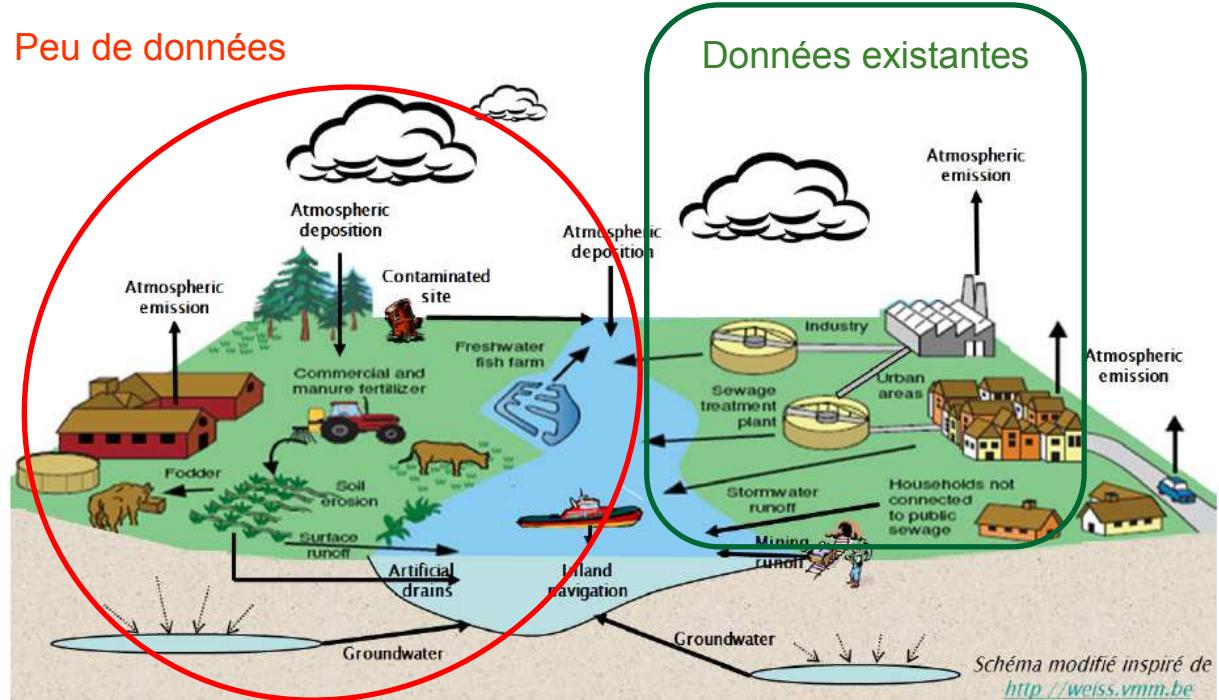
2.3.2 Établissement de l'inventaire des émissions, pertes et rejets

Afin de quantifier les rejets de substances vers les eaux de surface et répondre aux attentes de la **Directive 2008/105/CE** établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau, une méthodologie mise au point par l'Institut national de l'environnement et des risques (INERIS) a été publiée en juillet 2012 (GOUZY, 2012) concernant l'établissement de l'inventaire des émissions, pertes et rejets. Elle a servi de guide pour la réalisation de l'inventaire.

La méthodologie soumise par l'INERIS présente un vaste panel de sources d'émission de polluants vers les eaux de surface (voir Figure 46).

¹⁸ Le taux de collecte est déterminé par comparaison des flux azotés mesurés en entrée de station et des charges générées par l'agglomération d'assainissement (pollution domestique et pollution industrielle).

Figure 46 : Différentes voies d'apport en micropolluants vers les eaux de surface.



Source : Gouzy, 2012.

Constatant le manque de données sur les émissions diffuses comme le dépôt atmosphérique, le ruissellement des parcelles agricoles ou encore les émissions liées à la navigation, aux interfaces nappes / rivières ou au relargage des sédiments, il a été choisi pour cet inventaire de quantifier les rejets de trois sources d'émission pour lesquelles des données sont disponibles : les émissions urbaines et industrielles comme sources ponctuelles d'une part, et le ruissellement urbain par temps de pluie, source « pseudo-diffuse » d'autre part.

2.3.2.1 Émissions ponctuelles

Les deux sources d'émissions ponctuelles retenues pour l'inventaire sont :

- les stations de traitement des eaux usées collectives ;
- les industries isolées, ayant un rejet direct vers le milieu, souvent après un traitement en interne des effluents.

En effet, il sera considéré que les effluents industriels raccordés à un réseau d'assainissement urbain seront pris en compte à travers les émissions des Stations de traitement des eaux usées (STEU).

Pour certains établissements, les données ne sont pas disponibles. Il s'agit alors d'estimer un rejet potentiel à partir d'équations ou de taux d'émission portant sur des variables connues, telle que la Demande chimique en oxygène (DCO), les Matières en suspension (MES) ou le nombre d'Equivalent-habitants (EH).

a) Émissions des industries isolées

Établissements ayant analysés leurs rejets

⇒ *Extraction et préparation des données*

Les données ont été extraites des bases de données suivantes :

→ Données de Gestion électronique du registre des émissions polluantes (GEREP, 2011) :

La base de données contient les déclarations d'émissions polluantes (air, eau, sol, déchets) des industriels. Les polluants à déclarer sont définis par **l'arrêté ministériel du 31 janvier 2008¹⁹**, accompagnés des seuils au-delà desquels il y a obligation de déclaration (en-dessous de ces seuils, rien n'oblige les industries à déclarer une substance).

→ Données de Flux polluant (2011) :

Il s'agit de la base de données de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse, dans laquelle figurent plusieurs types de données :

- les données de l'autosurveillance qui concerne les industries redevables soumises par arrêté préfectoral à analyser des substances selon une certaine fréquence ;
- les données de l'Audit technique des industries (ATI) qui regroupe trois types de contrôles, de un à trois contrôles par an au maximum. Il peut s'agir d'un contrôle commandé par l'Agence de l'eau dans le but de vérifier l'autosurveillance, par la Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL) ou par une collectivité dans le cas d'une industrie raccordée au réseau urbain. Les substances analysées sont les mêmes que celles de l'autosurveillance ;
- les données de la Recherche de substances dangereuses dans l'eau (RSDE, Agence de l'eau), menée par les industriels. Il s'agit d'une campagne de mesures par an depuis trois ans sur 141 substances.

→ Données de Recherche de substances dangereuses dans l'eau (RSDE 2, 2010 - 2011) :

Il s'agit d'une campagne nationale de mesures (6 mesures par an). Les bases de données ont été travaillées pour offrir un jeu de données complet et le plus fiable possible.

Les données de GEREP n'utilisent pas le référentiel du Service d'administration nationale des données et référentiels sur l'eau (SANDRE), contrairement aux autres bases de données. Ainsi, les substances ont dû être identifiées puis rattachées au code SANDRE leur correspondant.

Pour certaines familles de substances, comme les diphényléthers bromés, les Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les nonylphénols et octylphénols, il n'a pas été possible d'identifier les paramètres recherchées et de leur attribuer un code SANDRE.

La base de données RSDE 2 a été nettoyée afin de détecter d'éventuelles erreurs d'identifiants (concernant les industriels et / ou les rejets) et de Limite de quantification (LQ) de substances.

Puis, les points de rejets intermédiaires et finaux dans les données RSDE 2 et les données de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse ont été identifiés (identifiants différents selon la base de données). L'objectif étant d'éviter le compte de rejets intermédiaires en plus de rejets finaux.

¹⁹ Arrêté ministériel DEVP0773558A du 31 janvier 2008 relatif au registre et à la déclaration annuelle des émissions et de transferts de polluants et des déchets.

⇒ *Démarche adoptée pour la compilation des données*

L'objectif étant d'obtenir un jeu de données le plus complet et le plus fiable possible, et une méthode de compilation des données a été déterminée.

Cette méthode a consisté à calculer, pour chaque substance, une moyenne des données d'autosurveillance, des bilans de l'Audit technique industriel (ATI) et de RSDE 2. Les données utilisées pour calculer ces moyennes sont :

- une extraction de Flux polluant comprenant la moyenne X_1 des flux issus de l'autosurveillance et de l'ATI, avec le nombre de mesures n_1 ayant permis de calculer cette moyenne X_1 :
- une extraction des données brutes de RSDE 2, à partir desquelles les flux moyens X_2 sont calculés, en gardant une trace du nombre de mesures n_2 ayant permis de calculer la moyenne des flux X_2 .

La moyenne de toutes ces données est ensuite calculée de la sorte :

$$\text{Flux moyen} = (n_1 * X_1 + n_2 * X_2) / (n_1 + n_2)$$

Ainsi, le poids attribué aux données est dépendant du nombre d'analyses réalisées sur l'année, pour chaque source de données.

Le calcul des flux moyens X_1 et X_2 est détaillé dans le paragraphe suivant.

Si, pour un établissement, aucune donnée n'est disponible via RSDE 2 ou via les données de l'Agence de l'eau, alors les données GEREP sont utilisées.

⇒ *Hypothèses pour le calcul des flux*

Flux RSDE 2 :

Pour chaque substance et pour chaque point de prélèvement, la moyenne des concentrations pondérée par le volume rejeté est calculée à partir des données brutes sur l'ensemble des campagnes réalisées.

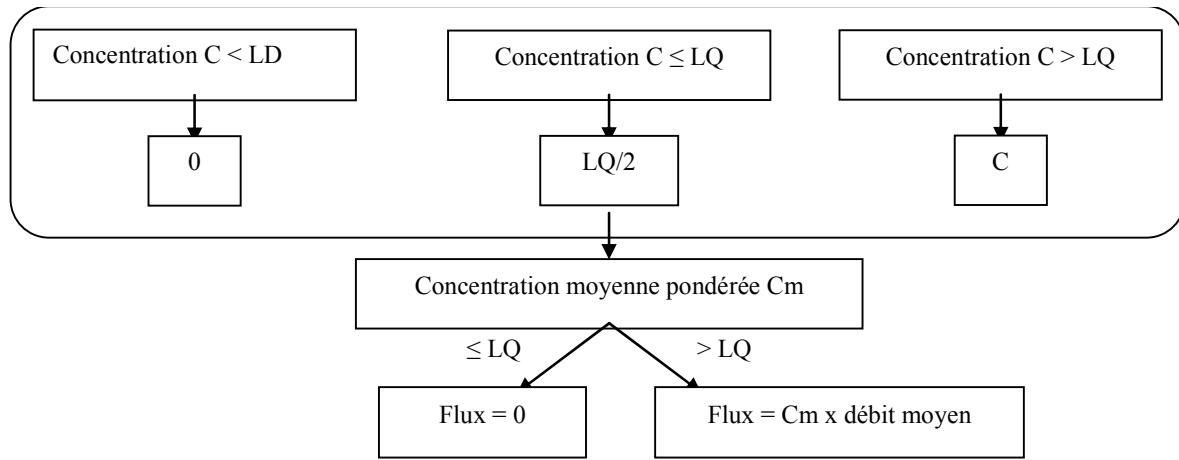
Si la moyenne est inférieure à la Limite de quantification (LQ), alors la substance a été peu quantifiée. Dans ce cas, la charge est considérée comme nulle (afin de ne pas générer des flux élevés « fictifs » dans les cas où une substance n'est pas quantifiée mais où le volume d'eau rejeté est grand).

Si la moyenne est supérieure à la Limite de quantification (LQ), alors la charge est calculée à partir de la concentration moyenne multipliée par le volume d'effluent rejeté moyen.

Si l'une des concentrations est inférieure à la Limite de quantification (LQ), sa valeur est prise égale à la moitié de la valeur de la LQ pour le calcul de la charge.

Les différents cas de figure sont présentés dans la Figure 47.

Figure 47 : Logigramme pour le calcul des flux RSDE 2.



Source : Azaïs, 2013.

avec : C : concentration et LQ : limite de quantification

Flux de l'autosurveillance et de l'Audit technique des industries (ATI)

Les résultats des analyses d'une substance X sont remontés ainsi par les industriels (disponibles sous cette forme) :

- si $C_x \leq LD \rightarrow C_x = 0$ (avec LD = Limite de détection) ;
- si $C_x \leq LQ \rightarrow C_x = LQ/2$ (avec LQ = Limite de quantification) ;
- si $C_x > LQ \rightarrow C_x = C_x$.

Aucune information n'est donnée sur la quantification des substances. Il est donc impossible de distinguer une charge calculée à partir de LQ/2 si la substance n'a pas été quantifiée, d'une charge calculée à partir de la concentration mesurée.

Dans la mesure où l'autosurveillance porte *a priori* sur des substances rejetées en quantités significatives, c'est-à-dire des substances qui seront théoriquement quantifiées, ces données ont été moyennées avec les données RSDE 2.

A partir des flux journaliers obtenus, les flux annuels sont calculés en prenant 250 jours de fonctionnement des établissements par an.

Établissements sans données

Lorsqu'un industriel ne dispose pas de donnée pour une substance, la méthodologie de l'Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS) préconise l'utilisation d'Equations d'émission (EE), déterminées par régression linéaire à partir d'une extraction des données RSDE 2 nationales.

Ces équations permettent d'estimer les rejets d'un établissement à partir d'une des trois variables d'activité : Demande chimique en oxygène (DCO), Matières en suspension (MES) ou Métaux toxiques (METOX). Elles sont obtenues par substance et par secteur ou sous-secteur d'activité d'après la classification des sous-secteurs d'activité RSDE. Ainsi, pour chaque triplet « secteur d'activité/substance/variable d'activité », une équation est déterminée, de la forme suivante :

$$Y = a X + b$$

avec :

- Y : l'émission moyenne de la substance concernée en g/j ;
- X : la variable d'activité en g/j ;
- a et b : les coefficients de la régression.

Exemple :

Pour un établissement X appartenant au secteur de la sidérurgie, les émissions en plomb F_{Pb} seraient régies par l'équation suivante à partir du flux de MES F_{MES} :

$$F_{\text{Pb}} = 0,0003 \times F_{\text{MES}} + 9,67 \quad (R^2 = 0,25)$$

Les variables d'activité DCO et MES sont connues grâce à l'autosurveillance, aux bilans ATI et à GEREP, en prenant en priorité les données d'autosurveillance et des bilans ATI lorsqu'elles sont disponibles, et à défaut, les données GEREP.

Les METOX n'étant pas systématiquement suivis, des équations de substitution ont été utilisées.

Bien que la méthodologie recommande l'utilisation des équations d'émission pour toutes les substances où il n'y a pas de donnée, il a été décidé de n'appliquer les équations qu'aux établissements pour lesquels aucune donnée micropolluant n'est disponible : si un établissement ne déclare qu'un flux de cuivre par exemple, il est considéré que les rejets d'autres micropolluants ne sont pas significatifs et les équations ne sont pas appliquées.

Ceci permet de respecter la sélection réalisée lors de la première campagne RSDE et de ne pas surestimer les flux de substances qui n'ont jamais été quantifiées pour un établissement. En effet, pour certains secteurs d'activité, des équations sont proposées pour plus de substances que celles qui sont à rechercher. Pour les abattoirs par exemple, une équation est proposée pour les nonylphénols et les octylphénols, substances qui ne sont pas à rechercher systématiquement pour ce secteur d'activité dans le cadre de la campagne RSDE 2.

L'application des équations d'émission suppose la recherche des secteurs ou sous-secteurs d'activité pour les établissements qui n'ont aucune donnée sur les micropolluants. Cette recherche a été faite établissement par établissement, notamment à l'aide de la Nomenclature d'activité française (NAF).

b) Émissions des stations de traitement des eaux usées collectives

La quantification des émissions liées aux Stations de traitement des eaux usées (STEU) repose sur deux cas de figure :

- les stations ayant fait l'objet de campagnes d'analyses de leurs rejets ;
- les stations ne disposant pas de données. Les émissions seront alors estimées avec des taux d'émission déterminés à partir des résultats de l'Audit technique des collectivités (ATC). Voir paragraphe « Détermination des taux d'émissions en entrée et en sortie de stations d'épuration urbaines », page 100.

Une part des rejets n'est pas collectée par le réseau d'assainissement collectif, soit en raison de défauts de collecte, soit du fait du non-raccordement de la population au réseau. Dans ce cas, les rejets seront estimés à l'aide de taux d'émission, déterminés à partir des résultats de l'Audit technique des collectivités (ATC) en entrée de station.

La Figure 48 rend compte de la proportion en termes d'Équivalent-habitants (EH) que représentent les stations ayant participé à l'Audit technique des collectivités (ATC), celles qui n'y ont pas participé, et enfin la population non collectée pour chaque secteur de travail.

Figure 48 : Répartition territoriale de la population raccordée à une station ayant participé à l'ATC, de la population raccordée à une station n'ayant pas participé à l'ATC et de la population non collectée.

Secteur de travail	Pop racc. ATC (EH)	%	Pop racc. non ATC (EH)	%	Pop non coll. (EH)	%	Total
Meuse	143 362	37 %	54 057	14 %	192 058	49 %	389 477
Moselle-Sarre	888 496	44 %	593 516	29 %	542 135	27 %	2 024 147
Rhin supérieur	508 162	27 %	1 169 161	62 %	201 734	11 %	1 879 057
Total	1 540 020	3 %	1 816 734	42 %	935 927	22 %	4 292 681

La population non collectée représente environ 22 % de la population totale estimée sur le bassin. Il est donc important d'estimer les apports que cela représente, d'autant plus que ce sont des rejets bruts chargés en micropolluants, souvent déversés directement dans les rivières à proximité des habitations non raccordées à un réseau d'assainissement.

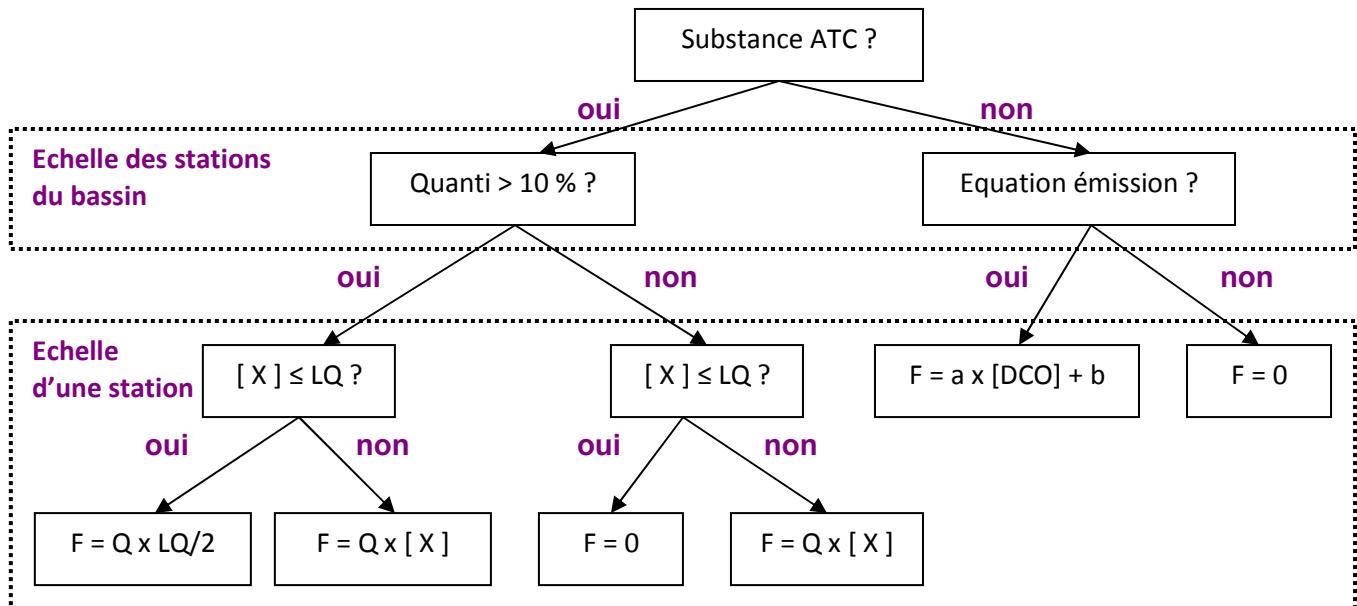
NB : 62 % de la population du secteur de travail du Rhin supérieur est raccordée à une station pour laquelle il n'y a pas de donnée. Ce taux élevé s'explique par le fait que les stations du département du Bas-Rhin n'ont pas pu être auditées dans le cadre de l'ATC.

Émissions de stations ayant fait l'objet de campagnes

Seules les données de l'Audit technique des collectivités (ATC) ont pu être utilisées pour cet exercice pour les 80 stations ayant participé à la campagne de recherche des substances. Une distinction est faite entre les substances quantifiées à plus de 10 % en entrée de station, celles quantifiées à moins de 10 % en entrée de station, et celles qui n'ont pas été recherchées lors de l'ATC mais pour lesquelles des équations d'émission sont proposées par l'INERIS.

La Figure 49 récapitule les questions à se poser en fonction des substances pour calculer les flux émis par les Station de traitement des eaux usées (STEU).

Figure 49 : Arbre de décision pour le calcul des flux en sortie de Station de traitement des eaux usées (STEU).



Source : Azaïs ,2013.

avec :

- Quant : le pourcentage de quantification en entrée de station ;
- $[X]$: la concentration de la substance X mesurée en sortie de STEU pour une campagne (Cx) ;
- F : le flux de cette substance ;
- Q : le débit en sortie de station lors de la campagne ;
- $a \times [DCO] + b$: l'équation d'émission donnée par l'INERIS pour la substance concernée (DCO : Demande chimique en oxygène).

La Figure 50 résume les substances suivies en Audit technique des collectivités (ATC) en donnant pour chaque substance le taux d'émission ou l'équation d'émission à utiliser lorsqu'aucune donnée n'est disponible en fonction de la taille de la STEU.

Figure 50 : Taux d'émission à appliquer en fonction des substances et de la taille des STEU.

Substance ATC	Classes STEP (EH)			
	< 5 000	5 000 – 10 000	10 000 – 100 000	> 100 000
1383 Zinc	X			
1392 Cuivre	X			
1382 Plomb	X			
6616 DEHP	X			
1272 Tétrachloréthène	X			
1191 Fluoranthène	X			
1116 Benzo(b)fluoranthène	X			
1118 Benzo(g,h,i)pérylène	X			
1204 Indéno (123cd) pyrène	X			
1115 Benzo(a)pyrène	X			
1117 Benzo(k)fluoranthène	X			
1458 Anthracène	X			
1389 Chrome	X			
1386 Nickel	X			
1907 AMPA	X			
1369 Arsenic	X			
1506 Glyphosate	X			
1208 Isoproturon	X			
1135 Chloroforme	X			
1958 4-nonylphenols	X			
1177 Diuron	X			
1957 Nonylphenols	X			
1517 Naphthalène	X			
6678 Diphenyléthers bromés		-		Équation d'émission (variable : DCO)
1959 4-tert-Octylphenol	X			
1388 Cadmium	X			
1161 Dichloroéthane-1,2	X			
1168 Dichlorométhane	X			
1114 Benzène	X			

Substances quantifiées à moins de 10 % en entrée de station donc ni les taux d'émission ni les équations d'émission ne sont appliqués

Substance ATC	Classes STEP (EH)			> 100 000
	< 5 000	5 000 - 10 000	10 000 - 100 000	
1464 Chlortenvinphos	X			
1387 Mercure	X			
1263 Simazine	X			
1107 Atrazine	X			
1173 Dieldrine	X			
1181 Endrine	X			
1103 Aldrine	X			
1286 Trichloréthylène	X			
1147 DDT 24	X			
1148 DDT 44	X			
1276 Tétrachl. Carbone	X			
1235 Pentachlorophénol	X			
1955 C10-13-chloroalcanes	X			
1920 Octylphénols	X			
1207 Isodrine	X			
1652 Hexachlorobutadiène	X			
1888 Pentachlorobenzène	X			
1199 Hexachlorobenzène	X			
1774 Trichlorobenzènes (somme)	X			
1203 HCH gamma (lindane)	X			
1289 Trifluraline	X			
1743 Endosulfan total	X			
1083 Chlopyriphos-éthyl	X			
1101 Aïachlore	X			
2879 Tributylétain cation				-
1136 Chlortoluron				
1141 2,4D				
1209 Linuron				
1212 2,4MCBA				
1667 Oxadiazon				

Substances quantifiées à moins de 10 % en entrée de station donc ni les taux d'émission ni les équations d'émission ne sont appliqués

Aucune donnée disponible

⇒ *Substances quantifiées à plus de 10 % en entrée*

Sur les 139 substances recherchées lors de l'Audit technique des collectivités (ATC), seules 23 ont été quantifiées dans plus de 10 % des cas en entrée de station. Ces substances sont les suivantes :

- zinc ;
- cuivre ;
- diéthylhexyl phtalate (DEHP) ;
- chrome ;
- plomb ;
- nickel ;
- arsenic ;
- AMPA ;
- chloroforme ;
- nonylphénols (codes SANDRE 1957 et 1958) ;
- tétrachloroéthène ;
- glyphosate ;
- diuron ;
- naphtalène ;
- isoproturon ;
- benzo(g,h,i)pérylène ;
- benzo(b)fluoranthène ;
- benzo(k)fluoranthène ;
- fluoranthène ;
- benzo(a)pyrène ;
- indéno(1,2,3-cd)pyrène ;
- anthracène.

Pour ces 23 substances, les charges émises en sortie de station sont calculées à partir de la concentration et du débit mesuré en sortie.

Une plus grande confiance a été accordée aux résultats recueillis dans le cadre des campagnes d'analyses plutôt qu'aux équations d'émissions. Ainsi, les charges sont calculées à partir de la LQ/2 pour les substances non quantifiées en sortie.

⇒ *Substances quantifiées à moins de 10 % en entrée*

Pour les substances quantifiées à moins de 10 % en entrée de station, deux cas de figure sont envisageables pour une station :

- si la substance est quantifiée en sortie, alors la charge est calculée à partir de la concentration et du débit mesurés en sortie ;
- si la substance n'est pas quantifiée en sortie, alors la charge est considérée comme nulle.

⇒ *Substances non analysées par l'Audit technique des collectivités (ATC)*

Certaines substances de l'inventaire n'ont pas été recherchées au cours de l'Audit technique des collectivités (ATC). C'est le cas du tributylétain cation, des diphényléthers bromés, du chlortoluron, du 2,4 D, du linuron, du 2,4 MCPA et de l'oxadiazon.

Pour le tributylétain cation et les diphényléthers bromés, des équations d'émission sont disponibles grâce à l'exploitation faite des données GEREP par l'INERIS. Comme ces équations d'émission ont été élaborées à partir de données mesurées au niveau national sur les stations de plus de 100 000 Équivalent-habitants (EH), elles ne seront appliquées qu'aux stations de plus de 10 000 EH dans un souci de représentativité.

Les variables de ces équations sont soit la Demande chimique en oxygène (DCO), soit la Demande biologique en oxygène (DBO). Dans le cas des diphényléthers bromés, une seule équation est proposée, ayant pour variable la DCO. Quant au tributylétain cation, les résultats avec la DCO ou avec la DBO varient d'un facteur allant jusqu'à 400. Ainsi, aucune équation ne sera appliquée et les rejets seront considérés nuls, faute de données.

Les valeurs utilisées pour la Demande chimique en oxygène (DCO) sont issues d'une extraction de l'autosurveillance des collectivités sur l'année 2010. Lorsque la DCO n'est pas disponible pour une Station de traitement des eaux usées (STEU), elle sera estimée à partir de la population raccordée à la station et d'une production de 135 g DCO/jour par EH (INERIS – ONEMA, 2011).

Les cinq autres substances n'ayant pas été analysées lors de la campagne RSDE pour les Stations de traitement des eaux usées (STEU), leur rejet par les collectivités sera donc considéré comme étant nul par manque de données.

Émissions de stations sans données

Lorsqu'une station ne dispose d'aucune donnée, la méthodologie de l'INERIS propose d'utiliser des équations d'émission déterminées à partir des résultats déclarés par les exploitants des Station de traitement des eaux usées (STEU) de plus de 100 000 Équivalent-habitants (EH) dans GEREP.

Mais, dans la mesure où les résultats de l'Audit technique des collectivités (ATC) concernent une plus grande variété de tailles de stations et ont fait l'objet d'une exploitation similaire dans le cadre de l'évaluation des pressions, l'utilisation des taux d'émission proposés à partir de cette exploitation est privilégiée.

Les taux d'émission en sortie de station sont calculés de la façon suivante pour chaque substance et chaque prélèvement :

$$\text{Taux émission}_s (\text{mg/jour/EH}) = [\text{substance}]_s \times \text{débit STEU}_s / \text{population équivalente}_E$$

avec :

- s : sortie de STEU ;
- population équivalente E : la population en entrée de STEU, calculée à partir de la masse d'azote réduit NK mesurée en entrée sur la base d'une production de 11 g NK/jour/EH.

Exemple :

Pour le zinc, quantifié en entrée de toutes les stations, le taux d'émission moyen est de 13,4 mg/jour/EH, donc le flux estimé pour une population de N Équivalent-habitants (EH) sera le suivant :

$$F = 13,4 \times N$$

À partir des taux d'émission obtenus pour chaque station, un taux d'émission moyen est calculé pour chaque substance. Ainsi, à partir du nombre d'Équivalent-habitants (EH) en entrée de station, il est possible d'estimer la charge émise. Seuls les taux d'émission pour les 23 substances quantifiées à plus de 10 % en entrée ont été appliqués. Les rejets des substances quantifiées à moins de 10 % en entrée sont considérés nuls. En effet, il est difficile d'extrapoler des flux à toutes les stations en sachant que ces substances n'ont été retrouvées que dans très peu de stations.

Pour 11 de ces 23 substances, une différentiation urbain / rural a été mise en évidence, avec un seuil délimitant le rural de l'urbain fixé à 5 000 EH. Lorsque la population équivalente en entrée est inférieure à 5 000 EH, le taux d'émission rural est appliqué, lorsqu'elle est supérieure, le taux d'émission urbain qui est appliqué. Les substances ou familles de substances concernées sont les suivantes :

- anthracène ;
- benzo(a)pyrène ;
- benzo(b)fluoranthène ;
- benzo(k)fluoranthène ;
- benzo(g,h,i)péryène + indéno(1,2,3-cd)pyrène ;
- cuivre ;
- diéthylhexyl phtalate (DEHP) ;
- fluoranthène ;
- plomb ;
- tétrachloroéthène ;
- zinc.

Exemple :

Pour le zinc, au lieu de prendre le taux d'émission moyen de 13,4 mg/jour/EH, il y aura une distinction entre les stations recevant moins de 5 000 EH (rural) en entrée, pour lesquelles le taux d'émission appliqué sera de 11,7 mg/jour/EH, et les stations recevant plus de 5 000 EH (urbain) en entrée, pour lesquelles le taux d'émission est de 15,5 mg/jour/EH.

Cas des diphenyléthers bromés :

Les diphenyléthers bromés n'ayant pas été analysés dans l'Audit technique des collectivités (ATC), les rejets seront estimés à partir de l'équation d'émission de l'INERIS, appliquée aux Stations de traitement des eaux usées (STEU) de plus de 10 000 Équivalent-habitants (EH).

Émissions des populations non collectées

Les émissions liées aux défauts de collecte et aux populations non raccordées à une Station de traitement des eaux usées (STEU) constituent une émission « pseudo-diffuse » qui sera regroupée avec les émissions des stations urbaines.

La méthodologie de l'INERIS ne prend pas en considération ces émissions, pourtant relativement importantes, et pour lesquelles il existe une forte incertitude quant au devenir des substances dans l'environnement. Néanmoins, l'exploitation des résultats de l'Audit technique des collectivités (ATC) a permis d'estimer les masses émises par la population non collectée.

La quantification des émissions de la population non collectée repose sur l'application de taux d'émission moyens en entrée de Station de traitement des eaux usées (STEU), représentant la production brute en substances d'un équivalent habitant. Comme pour les taux d'émission en sortie de STEU, ils ont été calculés à partir des résultats de l'Audit technique des collectivités (ATC), à partir des données en entrée E de STEU :

$$\text{Taux émission}_E (\text{mg/jour/EH}) = [\text{substance}]_E \times \text{débit STEU}_E / \text{population équivalente}_E$$

avec :

- [substance] : la concentration de la substance (mg/l) ;
- débit STEU : le débit à l'entrée de la station.

Comme pour les stations sans données, seuls les taux d'émission pour les substances quantifiées à plus de 10 % en entrée de station ont été utilisés, en considérant que les substances peu quantifiées ne sont pas émises dans des quantités significatives sur le bassin. De même, pour les substances pour lesquelles une différenciation urbain / rural a été mise en évidence, les taux d'émission urbain / rural ont été employés.

Exemple :

Pour le zinc, il faudra privilégier l'application des taux suivants en fonction de la taille de la population non collectée. Pour les stations recevant moins de 5 000 EH (rural) en entrée, le taux d'émission appliqué sera de 29,4 mg/jour/EH. Pour les stations recevant plus de 5 000 EH (urbain) en entrée, le taux d'émission est de 51,2 mg/jour/EH.

La population non collectée est estimée à partir de la population brute connue de l'INSEE, de la masse d'azote en entrée de STEU, et de la masse d'azote apportée par les industries raccordées connues via les données d'autosurveillance, converties en Équivalent-habitants (EH) sur la base d'une production de 11 g NK/jour/EH.

$$\text{Population non collectée} = \text{population brute} - (\text{population équivalente en entrée de station} - \text{population équivalente en sortie d'industrie})$$

Lorsqu'une collectivité ne dispose pas de système de traitement des effluents, la population non collectée est égale à la population brute.

Une fois la charge potentielle calculée, il est considéré que 75 % de cette charge sont émis vers les eaux de surface. Cette hypothèse est adoptée pour les simulations effectuées sous PEGASE dans le cadre de l'évaluation des pressions.

2.3.2.2 Émissions diffuses : drainage des surfaces imperméabilisées

Notions d'hauteur de pluie et de surface active

Alors que la méthode propose d'utiliser par défaut la hauteur de pluie brute cumulée sur un an à partir des données Météo France, les données SAFRAN²⁰ pour l'année 2010 ont été utilisées pour le bassin Rhin-Meuse. En effet, le modèle découpe le bassin en mailles en donnant une Hauteur de pluie efficace annuelle cumulée (H) sur chaque maille, permettant de croiser la pluviométrie avec la surface imperméabilisée obtenue pour chaque maille. La pluie efficace (différence entre la pluie brute et l'évapotranspiration) a été utilisée, puisqu'elle correspond à la fraction de la pluie qui contribue au ruissellement. Il est alors possible de calculer un volume ruisselé par maille et de travailler à l'échelle du secteur de travail.

La surface active est déterminée à partir des classes d'occupation des sols de Corinne Land Cover (CLC) associées à un coefficient de ruissellement, présentés dans la Figure 51.

Figure 51 : Classes d'occupation des sols de Corinne Land Cover.

Classes CLC	Code	Coefficient
Tissu urbain continu	111	0,8
Tissu urbain discontinu	112	0,4
Zones industrielles et commerciales	121	0,5
Réseaux routiers et ferroviaires et espaces associés	122	0,7
Zones portuaires	123	0,5
Aéroports	124	0,15
Carrières et mines	131	0,5
Décharges	132	0,5
Chantiers	133	0,5
Espaces verts urbains	141	0,08
Equipements sportifs et de loisir	142	0,3

Source : Gouzy, 2012.

À partir de ces données, il est possible de calculer le volume d'eaux de ruissellement pour chaque maille.

Calcul des flux ruisselés

Une fois le volume annuel d'eaux de ruissellement calculé, il reste à déterminer les flux de micropolluants émis vers les eaux de surface.

Etant donné le manque de connaissance des réseaux du bassin (répartition unitaire / séparatif, rendements d'abattement des stations d'épuration pour les micropolluants, fonctionnement des déversoirs d'orage, etc.), le scénario retenu est que la totalité des eaux de ruissellement est envoyée au milieu sans traitement.

²⁰ Les données SAFRAN sont des données horaires couvrant la France à une résolution de 8 km sur une projection Lambert-II étendue. Elles sont produites par Météo-France (Centre National de Recherches Météorologiques, CNRM).

Les concentrations en micropolluants des effluents ont été prises égales aux concentrations totales d'effluents de réseaux séparatifs pluviaux par temps de pluie. Ces dernières sont issues de la méthodologie de l'INERIS, qui s'appuie sur une étude de GASPERI et al., 2011.

Les flux obtenus sont très importants comparés aux flux industriels et urbains calculés précédemment. Une manipulation sous PEGASE a permis de simuler les apports industriels, urbains et des Ruissellement urbain de temps de pluie (RUTP), afin de comparer les concentrations simulées dans le milieu avec les mesures de surveillance. La surveillance du milieu permet à l'Agence de l'eau Rhin-Meuse d'évaluer la qualité de l'eau à partir de la recherche mensuelle de micropolluants dans les masses d'eau. Il en a été conclu de ces situations que les concentrations des RUTP devaient être grandement surestimées, et un facteur de correction a été défini, en ne gardant que la moitié des concentrations proposées par la méthodologie. Ainsi, les flux inhérent au RUTP ont donc été divisés par deux.

2.3.3 Pressions liés aux rejets ponctuels et diffus de substances hors pesticides d'usages agricoles

À partir des travaux effectués dans le cadre de l'inventaire des émissions, pertes et rejets, une vingtaine de substances ont pu faire l'objet d'une évaluation de l'impact à l'aide du modèle PEGASE (voir Figure 52).

Figure 52 : Liste des substances ayant fait l'objet de simulations de l'impact par le modèle PEGASE.

Pesticides et produits de dégradation (hors usages agricoles)	diuron AMPA glyphosate
HAP	anthracène
	benzo(a)pyrène
	benzo(b,k)fluoranthène
	benzo(g,h,i)pérylène + Indéno(1,2,3-cd)pyrène
	fluoranthène
	naphtalène
Métaux lourds	arsenic
	chrome
	cuivre
	nickel
	plomb
	zinc
Autres micropolluants organiques	éthyl hexyl phthalate
	chloroforme
	nonylphenols
	tétrachloréthène

Les résultats du modèle, croisés avec les données de surveillance, ont permis de retenir une sélection de substances pour lesquelles la définition de pressions significatives sur les masses d'eau était jugée pertinente.

Cette sélection a tenu compte :

- du niveau de précision sur les charges polluantes ;
- de la connaissance de la fraction particulaire et dissoute dans les rejets et le milieu ;
- et de l'enjeu vis-à-vis du respect des normes de qualité dans les eaux superficielles (nombre de masses d'eau déclassées vis-à-vis de ces paramètres).

Il s'agit du cuivre, du zinc et de la famille des HAP incluant l'anthracène, le fluoranthène, le benzo(a)pyrène, le benzo(b,k)fluoranthène, le benzo(g,h,i)pérylène, l'indéno(1,2,3-cd)pyrène et le naphtalène.

Pour chacun des paramètres retenus, la définition des pressions significatives pour les masses d'eau de surface, repose sur différentes étapes.

En premier lieu, une caractérisation des flux émis pour chaque type de pression selon la nomenclature présentée dans la Figure 53.

Figure 53 : Nomenclature des types de pressions.

Code pression	Libellé des types de pressions
1.1.1	Ponctuelle STEU < 2000 EH
1.1.2	Ponctuelle – STEU < 10 000 EH
1.1.3	Ponctuelle – STEU de 10 000 à 15 000 EH
1.1.4	Ponctuelle – STEU de 15 000 à 150 000 EH
1.1.5	Ponctuelle – STEU > 150 000 EH
1.2	Ponctuelle – débordements dus aux déversoirs d'orage
1.3	Ponctuelle – industries classées IREP
1.4	Ponctuelle – non classé IPPC / IREP mais cause de RNABE
1.5	Ponctuelle – autre
2.1	Diffuse – écoulement urbain

avec EH : Équivalent-habitants

IPPC : Integrated pollution prevention and control

IREP : Registre français des émissions polluantes

Le niveau absolu de pression à l'échelle de la masse d'eau est ensuite déterminé selon les seuils illustrés dans la Figure 54.

Figure 54 : Niveau de pression absolu relatif aux flux de substances.

Niveau de pression absolu	Cuivre	Zinc	HAP
Faible	< 10 g/jour	< 50 g/jour	< 0,1 g/jour
Moyen	10 - 100 g/jour	50 - 500 g/jour	0,1 - 10 g/jour
Fort	> 100 g/jour	> 500 g/jour	> 10 g/jour

Le niveau d'impact est établi pour chaque paramètre à l'échelle de la masse d'eau à partir de deux simulations du modèle PEGASE :

- une simulation des rejets ponctuels industriels et urbains sans les apports diffus issus du ruissellement urbain de temps de pluie ;
- une simulation des rejets ponctuels industriels et urbains tenant compte des apports diffus issus du ruissellement urbain de temps de pluie.

La qualité de la masse d'eau est ensuite calculée selon les mêmes modalités que celles décrites au chapitre 2 « Évaluation de l'état des masses d'eau de surface et souterraine » du présent document.

La valeur de l'impact est alors déterminée selon la grille suivante (voir Figure 55).

Figure 55 : Niveau d'impact relatif aux substances.

Concentrations	Valeur d'impact
> 10 x NQE	Fort
> NQE et < 10 x NQE	Moyen
< NQE	Faible

Source : Circulaire RSDE du 29 septembre 2010.

Avec NQE : Norme de qualité environnementale.

La comparaison des deux simulations permet d'affiner le diagnostic en précisant si la pression est exclusivement liée au ruissellement ou si elle comporte également l'influence des rejets ponctuels industriels et urbains.

Enfin, les pressions significatives sont déterminées pour chaque paramètre en croisant l'état de la masse d'eau vis-à-vis de ce paramètre et la valeur de l'impact.

Si l'état n'est pas bon et que la valeur d'impact est moyenne ou forte alors on considère que des pressions significatives pour ce paramètre s'exercent sur la masse d'eau concernée.

2.3.4 Pressions liées aux pesticides d'origine agricole

2.3.4.1 Outils nationaux

Le recueil des méthodes de caractérisation des pressions de juillet 2012 (version 3), édité par l'Office national des eaux et des milieux aquatiques (ONEMA), constitue le document de référence.

L'ONEMA a fourni deux modèles pour les pesticides :

- **ARPEGES** : Analyse de risque pesticides pour la gestion des eaux de surface ;
- **MERCAT'EAU** : Modèle national pour l'évaluation des risques de contaminations diffuses des milieux aquatiques par les produits phytosanitaires dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE et de mesures de gestion nationale de certaines molécules.

2.3.4.2 Utilisation du modèle ARPEGES

Ce modèle repose sur la construction d'une méthodologie d'évaluation du risque de contamination des eaux de surface par les pesticides sur la base du croisement pertinent de données existantes au plan national et rapportées à l'échelle des masses d'eau de surface.

Il propose, en particulier, de mieux prendre en compte et de hiérarchiser les causes d'altérations de l'état des cours d'eau liées aux pesticides en considérant les trois aspects essentiels de la contamination :

- les usages ;
- la vulnérabilité du milieu aux transferts ;
- les propriétés des substances utilisées.

Certains leviers d'actions visant à réduire les impacts liés aux produits phytopharmaceutiques (par exemple modification des usages, occupation du sol, zones tampons, restauration de la ripisylve, drainage, etc.) ont été pris en compte dans la mesure où leur rôle était suffisamment connu pour en estimer l'effet sur le risque de contamination.

La méthodologie proposée est basée sur les connaissances actuelles des processus et des facteurs clés de la contamination à l'échelle des bassins versants. Elle repose sur le dire d'experts dans le domaine et présente l'originalité de combiner les données d'intérêt au moyen d'une approche probabiliste qui permet, entre autres, d'estimer le niveau de confiance associé aux résultats (GAUROY et al., 2012).

La première étape est d'établir une typologie de la circulation dominante de l'eau : infiltration dominante, circulation latérale dominante ou fonctionnement mixte, en s'appuyant sur l'expertise régionale. On constitue ainsi un zonage en unités spatiales homogènes du point de vue de fonctionnement hydrologique dominant.

En fonction du type de circulation dominant, on évalue la vulnérabilité du milieu au transfert vers les eaux de surface d'une part et les eaux souterraines d'autre part, en croisant des couches d'information synthétiques. Une autre couche d'information est constituée pour la pression phytosanitaire. La vulnérabilité et la pression sont croisées, et les combinaisons ainsi obtenues sont analysées et classées par expertise selon le niveau de risque. Enfin, le risque est croisé de la même manière avec les enjeux prioritaires sur la ressource.

Comparaison du modèle ARPEGES avec la surveillance

La mise en correspondance des résultats de surveillance des pesticides dans les cours d'eau et du risque de contamination des masses d'eau évalué selon ARPEGES a été effectuée pour les districts du Rhin et de la Meuse.

Pour chaque station représentative de l'état d'une masse d'eau (soit 269 masses d'eau), il s'agit de faire la comparaison de la classe de concentration observée avec le risque de contamination évalué. La contamination aigüe est comparée au centile 90 (p90), celle chronique à la médiane (p50), en prenant en compte les différentes saisons.

Par exemple, dans le cas de la contamination aigüe en été, le diagnostic concorde dans 131 cas (51 %), diffère d'une classe dans 125 cas et 13 cas où le diagnostic des pressions est complètement différent de la surveillance (voir Figure 56). Pour 39 masses d'eau où la surveillance a relevé de fortes concentrations en pesticides, seulement 14 sont identifiées à risque fort par le modèle ARPEGES.

Figure 56 : Comparaison du risque de contamination aigüe en été, déterminé par ARPEGES, avec les données de surveillances (p90 avril-octobre) en nombre de masses d'eau.

Résultat de surveillance	Risque de contamination selon ARPEGES			
	faible	moyen	fort	Total
faible	28	28	7	63
moyen	23	89	55	167
fort	6	19	14	39
Total	57	136	76	269

Le modèle ARPEGES présente donc des résultats assez bien corrélés aux observations issues de données de surveillance. Il peut donc être utilisé pour établir les pressions de pollutions diffuses pesticides pour les eaux de surfaces selon les règles présentées dans ce document.

Règles d'agrégation utilisées

Les risques de contamination sont accompagnés de niveaux de confiance dans le diagnostic. Afin d'agréger l'information des quatre risques de contamination (été / hiver et aigüe / chronique) à la masse d'eau, les règles présentées dans la Figure 57 sont appliquées.

Figure 57 : Règles utilisées par le bassin Rhin-Meuse pour agréger l'information issue du modèle ARPEGES selon les degrés de risque et les niveaux de confiance associés.

Risque de contamination calculé selon ARPEGES à la masse d'eau									
aigüe été	confiance aigüe été	chronique été	confiance chronique été	aigüe hiver	confiance aigüe hiver	chronique hiver	confiance chronique hiver	diagnostic retenu*	confiance diagnostic**
fort		fort		fort		fort		fort	excellente
faible		faible		faible		faible		faible	excellente
moyen		moyen		moyen		moyen		moyen	excellente
moyen		fort	> 0,5	moyen		moyen		fort	faible
moyen		fort	< 0,5	moyen		moyen		moyen	bonne
moyen	< 0,5	moyen	< 0,5	faible		faible		faible	bonne
moyen		fort	< 0,2	faible	< 0,5	moyen		moyen	faible
faible		moyen		faible		moyen		moyen	bonne
faible		moyen	< 0,5	faible		faible		faible	bonne
Risque de contamination calculé selon ARPEGES à la masse d'eau									
faible		moyen		moyen		moyen		moyen	bonne
faible		moyen		faible		moyen		moyen	bonne
fort	> 0,5	fort		moyen		moyen		fort	bonne
fort	< 0,5	fort	> 0,5	moyen		moyen		fort	bonne
fort	< 0,5	fort	< 0,5	moyen	< 0,3	moyen	< 0,3	fort	faible
fort	< 0,5	fort	< 0,5	moyen	> 0,3	moyen	< 0,3	fort	faible

*: niveau de pression.

** : à titre indicatif.

L'impact est ensuite déterminé à l'échelle de la masse d'eau à partir d'un arbre de décision (voir Figure 58) tenant compte : du niveau de pression et de la somme des pesticides des stations représentatives des masses d'eau (centile 50 de la somme des pesticides par prélèvement sur la période 2009 - 2011). Si aucune donnée de surveillance n'est disponible, on ne tient compte que des pressions.

Figure 58 : Valeur de l'impact global selon la somme des pesticides et le niveau de pression déterminé avec ARPEGES.

Pseudo-état (somme des pesticides)	Pression	Impact
1	1	1
1	2	1
1	3	1
1	INCONNU	1
2	1	1
2	2	2
2	3	3
2	INCONNU	2
3	1	2
3	2	3
3	3	3
3	INCONNU	3
-	1	1
-	2	2
-	3	3
-	INCONNU	INCONNU

Légende :

Somme des pesticides	Pression	Impact
1 = < 0,1 µg/l = état faible	1 = faible	1 = faible
2 = entre 0,1 et 0,4 µg/l = état moyen	2 = moyenne	2 = moyen
3 = > 0,4 µg/l = état fort	3 = forte	3 = fort
- = INCONNU		

Les masses d'eau sont considérées comme soumises à des pressions significatives pour les pesticides si elles sont en état moyen (entre 0,1 et 0,4 µg/l), fort (> 0,4 µg/l), ou en état non évalué, et si la pression est moyenne (2), forte (3) ou non évaluée.

Les pressions pesticides sur les eaux de surface sont accompagnées de l'évolution des pressions dans un scénario tendanciel pour établir un risque au sens de la DCE (RNABE).

D'une part, les masses d'eau à pression significative pesticides sont à risque. Cela concerne 246 masses d'eau de surface.

D'autre part, pour tenir compte de l'évolution des pratiques, avec un risque d'utilisation plus intense des pesticides, le risque vis-à-vis des pesticides peut être évalué à partir d'un scénario. On considère alors une possibilité de risque plus important dans des bassins agricoles, où les superficies de terres labourables ont augmenté depuis dix ans.

Les masses d'eau dont la pression pesticides serait moyenne ou forte mais non significative, deviennent à risque si l'augmentation des terres labourables entre 2000 et 2010 à l'échelle des bassins élémentaires est supérieure à 10 % et la surface agricole utile représente au moins 25 % de la surface du bassin élémentaire. C'est le cas pour sept masses d'eau de surface.

2.3.4.3 Utilisation du modèle MERCAT'EAU

Un outil d'évaluation des risques nommé MERCAT'EAU a été développé dans le cadre du programme Ecophyto 2018. Il se présente sous la forme d'une application Web hébergée sur la plateforme d'évaluation des risques environnementaux Footways Pro. L'outil repose sur la simulation des transferts de matières actives dans les sols à l'aide de modèles numériques utilisés en routine dans les procédures d'homologation avant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques. L'outil intègre des données à résolution nationale sur la climatologie, la pédologie, la distribution des cultures ainsi que les pratiques phytosanitaires (FOOTWAYS, 2012).

Le potentiel de contamination est évalué à l'aide des indicateurs PITSA, qui correspondent à une fréquence de dépassement de concentrations-seuils dans les milieux aquatiques. L'outil permet d'évaluer les risques de contamination à l'échelle nationale des eaux de surface et des eaux souterraines pour n'importe quel croisement de substance active et de culture sur le territoire métropolitain (FOOTWAYS, 2012).

MERCAT'EAU repose sur l'utilisation de modèles mathématiques pour prédire les risques de transfert. Bien que les modèles utilisés soient les plus aboutis à ce jour et qu'ils aient été validés scientifiquement par confrontation à des données mesurées, la pertinence de ces modèles peut toujours être questionnée (FOOTWAYS, 2012).

Comparaison du modèle MERCAT'EAU avec la surveillance

Une première confrontation entre prédictions des modèles et données issues du programme de surveillance a été réalisée pour les substances utilisées pour calculer l'état écologique et chimique des eaux de surface (chlortoluron, 2,4-mcpa, 2,4-d, linuron, isoproturon) et les substances retrouvées dans les eaux souterraines (isoproturon, chlortoluron, 2,4-mcpa, 2,4-d, linuron, métaldéhyde, bentazone, triclopyr, S-metolachlore).

Cette comparaison ne permet pas d'établir l'échelle des potentiels de contamination à partir duquel on peut diagnostiquer un mauvais état de la masse d'eau de surface.

Les disparités de diagnostic peuvent avoir des origines différentes (FOOTWAYS, 2012) :

- MERCAT'EAU permet de prédire les risques de transfert à partir des milieux agricoles mais ne prend pas en compte le devenir des produits dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines ;
- MERCAT'EAU intègre des bases de données couvrant des périodes temporelles différentes (Recensement agricole (RA) 2000, Pratiques agricoles (PK) 2006, Banque nationale des ventes de produits phytopharmaceutiques des distributeurs secondaires (BNVD) 2008) ;
- MERCAT'EAU repose sur des données limitées en ce qui concerne les pratiques agricoles en terme de protection phytopharmaceutique, notamment du fait que les enquêtes PK ne couvrent pas toutes les substances et toutes les cultures, et que ces enquêtes ne sont pas actualisées annuellement.

Par contre, pour les masses d'eau souterraine, les très faibles potentiels de contamination, calculés par le modèle, et les observations sont relativement cohérents même si les valeurs les plus élevées se retrouvent dans les zones plutôt argileuses. Les déclassements observés au sein des masses d'eau souterraine sont très souvent dus à des pesticides aujourd'hui interdits tels que l'atrazine et ses produits de dégradation.

Pour les districts du Rhin et de la Meuse, du fait de certaines disparités, le modèle MERCAT'EAU n'est pas utilisé pour établir les pressions de pollutions diffuses pesticides pour les eaux de surface. Pour les eaux souterraines, les faibles niveaux de contamination sont cohérents avec les pressions calculées par MERCAT'EAU.

2.3.5 Sites et sols pollués et sites industriels historiques (BASOL et BASIAS)

Les pressions ponctuelles aux sites et sols pollués ont été caractérisées à partir de deux sources d'information :

- la base de données BASOL sur les sites et sols pollués (ou potentiellement pollués) appelant une action des pouvoirs publics, à titre préventif ou curatif, soit 645 sites pour le bassin Rhin-Meuse ;
- les données de la base ADES de suivi de la qualité des eaux souterraines en aval immédiat des Installations classées (IC) et des Sols pollués (SP), soit 1 845 points de suivi associés à 462 ICSP.

2.3.5.1 Evaluation de l'impact potentiel des sites et sols pollués sur les eaux superficielles

La base BASOL recense 57 sites ayant un impact sur les eaux superficielles²¹.

La localisation des sites dans BASOL est souvent imprécise (localisation à l'adresse postale ou au centroïde de la commune) et le lien avec le milieu récepteur n'est pas réalisé. Un traitement géographique a été effectué pour relier les sites BASOL aux masses d'eau (intersection entre les coordonnées des sites et les bassins versants de masses d'eau).

Trente-trois masses d'eau sont concernées par la présence dans leur bassin versant d'un site impactant les eaux superficielles.

Ces informations donnent une indication sur un risque de contamination de la masse d'eau mais elles ne permettent pas de statuer sur la pression réelle exercée par le site sur la masse d'eau.

Pour mieux préciser la pression effective sur le milieu, chaque masse d'eau concernée par la présence d'un site BASOL avec un impact eau de surface a fait l'objet d'une mise en correspondance des polluants retrouvés sur le site (le plus souvent : métaux, arsenic et cyanures) et des données de surveillance pour définir une « potentialité » de pression. La Figure 59 présente ces règles de correspondance.

²¹ Hors sites « libre de toutes restrictions, travaux réalisés, aucune restriction, pas de surveillance nécessaire» et sites « banalisables (pour un usage donné), pas de contrainte particulière après diagnostic, ne nécessite pas de surveillance».

Figure 59 : Règles de correspondance pour définir une potentialité de pression de sites et sols pollués sur les eaux superficielles.

Règle adoptée pour orienter le diagnostic de pression	Potentialité de pression significative
Aucun site déclaré dans la base BASOL comme ayant un impact sur les eaux superficielles n'est présent dans le bassin versant de la masse d'eau	non
Au moins un site déclaré dans la base BASOL comme ayant un impact sur les eaux superficielles est présent dans le bassin versant de la masse d'eau	oui, potentiellement (vérification de l'impact à l'échelle de la masse d'eau à effectuer)

2.3.5.2 Evaluation de l'impact potentiel des sites et sols pollués et des installations classées sur les eaux souterraines

La base BASOL recense 301 sites ayant un impact sur les eaux souterraines.

La localisation des sites dans BASOL est souvent imprécise (localisation à l'adresse postale ou au centroïde de la commune) et le lien avec le milieu récepteur n'est pas réalisé. Un traitement géographique a été effectué pour relier les sites BASOL aux masses d'eau (intersection entre les coordonnées des sites et les bassins versants de masses d'eau).

Dix-huit masses d'eau sont concernées par la présence dans leur bassin versant d'un site impactant les eaux souterraines.

Trois masses d'eau concentrent la grande majorité des sites :

- la masse d'eau N° FRCG001 : Pliocène d'Haguenau et nappe d'Alsace, qui concentre 124 sites ;
- la masse d'eau N° FRCG016 : Alluvions de la Moselle en aval de la confluence avec la Meurthe, qui concentre 38 sites ;
- la masse d'eau N° FRCG008 : Plateau lorrain versant Rhin, qui concentre 26 sites.

Ces informations ne permettent toutefois pas d'identifier la pression réelle du site sur la masse d'eau.

Chaque masse d'eau concernée par la présence d'un site Installations classées sols pollués (ICSP) à fait l'objet d'une mise en correspondance des polluants retrouvés sur le site (polluants identifiés dans BASOL ou bien retrouvés dans les sites de surveillance situés en aval des sites) et des données de surveillance de la nappe pour définir une « potentialité » de pression. La Figure 60 présente ces règles de correspondance.

Figure 60 : Règles de correspondance pour définir une potentialité de pression de sites et sols pollués sur les eaux souterraines.

Règle adoptée pour orienter le diagnostic de pression	Potentialité de pression significative
Les polluants identifiés dans les sites BASOL et par la surveillance aval ICSP ne sont jamais retrouvés dans les sites de surveillance de la masse d'eau (hors sites ICSP)	Très faible , la pression est circonscrite à l'environnement immédiat des sites
Les polluants identifiés dans les sites BASOL et par la surveillance aval ICSP sont retrouvés dans plus de 5 % des points de suivi de la masse d'eau et avec au moins 10 % des points de suivi concernés n'appartenant pas à un réseau de suivi Installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE)	Forte , les dépassements de seuil concernent plus de 5 % des points de suivi et un risque d'extension des contaminations hors du périmètre immédiat des sites ICSP
Autres cas	Possible , mais les pressions sont ponctuelles et les risques d'extension sont limités

2.4 Pressions sur l'hydromorphologie

L'annexe II 1.4. de la DCE mentionne que « *Les États membres collectent et mettent à jour des informations sur le type et l'ampleur des pressions anthropogéniques importantes auxquelles les masses d'eau de surface peuvent être soumises dans chaque district hydrographique, notamment :* »

- *l'estimation et l'identification de l'impact des régulations importantes du débit d'eau, y compris les transferts et diversions d'eau, sur les caractéristiques générales du débit et les équilibres hydrologiques ;*
- *l'identification des altérations morphologiques importantes subies par les masses d'eau».*

Dans le cadre de l'État des lieux, il est demandé pour l'hydromorphologie une description des types et de l'ampleur des pressions et des altérations présentes dans les districts du Rhin et de la Meuse. L'inventaire des pressions sur l'hydromorphologie doit ainsi contribuer à :

- confirmer le très bon état (absence ou très faible pression) ;
- vérifier la réponse des indicateurs d'état aux pressions relevées : l'état est-il corrélé aux pressions identifiées ?
- consolider l'évaluation de l'état des masses d'eau, notamment dans le cas de l'utilisation de modèles pressions / impacts en l'absence de données de surveillance ;
- évaluer les causes d'un Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux en 2021 (RNAOE 2021) : l'hydromorphologie est-elle « responsable » en cas de risque ?

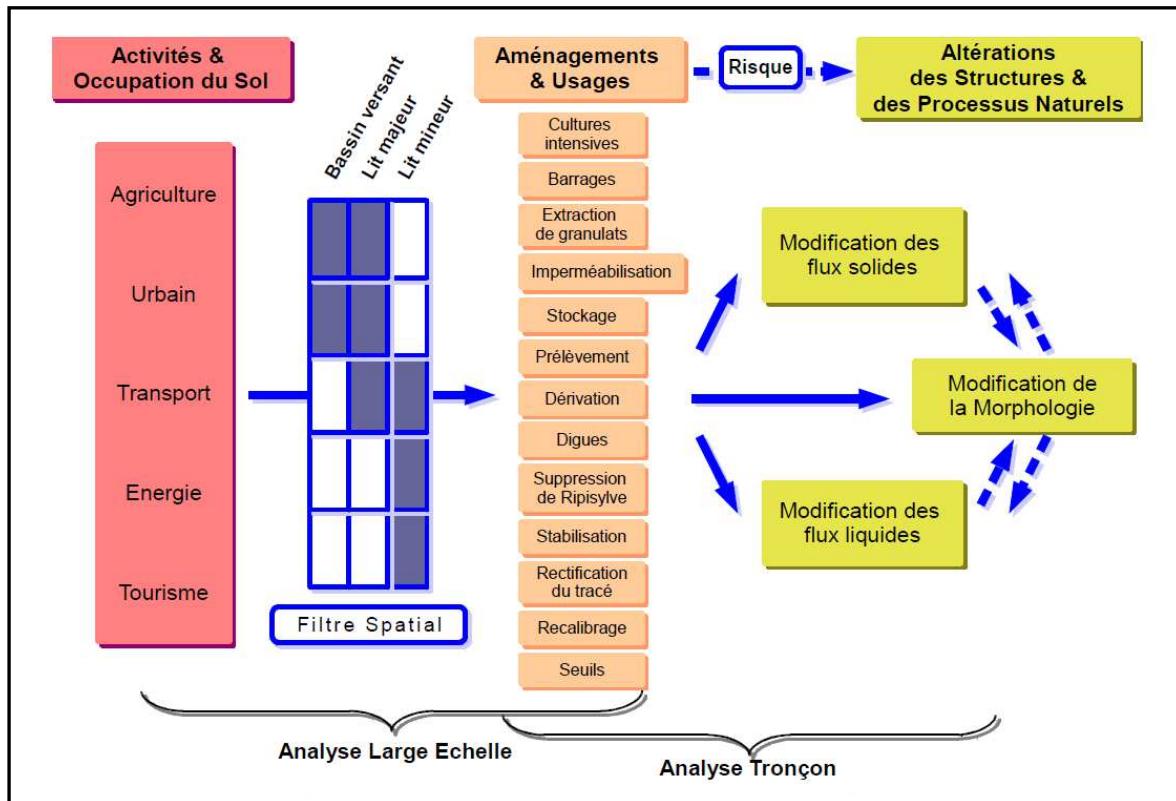
Il s'agit donc de produire un inventaire des pressions s'exerçant sur l'hydromorphologie à l'échelle des masses d'eau de rivières.

NB : Il n'existe pas de méthodologie d'évaluation des pressions s'exerçant sur l'hydromorphologie pour les masses d'eau « canaux » (MEA) (du fait de l'absence de données issues du Système relationnel d'audit de l'hydromorphologie (SYRAH) pour ces masses d'eau). Ainsi, l'inventaire des pressions s'exerçant sur l'hydromorphologie à l'échelle des MEA n'a pas été réalisé.

2.4.1 Outils et méthodes de diagnostic des pressions sur l'hydromorphologie à l'échelle de la masse d'eau

La compréhension et le diagnostic des dysfonctionnements écologiques d'origine hydromorphologique doivent nécessairement intégrer l'organisation en échelles emboîtées du fonctionnement des hydrosystèmes. Les outils visant le diagnostic des pressions sur l'hydromorphologie se doivent donc d'intégrer ces différentes dimensions (voir Figure 61).

Figure 61 : Origines et causes des altérations hydromorphologiques.



Source : Chandesris et al., 2008.

2.4.1.1 Cadre national

Le premier état des lieux DCE réalisé en 2004 a montré de réelles difficultés de mise en œuvre et une grande hétérogénéité des résultats entre bassins pour l'évaluation des pressions s'exerçant sur l'hydromorphologie. Cette hétérogénéité, dépendante en partie du manque d'outils et de cadrage méthodologique, a conduit le Ministère chargé de l'écologie, l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) et les Agences de l'eau à mandater l'Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (IRSTEA, ex-CEMAGREF) en 2006 à élaborer un système d'audit fonctionnel des pressions hydromorphologiques par un protocole standardisé et mis en œuvre de manière homogène sur l'ensemble du territoire français.

Le projet « Système relationnel d'audit de l'hydromorphologie (SYRAH) », vise ainsi une réponse aux difficultés du premier exercice d'Etat des lieux, afin de permettre une évaluation des pressions homogène à l'échelle du territoire métropolitain, dans le cadre de la révision de l'Etat des lieux. SYRAH constitue donc l'outil central pour l'évaluation des pressions et des altérations hydromorphologiques subies par les masses d'eau de surface.

Certaines pressions et altérations sont toutefois plus difficilement appréciées par cette méthodologie compte tenu d'une faible connaissance nationale de leur présence, de leur intensité et / ou du manque de méthodes scientifiques robustes pour leur évaluation. Après analyse des diagnostics fournis par SYRAH, le recours à des données complémentaires est possible dans le cas où les pressions et les altérations apparaîtraient lacunaires. Cette analyse de besoin de données complémentaires est conduite au niveau du bassin sous la coordination technique du Secrétariat technique du bassin (STB).

Plusieurs documents apportent des éléments de cadrage national plus détaillés pour la conduite des travaux sur l'hydromorphologie dans le cadre de la mise à jour de l'État des lieux (DEB, 2012 ; ONEMA, 2012a ; DEB, 2011).

2.4.1.2 Outil SYRAH : socle commun de l'analyse

L'outil SYRAH repose sur l'exploitation d'objets géographiques de la BD Topo® de l'Institut géographique national (IGN) et la valorisation de bases de données nationales telles que le Référentiel des obstacles à l'écoulement (ROE) de l'Onema®. Cet outil permet d'apprécier de manière homogène sur l'ensemble du territoire français, les pressions et les probabilités d'altérations appliquées aux processus hydromorphologiques des cours d'eau.

Les résultats de ces appréciations sont exprimés selon les deux échelles spatiales distinctes suivantes :

- la zone hydrographique pour une appréciation des pressions à large échelle (objet de SYRAH-CE Atlas Large Echelle®),
- le tronçon hydromorphologique élémentaire, appelé aussi USRA (Unité spatiale de recueil et d'analyse) pour une appréciation fine et robuste des descripteurs de pressions hydromorphologiques (objet de la BD SYRAH-CE USRA ®).

Sur la base de ces descripteurs élémentaires (non interprétés), le pôle ONEMA / IRSTEA a défini des probabilités de pressions et d'altération par élément de qualité hydromorphologique au sens de la DCE. L'outil propose ainsi des résultats finaux pour les éléments hydromorphologiques soutenant les paramètres biologiques de l'état écologique tels que retenus par la DCE. Ces éléments de qualité (au nombre de trois) et leurs paramètres élémentaires (au nombre de 10) sont récapitulés dans la Figure 62.

Figure 62 : Présentation des éléments de qualité et des paramètres élémentaires utilisés dans l'outil SYRAH.

Eléments de qualité	Paramètres élémentaires
Régime hydrologique	Hydrologie : quantité (débit d'étiage, débit de crue de fréquence 1 – 5 ans)
	Hydrologie : dynamique (saisonnalité)
	Connexion aux masses d'eau souterraine (capacité de soutien d'étiage)
Continuité de la rivière	Continuité biologique « proximité » (résultats remplacés par un indicateur de la fragmentation des milieux lorsque celui-ci était disponible, voir paragraphe «Exploitation des données SYRAH », p. 132)
	Continuité biologique « migrants » (résultats remplacés par des données concernant le taux d'étagement lorsque ces données étaient disponibles, voir paragraphe «Exploitation des données SYRAH », p. 132) (conditions montaison / dévalaison)
	Continuité sédimentaire (bilan sédimentaire)
	Continuité latérale (connexion lit mineur / lit majeur)
Conditions morphologiques	Variation de la profondeur et de la largeur de la rivière (profondeur à l'étiage : largeur, profondeur en crue)
	Structure et substrat du lit – faciès d'écoulement (proportion et diversité des faciès) et substrat (épaisseur, granulométrie, porosité, conductivité hydraulique)
	Structure de la rive

Les résultats, produits au niveau national par le pôle ONEMA / IRSTEA (avril 2012), ont tout d'abord été exprimés à l'échelle des Unités spatiales de recueil et d'analyse (USRA) (environ 250 000 km de cours d'eau à l'échelle du territoire métropolitain) puis agrégés à la masse d'eau sous forme de classes de probabilités de pressions et d'altérations (cinq classes possibles pour chacun des dix paramètres).

Il est important d'indiquer à ce niveau que l'outil SYRAH n'intègre pas les liens « pression-impact » existant entre les descripteurs de pressions hydromorphologiques et la réponse des éléments de qualité biologique des cours d'eau.

L'ensemble des éléments de construction et des principes d'exploitation du SYRAH sont repris dans différents documents (CHANDESRIS et al., 2008 ; VALETTE et al., 2008 ; CHANDESRIS et al., 2009 ; ONEMA – CEMAGREF – AGENCES DE L'EAU, 2010 ; VALETTE et al., 2012).

2.4.1.3 Autres outils et données à mobiliser en complément du SYRAH

a) Motivations des compléments

Comme indiqué précédemment, le diagnostic établi par SYRAH peut s'avérer lacunaire sur certains types de pressions et d'altérations. Cela concerne notamment des éléments non télédéetectables tels que le colmatage du substrat du lit des cours d'eau, les curages et recalibrages locaux, l'artificialisation ponctuelle des berges (enrochements, palplanches), la présence éparses de merlons et de petites digues, le type de végétation présent, etc.

En outre, les probabilités de pressions et d'altérations exprimées à l'origine par SYRAH restent des probabilités, c'est à dire qu'elles peuvent ne pas se traduire par une pression

réelle sur l'hydromorphologie. Ainsi, une probabilité d'altération forte de 0,7 devrait se concrétiser par une altération forte observable que dans sept cas sur dix en moyenne (selon les expertises menées par l'IRSTEA) ; il reste donc, toujours en moyenne, trois cas sur dix où cette classe d'altération (forte) ne devrait pas être observée.

Après analyse des résultats fournis par SYRAH, la démarche de diagnostic des pressions sur l'hydromorphologie, telle que préconisée par les cadrages nationaux (voir chapitre 3, paragraphe 2.4.1.1. « Cadre national », page 127), prévoit ainsi de pouvoir compléter l'outil SYRAH par des expertises ou des données dans le cadre d'une réflexion menée au niveau du bassin Rhin-Meuse. Ces compléments permettront de préciser ce premier niveau d'analyse globale conçue à l'échelle nationale.

Dans le cadre de cette analyse de besoin de données complémentaires, conduite au niveau du bassin Rhin-Meuse dans le cadre du Secrétariat technique de bassin (STB), sous coordination technique de la Direction interrégionale de l'ONEMA et de l'Agence de l'eau, ont ainsi été mobilisées :

- des expertises locales des services techniques ;
- des données sur les ouvrages et leurs impacts sur la continuité via les outils nationaux Référentiel des obstacles à l'écoulement (ROE) et Information sur la continuité écologique (ICE) ;
- des données sur la morphologie des cours d'eau (observées ou prédictes) issues de l'outil d'évaluation de la Qualité physique des cours d'eau (QUALPHY) développé par l'Agence de l'eau Rhin-Meuse.

b) Outil et données relatifs à la continuité écologique

Le Référentiel des obstacles à l'écoulement (ROE) constitue un référentiel national des ouvrages (seuils, barrages, ponts, buses, etc.) générant un obstacle à l'écoulement sans préjuger de leur impact sur la continuité écologique. Il est issu d'une compilation et validation des bases de données des différents acteurs de l'eau validées et complétées par les services territoriaux de l'ONEMA, puis depuis l'année 2011 avec l'appui supplémentaire des autres acteurs locaux de bassin accrédités. Ce référentiel est actualisé une fois par an sur le site Eaufrance suite aux compléments régulièrement apportés. À noter que les données ROE de novembre 2011 ont été exploitées par l'outil SYRAH pour le calcul de différentes métriques brutes (taux de seuil, etc.).

Les données sont disponibles, accompagnées de leurs avertissements et métadonnées, sur le site Eaufrance à l'adresse suivante : <http://www.eaufrance.fr/spip.php?rubrique87/>

Les ouvrages sont visualisables via l'interface cartographique CARMEN à l'adresse suivante : http://carmen.carmencarto.fr/66/ka_roe_mai2012metropole.map

Le protocole Information sur la continuité écologique (ICE) (BAUDOIN et al., 2013) vise à disposer d'un système d'évaluation de la continuité écologique en se basant sur une analyse objective des données liées aux ouvrages et aux espèces. Il permet ainsi une évaluation homogène au niveau national en fournissant un indicateur de discontinuité, à l'échelle de chaque ouvrage, obtenu en confrontant les relevés réalisés sur les obstacles et les capacités de franchissement des espèces « cibles ». Cet outil se base sur des investigations de terrain pour recueillir les descripteurs physiques des ouvrages ainsi que sur des modèles éco-hydrauliques, des arbres de décision par type d'ouvrage et sur les capacités physiques théoriques des poissons.

Les actualisations produites courant 2012 sur le Référentiel des obstacles à l'écoulement (ROE - non intégrées à SYRAH) ainsi que l'intérêt des évaluations issues de l'outil ICE, ont conduit à mobiliser ces données pour préciser les résultats de SYRAH sur certaines masses d'eau. Ainsi, un indicateur de fragmentation des cours d'eau a été produit au niveau national afin de consolider les paramètres DCE relatifs à la continuité biologique sur lesquels les résultats SYRAH montrent une pertinence limitée. Les détails d'élaboration de cet indicateur, qui peut se « substituer » aux résultats fournis par SYRAH sur les paramètres considérés, sont fournis dans le document rédigé par BAUDOIN ET KREUTZENBERGER (2012).

c) Outil et données QUALPHY

L'Agence de l'eau Rhin-Meuse a mis au point une méthodologie d'évaluation de la Qualité physique des cours d'eau à partir de 1992 (QUALPHY), et a produit des données de 1995 à 2004 pour couvrir la quasi-totalité du réseau hydrographique principal du bassin (près de 8 000 km de cours d'eau).

La méthode QUALPHY permet de fournir une appréciation globale de l'état morphologique d'un tronçon de cours d'eau (lit mineur, berges, lit majeur) en mesurant le plus objectivement possible l'écart entre la situation observée et l'état théorique de référence défini par la typologie des cours d'eau établie parallèlement. L'évaluation est réalisée par un parcours de terrain à l'échelle de tronçons définis préalablement comme homogènes (tronçons de 2 à 3 km en moyenne).

Dans le cadre de la mise en à jour de l'État des lieux, l'Agence de l'eau a engagé une démarche d'actualisation des données produites par l'outil QUALPHY entre 1995 et 2004 afin de consolider les résultats de SYRAH sur les paramètres liés à la morphologie. Compte tenu de l'échéance de production des données, le travail de mise à jour n'a pas pu se construire sur de nouvelles investigations de terrain exhaustives à large échelle. L'actualisation s'est donc effectuée via une prédiction de l'évolution de la qualité morphologique, tenant notamment compte des travaux de restauration / renaturation entrepris sur les cours d'eau du bassin. Ce travail de prédiction de l'état physique fait tout de même l'objet d'un calibrage sur un échantillon de données recueillies sur le terrain afin de construire une méthode de simulation la plus représentative de la réalité et de la diversité des cas de figures rencontrés (type de cours d'eau, de travaux, etc.).

Il existe différents documents méthodologiques relatifs à l'outil QUALPHY (AERM, 2000 ; POYRY – AERM, 2012).

2.4.2 Démarche d'inventaire des pressions sur l'hydromorphologie sur les districts du Rhin et de la Meuse

Il est important de mentionner que cette phase de déploiement des outils sur les districts a été conduite selon les principes techniques définis par le groupe national « hydromorphologie-DCE » lors des différentes réunions tenues entre 2011 et 2012.

2.4.2.1 Exploitation des données SYRAH

a) Intégration de données sur la continuité

En préalable à l'exploitation des rendus SYRAH (masses d'eau par élément de qualité DCE), et compte tenu des lacunes de l'outil sur les paramètres relatifs à la continuité biologique, les résultats produits sur ces paramètres ont été remplacés respectivement par des données concernant le taux d'étagement (« continuité migrants ») et la fragmentation des milieux pour la continuité biologique (« continuité proximité »), lorsque ces éléments plus spécifiques étaient disponibles.

En effet, malgré leur pertinence, les indicateurs dédiés à la continuité biologique reposent sur les informations issues du Référentiel des obstacles à l'écoulement (ROE) et d'Informations sur la continuité écologique (ICE) non exhaustives à l'échelle du bassin en termes :

- de localisation des ouvrages, certains cours d'eau n'ayant pas fait l'objet d'inventaires ;
- de données sur la franchissabilité des ouvrages recensés, un nombre limité de sites dispose en effet d'un diagnostic via le protocole ICE.

Le parti a donc été pris d'utiliser ces données, lorsqu'elles existaient de manière pertinente à l'échelle de la masse d'eau, en remplacement des indicateurs SYRAH - masses d'eau et de conserver ces derniers lorsqu'aucun élément complémentaire n'était disponible sur la continuité biologique.

b) Tests du niveau de confiance et agrégation des résultats

L'agrégation à la masse d'eau des données SYRAH – masses d'eau et des indicateurs précédemment cités a été une figure imposée par le présent exercice d'État des lieux. De ce fait, l'ensemble des données citées ont dû être traitées à cette échelle.

Dans un objectif de diagnostic des trois éléments de qualité hydromorphologique DCE (continuité, hydrologie et morphologie) et d'un diagnostic global du compartiment hydromorphologique, une procédure d'agrégation des dix paramètres de qualité hydromorphologique a été mise en œuvre.

Cette procédure réalise tout d'abord des tests sur l'ensemble des résultats de probabilités de pressions fournis par SYRAH – masses d'eau au niveau des dix paramètres afin de déterminer un niveau de confiance associé à la classe la plus probable. Sur cette base, des pondérations ont été affectées à chacun des dix paramètres hydromorphologiques afin d'intégrer leur robustesse (pertinence de l'information portée par le paramètre) lors de l'agrégation en trois puis un seul élément de diagnostic.

Ainsi, pour chaque masse d'eau, la procédure de traitement et d'agrégation des données SYRAH – « masses d'eau », pour les besoins de l'État des lieux, peut être récapitulée ainsi :

- l'analyse des probabilités de pressions et d'altérations pour affecter une classe de probabilité (forte, moyenne ou faible) à chaque paramètre de chaque masse d'eau, en associant à cette classe un niveau de confiance (de 1 à 4) ou éventuellement en déclarant une impossibilité de caractériser le résultat selon une 4^e classe (Ne se prononce pas = NPP) ;

- l'agrégation des résultats des paramètres pour évaluer chaque élément de qualité (continuité, hydrologie et morphologie) selon quatre classes : forte, moyenne, faible ou NPP. L'agrégation retenue à ce niveau suit une logique arithmétique simple et intègre la robustesse du paramètre en appliquant la pondération suivante :
 - pour un paramètre évalué « robuste » : le poids d'une classe vaut 1 ;
 - pour un paramètre évalué « peu robuste » : la valeur de cette même classe vaut 0,5 ;
- l'agrégation des résultats des éléments de qualité en un unique diagnostic de pression à la masse d'eau correspondant à une probabilité de pression et d'altération « forte » ou « faible ».

Les détails méthodologiques de ce travail de tests et d'agrégation sont présentés dans la Figure 63, la Figure 64 et la Figure 65.

Figure 63 : Tests effectués pour l'analyse de confiance des résultats (probabilités) fournis par SYRAH à la masse d'eau.

Etapes	Condition(s)	Condition(s) 2	Condition(s) 3	Résultat	Passage de 5 classes à 3 classes ou NPP	niveau de confiance
Test 1	Si la probabilité la plus forte (PPF) ≥ 0.6			La classe correspondant à la PPF détermine la classe du paramètre	*TFO et FO = Fort *Moyenne = Moyen *FA et TFA = Faible	1
Test 2	Si PPF < 0.6 ET Si la seconde probabilité la plus forte (SPPF) est adjacente à la PPF	$\sum PPF + SPPF \geq 0.5$		La classe d'altération de la PPF détermine la classe du paramètre	*Si PPF = FO ou TFO, paramètre = Fort / *Si PPF = Moyen, paramètre = Moyen / *Si PPF = FA ou TFA, paramètre = Faible	2
		$\sum PPF + SPPF < 0.5$		Ne se prononce pas	Ne se prononce pas (NPP)	4
Test 3	Si PPF < 0.6 ET Si SPPF n'est pas adjacente à la PPF	1 seul rang d'écart entre PPF et SPPF	$\sum PPF + SPPF \geq 0.5$	La classe d'altération de la PPF détermine la classe du paramètre	*Si PPF = TFO, paramètre = Fort / *Si PPF = Fort ou Moyen ou faible, paramètre = Moyen / *Si PPF = FA, paramètre = Faible	3
		Plus d'un rang d'écart entre PPF et SPPF	$\sum PPF + SPPF < 0.5$	Ne se prononce pas	NPP	4
			$\sum PPF + SPPF \geq 0.5$	Ne se prononce pas	NPP	4
			$\sum PPF + SPPF < 0.5$	Ne se prononce pas	NPP	4

Avec :

- PPF = Probabilité la Plus Forte ;
- SPPF = Seconde Probabilité la Plus Forte ;
- NPP = Ne se Prononce Pas.

Figure 64 : Synthèse de la méthodologie d'agrégation des données à la masse d'eau des dix paramètres éléments au diagnostic final.

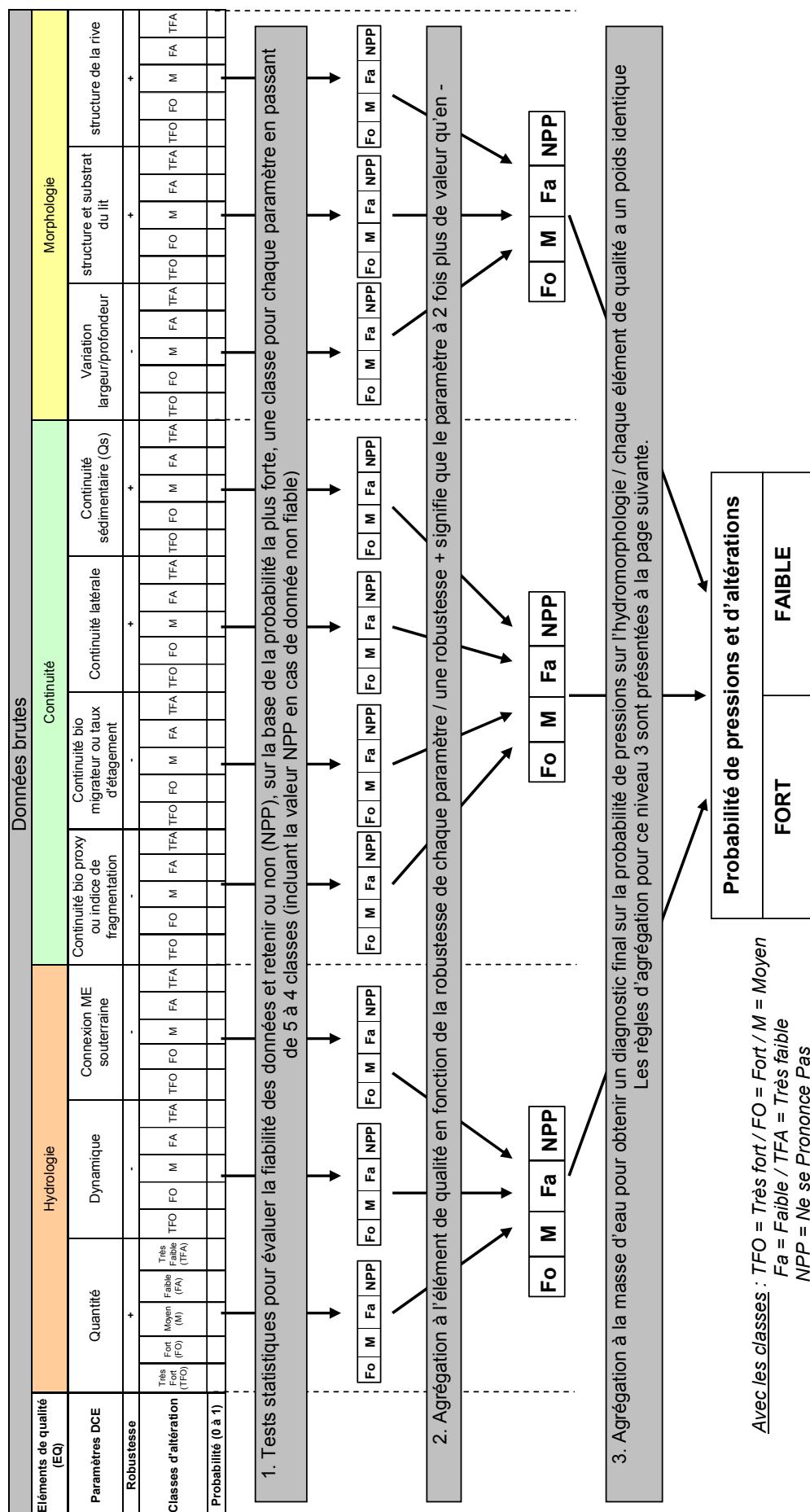
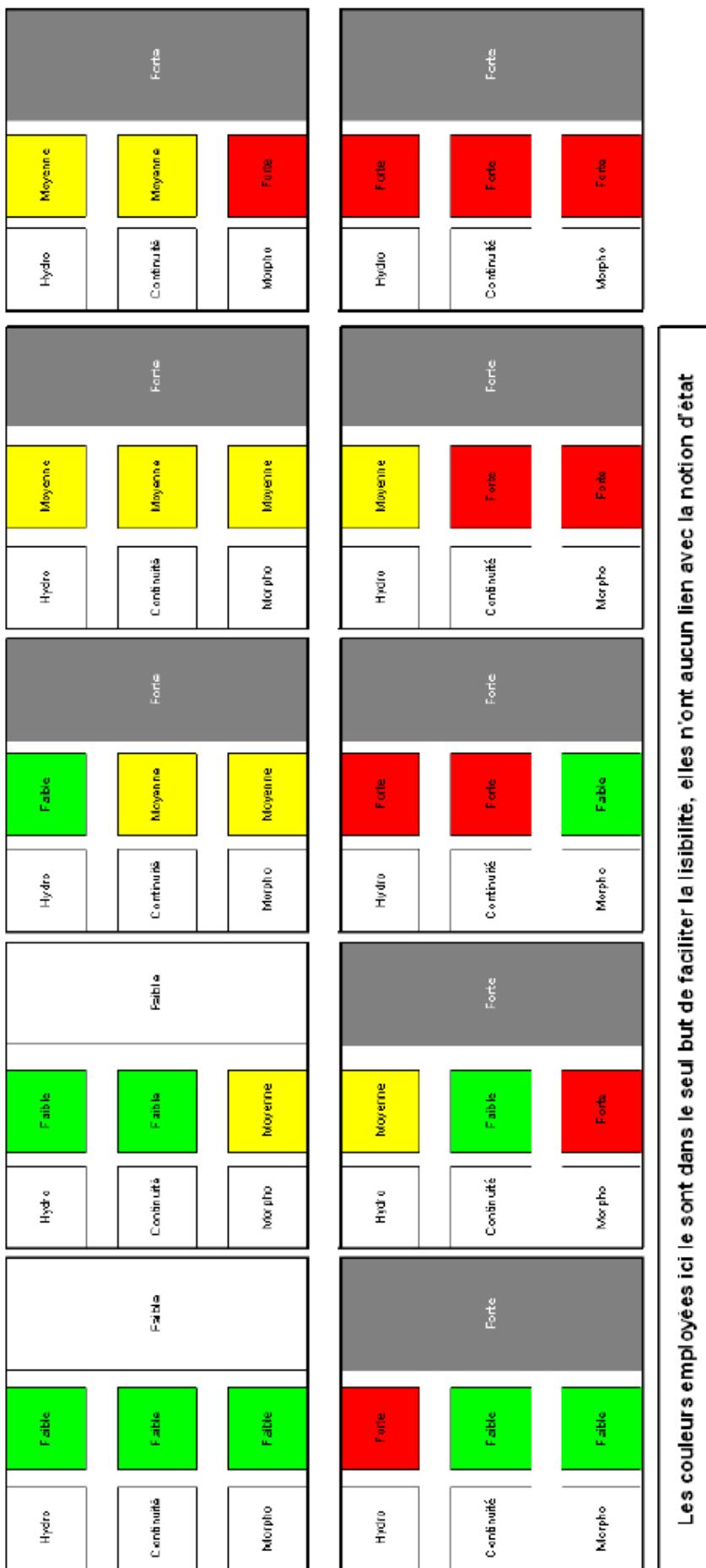


Figure 65 : Règles d'agrégation pour le passage des trois éléments de qualité au diagnostic final de probabilité de pression (Forte ou Faible) à la masse d'eau.



Les couleurs employées ici sont dans le seul but de faciliter la lisibilité, elles n'ont aucun lien avec la notion d'état

2.4.2.2 Consolidation des données SYRAH par l'expertise locale

Dans le cadre du Secrétariat technique de bassin (STB), et plus particulièrement de son groupe « hydromorphologie », il a été décidé qu'une analyse locale et concertée des résultats SYRAH était nécessaire pour consolider et partager le diagnostic des pressions sur l'hydromorphologie produit au niveau national. Cette analyse s'est traduite par des expertises conduites par les services locaux à l'échelle départementale via les Missions interservices de l'eau et de la nature (MISEN), en associant notamment pour ce travail la Direction départementale des territoires (DDT), la Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL), le service départemental de l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA), ainsi que l'Agence de l'eau Rhin-Meuse.

Les données ont été analysées au niveau des trois éléments de qualité DCE (continuité, hydrologie et morphologie).

Cette phase de « consultation », via l'expertise locale des agents de terrain, a consisté à :

- en priorité, compléter les données lacunaires suite à l'exploitation des résultats SYRAH, ces lacunes traduisant des résultats qui ne permettent pas une caractérisation fiable des pressions (valeur « NPP ») ;
- sur l'ensemble des masses d'eau, réaliser une analyse affinée du diagnostic de pressions à la masse d'eau.

Les données ont été analysées au niveau des trois éléments de qualité DCE (continuité, hydrologie et morphologie) afin de consolider le résultat global de pressions sur l'hydromorphologie à la masse d'eau. En revanche, il n'a pas été demandé d'expertiser les dix paramètres SYRAH dont les résultats issus des tests précédents restent donc inchangés.

L'ensemble des départements sollicités ont conduit cette analyse. Tout complément ou modification des résultats SYRAH a été produit sur la base de justifications motivées par les services, condition indispensable pour la prise en compte de l'avis. Ces justifications décrivent notamment les sources de pressions non mises en évidence par SYRAH et leur ampleur en rapport à l'échelle masse d'eau. En effet, cet exercice n'avait pas pour objectif de recenser l'ensemble des pressions/altérations connues à l'échelle locale et de remettre en cause le diagnostic intégrateur fourni par SYRAH. Il vise à conforter l'évaluation (probabiliste) des pressions à l'échelle de la masse d'eau au regard des connaissances de terrain des services locaux.

En matière de compléments apportés, l'ensemble des données manquantes, qui nécessitaient une expertise prioritaire par les services (valeur « NPP »), ont été complétées. Pour les autres cas présentant des niveaux de confiance plus importants, environ 20 % des paramètres ont fait l'objet de modifications du diagnostic initial, modifications qui se traduisent par les données suivantes à l'échelle du résultat à la masses d'eau (voir Figure 66).

Ces éléments illustrent que le travail d'expertise des services locaux n'a pas été effectué dans un unique but d'augmentation ou de minimisation des pressions s'exerçant sur l'hydromorphologie des masses d'eau. L'analyse détaillée montre également que les pressions liées à la continuité et, dans une moindre mesure, à la morphologie, sont plus connues ou mieux identifiées par les services locaux et ont davantage conduit à infirmer ou confirmer les résultats issus du SYRAH.

Figure 66 : Répartition du nombre de masses d'eau dans les différentes probabilités d'altération globales avant (SYRAH) et après expertise (SYRAH + Expertise).

Nombre de paramètres modifiés par masse d'eau			Probabilité d'altération globale	SYRAH	SYRAH + Expertise	Différence
Nombre de modifications	Nombre de masse d'eau	Pourcentage de masse d'eau				
0	271	46				
1	199	34				
2	87	15				
3	36	6				
1 +	322	54				

2.4.2.3 Validation finale du diagnostic des pressions sur l'hydromorphologie

Sur la base des expertises locales, les informations ont été compilées et homogénéisées au niveau de chaque district afin d'aboutir à une prise en compte cohérente et globale de l'expertise locale en complément du diagnostic fourni par SYRAH.

Dans ce cadre, les données issues de l'outil QUALPHY, en particulier sur les composantes « berges » et « lit mineur », ont été confrontées aux résultats SYRAH avant et après expertises locales afin de consolider les diagnostics et d'examiner la représentativité de certaines expertises ayant engendré des modifications sur le diagnostic global à l'échelle de la masse d'eau.

Pour les besoins de cet exercice, les données QUALPHY exprimées initialement en cinq classes de qualité à l'échelle d'un tronçon hydromorphologique sont exploitées de la manière suivante :

- utilisation uniquement des indices de qualité sur les berges et le lit mineur ;
- regroupement des deux premières classes (61 à 100 % de l'indice de qualité) pour définir une classe assimilée à une probabilité de pression « faible » et des trois dernières classes (0 à 60 % de l'indice de qualité) pour définir une classe assimilée à une probabilité de pression « forte » ;
- expression du ratio linéaire (km) de ces deux classes à l'échelle du linéaire total de la masse d'eau pour les deux compartiments lit mineur et berges.

De part sa construction et ses objectifs, QUALPHY constitue un bon indicateur de l'élément de qualité « Morphologie ». Toutefois, il est choisi de confronter en première approche le diagnostic global à la masse d'eau avec les données QUALPHY dans une démarche d'analyse de « cohérence » des données. Cette étape permet ainsi de cibler les évolutions de résultats entre SYRAH avant et après expertise et de faire une analyse objective de la représentativité de l'expertise sur la base des informations supplémentaires et complémentaires fournies par QUALPHY.

La Figure 67 décrit les différents cas de figures rencontrés lors de la confrontation des données.

Figure 67 : Cas de figure rencontrés lors de la confrontation des données aux conclusions sur le diagnostic global de pressions.

	SYRAH avant expertise - QUALPHY	SYRAH après expertise - QUALPHY	Conclusions sur le diagnostic global de pressions à la masse d'eau
Cas 1	Données insuffisantes	Données insuffisantes	Maintien du diagnostic issu de l'expertise (avec ou sans changement du résultat SYRAH)
Cas 2	Cohérent	Cohérent	Consolidation du diagnostic
Cas 3	Divergent	Cohérent	Consolidation du diagnostic issu de l'expertise
Cas 4	Divergent	Divergent	Maintien du diagnostic issu de SYRAH expertisé
Cas 5	Cohérent	Divergent	Analyse détaillée à la masse d'eau

La Figure 68 illustre les résultats de ces confrontations.

Figure 68 : Résultats de la confrontation des données aux conclusions sur le diagnostic global de pressions.

En nombre de masse d'eau	Total	SYRAH expertisé avec probabilité "forte"	SYRAH expertisé avec probabilité "faible"
Cas 1 : Données QUALPHY insuffisantes	351	248	103
Cas 2 : Cohérence complète	168	158	10
Cas 3 : Cohérence expertise-QUALPHY (SYRAH initial diffère)	27	26	1
Cas 4 : Cohérence SYRAH expertisé (QUALPHY diffère)	31	13	18
Cas 5 : Cohérence SYRAH-QUALPHY (expertise diffère)	11	4	7

Au final, 11 masses d'eau ont fait l'objet d'une analyse détaillée de leur diagnostic afin d'examiner plus en détail l'expertise, celle-ci étant divergente du résultat SYRAH initial et des données QUALPHY.

Les modifications générales apportées sont reportées dans la Figure 69.

Figure 69 : Modifications apportées suite à la confrontation des données aux conclusions QUALPHY.

Niveau de probabilité de pressions	Avant confrontation QUALPHY	Après confrontation QUALPHY
Faible	7	2
Fort	4	9

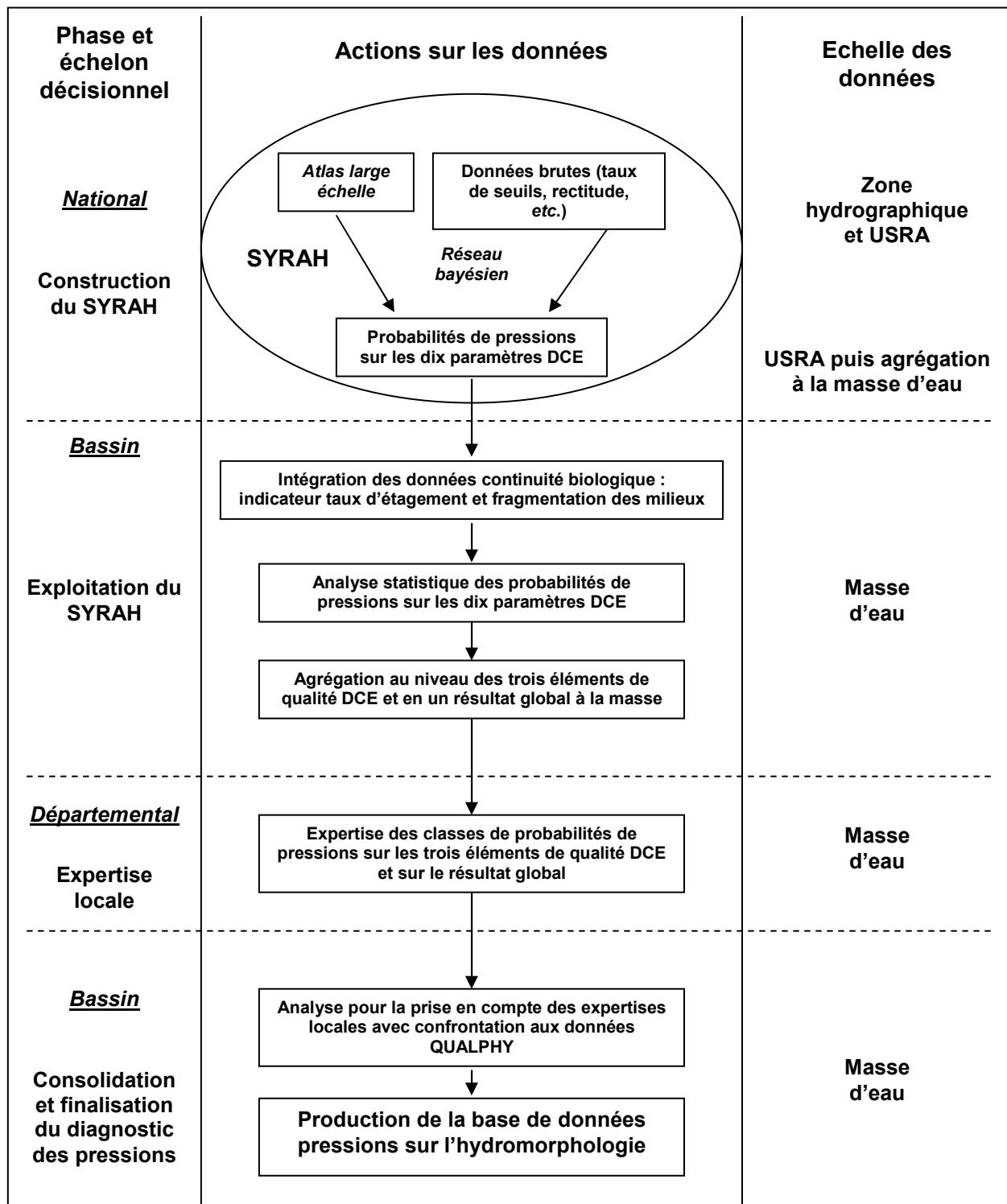
Suite à cette étape d'analyse, les résultats finaux de diagnostic de pressions à la masse d'eau sont exprimés dans la Figure 70 en nombre de masses d'eau.

Figure 70 : Résultats de l'inventaire des pressions brutes sur l'hydromorphologie.

		Hydrologie	Continuité	Morphologie	Global
Probabilité de pressions	Forte	35	130	344	454
	Moyenne	99	214	139	-
	Faible	454	244	105	134

La Figure 71 présente une synthèse du diagnostic des pressions réalisé sur le bassin Rhin-Meuse.

Figure 71 : Synthèse de la méthodologie de diagnostic des pressions sur l'hydromorphologie sur le bassin Rhin-Meuse.



2.4.3 Rapportage des pressions

Conformément à la décision actée en Groupe Technique – Hydromorphologie national du 08 juin 2012, les pressions relatives seront rapportées uniquement aux trois éléments de qualité hydromorphologiques selon la nomenclature suivante (voir Figure 72).

Figure 72 : Nomenclature de rapportage européen des pressions sur l'hydromorphologie.

Eléments de qualité hydromorphologique évalués	Code pression	Libellé pression
Continuité	7	Autres altérations morphologiques
Morphologie	5	Gestion de cours d'eau
Hydrologie	4	Régulations des écoulements et altérations morphologiques des eaux de surface

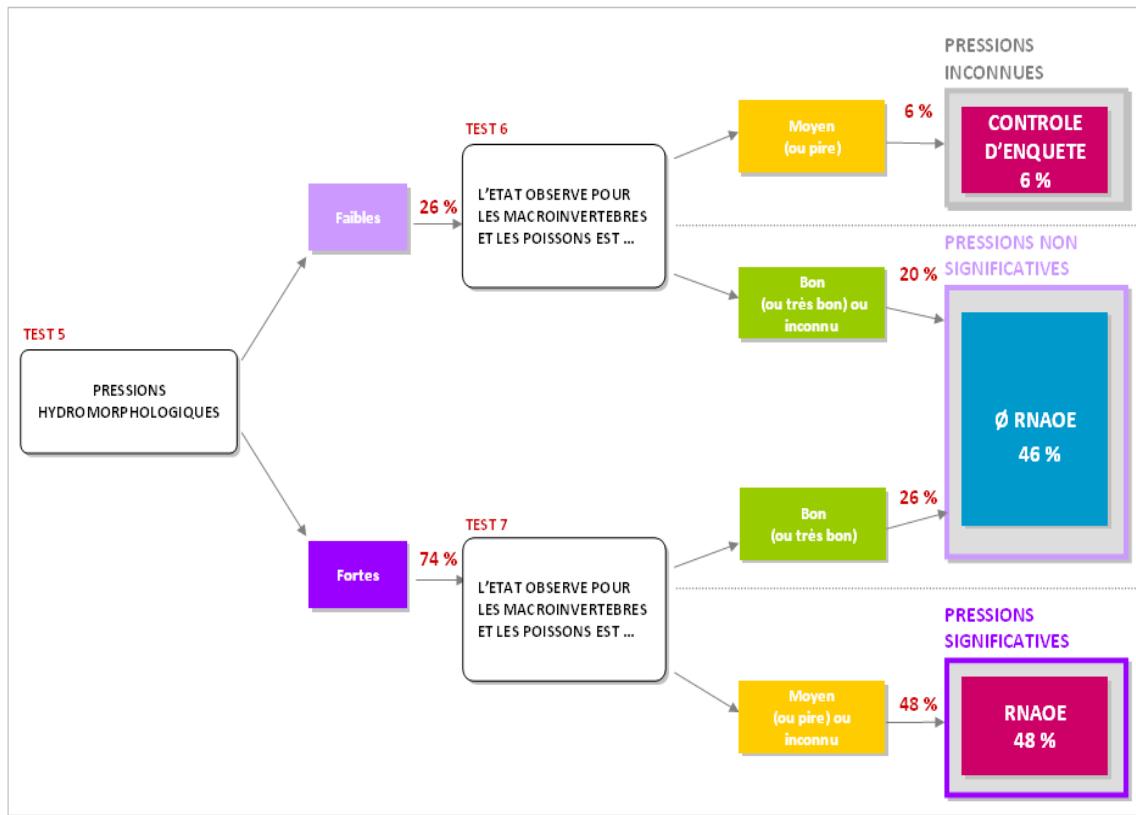
Le rapportage des pressions ne concernera que les pressions considérées significatives (voir paragraphe suivant).

2.4.4 Evaluation des pressions significatives

Les pressions hydromorphologiques sont considérées significatives lorsqu'elles conduisent à identifier un Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) à l'échéance 2021 sur la masse d'eau.

L'identification des pressions significatives repose donc sur les résultats d'évaluation du RNAOE relatif à l'hydromorphologie. Cela consiste à croiser l'état biologique et le niveau de pression hydromorphologique évalués à l'échelle de la masse d'eau selon les règles établies dans l'arbre de décision RNAOE – volet Hydromorphologie présenté par la Figure 73.

Figure 73 : Arbre de décision pour l'évaluation du risque de non atteinte des objectifs environnementaux et du risque de dégradation (catégorie de pression : Hydromorphologie).



L'application de cet arbre de décision conduit aux résultats suivants :

- 6 % des masses d'eau (37 / 614) en état « Moyen ou pire » et exposées à de faibles pressions hydromorphologiques seront soumises à un contrôle d'enquête pour lever le doute sur l'évaluation du risque de non atteinte de objectifs environnementaux 2021. Dans l'attente de l'application de ce contrôle, ces masses d'eau sont identifiées à Risque de non atteinte des objectifs environnementaux en 2011 (RNAOE 2021). Compte tenu de cette incertitude, les pressions hydromorphologiques appliquées à ces masses d'eau seront rapportées avec la modalité « Inconnues » ;
- 46 % des masses d'eau (282 / 614) en état « Bon » ou « Très Bon » ou « Inconnu », et exposées à des pressions hydromorphologiques faibles (20 %) ou fortes (26 %) ne sont pas identifiées à RNAOE 2021. Les pressions hydromorphologiques appliquées sur ces masses d'eau ne conduisant pas à un risque, elles seront rapportées avec la mention « Pressions non significatives » ;
- 48 % de masses d'eau (295 / 614) en état « Moyen ou pire » ou « Inconnu », et exposées à des pressions hydromorphologiques fortes sont identifiées à RNAOE 2021. Les pressions hydromorphologiques appliquées sur ces masses conduisant à un risque, elles seront rapportées avec la mention « Pressions significatives ».

2.4.5 Evaluation des impacts de l'hydromorphologie sur l'état des masses d'eau

La bibliographie met en évidence le rôle prépondérant des caractéristiques physiques sur le fonctionnement global des milieux aquatiques, à la fois sur les composantes biologiques (structure d'habitats) et physico-chimiques (conditions « d'autoépuration »).

Néanmoins, les exigences de la DCE et les connaissances actuelles permettent uniquement d'établir un lien opérationnel entre l'hydromorphologie et la biologie. Ce lien restant encore à consolider, il est admis ici que les pressions hydromorphologiques ne provoqueront un impact que sur les compartiments biologiques « macroinvertebrés » et « poissons ». Par conséquent, la présente méthode propose d'évaluer les impacts de l'hydromorphologie sur l'état des masses d'eau en intégrant uniquement ces deux états biologiques.

Par la règle d'identification des pressions hydromorphologiques significatives intégrant déjà cet état biologique partiel (voir Figure 73), une pression significative sera alors considérée comme une pression ayant un impact sur l'état de la masse d'eau via les paramètres biologiques cités précédemment.

2.5 Pressions s'exerçant sur les masses d'eau « plans d'eau »

2.5.1 Estimation de la pression « Phosphore »

La somme des flux entrant potentiellement dans la masse d'eau est définie. Le flux entrant de phosphore est calculé par la somme :

- du flux PEGASE, basé sur les rejets industriels, domestiques et d'élevage de bovins, simulé sur les cours d'eau tributaires lorsqu'une masse d'eau a été identifiée (voir chapitre 3, paragraphe 2.1.7.1. « Utilisation du modèle PEGASE », page 91) ;
- du flux de phosphore particulaire venant de l'érosion des sols calculés par la méthode développé par l'INRA, et calculés à l'échelle du bassin versant de plan d'eau selon la formule suivante :

$$SPF = a \times \left(SP_{tot} \times \left[\sum_{n=1}^i E_i \times C_i \right] \right) + b \times R_A + c \times DD$$

SPF = Flux spécifique de phosphore particulaire prédit [kg/km²/an]

SP_{tot} = teneur moyenne en P total des sols [kg/an]

E_i : Erosion locale des sols [t/an]

C_i = coefficient de transfert potentiel du P vers le réseau de drainage c'est-à-dire la connectivité moyenne entre la zone considérée et le réseau hydrographique

R_A = indice d'agressivité des pluies

DD = Densité de drainage

a, b et c étant les coefficients calibrés selon un modèle linéaire.

avec :

a = 0,1354

b = 2,1625

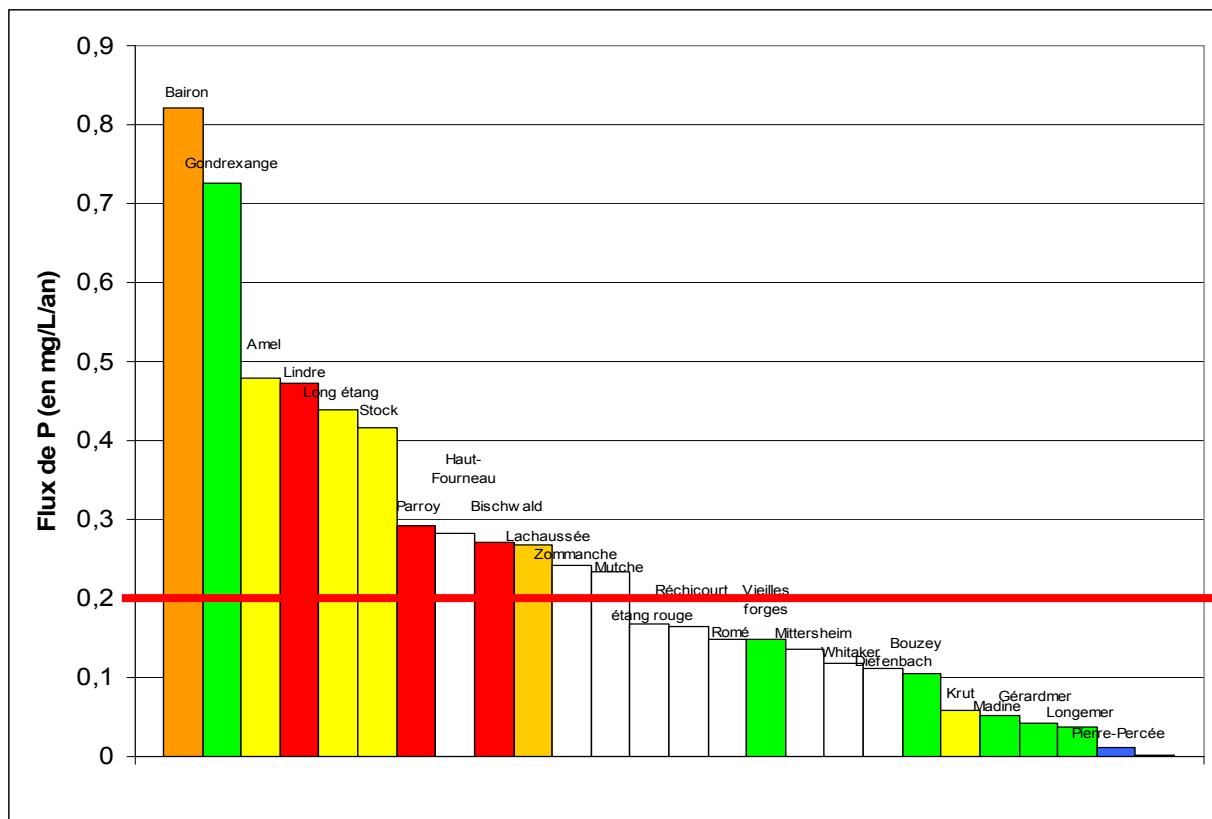
c = 14,426

Les flux obtenus sont alors ramenés au volume de chaque masse d'eau « plans d'eau », lorsque cette donnée est disponible. Ainsi, il n'a pas été possible de calculer un flux de phosphore pour les masses d'eau « plans d'eau » suivantes :

- masse d'eau N° FRCL1 : Bassin de compensation de Plobsheim ;
- masse d'eau N° FRCL10 : Gravière de Münchhausen ;
- masse d'eau N° FRCL30 : Etang du Moulin d'Inssteller ;
- masse d'eau N° FRCL31 : Etang Rouge.

Au-delà de la valeur seuil de 0,2 mg/l/an, il est estimé qu'un flux est source de pression significative. La valeur seuil est déterminée de manière empirique sur les 15 plans d'eau surveillés entre 2007 et 2011, par comparaison entre les flux entrant, estimés selon la méthode décrite ci-dessus, et la réponse de classification de l'état pour le phosphore (en 5 classes d'état) (voir Figure 74).

Figure 74 : Comparaison entre les flux entrant et l'état pour le phosphore des masses d'eau « plans d'eau ».



2.5.2 Estimation de la pression « Pesticides »

Les pressions pesticides s'exerçant sur les masses d'eau de plans d'eau sont évaluées par le modèle ARPEGES (voir chapitre 3, paragraphe 2.3.4.3. « Utilisation du modèle MERCAT'EAU », page 123) et classées selon trois niveaux de pressions : faible, moyen ou fort.

2.5.3 Estimation de la pression « Sites et sols pollués »

Les pressions sont évaluées en fonction de la présence d'un site BASOL et des polluants retrouvés sur le site (voir chapitre 3, paragraphe 2.3.5. « Sites et sols pollués et sites industriels historiques (BASOL et BASIAS) », page 124).

2.5.4 Autres pressions s'exerçant sur les masses d'eau « plans d'eau »

D'autres pressions que celles décrites précédemment (chapitre 3, paragraphe 2.5. « Pressions s'exerçant sur les masses d'eau « plans d'eau » », page 144) s'exercent sur les masses d'eau « plans d'eau ».

Afin d'identifier ces pressions, un questionnaire a été envoyé à un pool de gestionnaires ou d'organismes de suivi des plans d'eau. Ces pressions n'étant pas quantifiables, il n'a pas été possible d'évaluer leur significativité.

Il s'agit des pressions liées au marnage et à l'érosion des berges, à l'assèc, aux espèces invasives, au fauillardage et à l'empoissonnement.

2.5.4.1 Pressions liées au marnage et à l'érosion des berges

Le marnage désigne une fluctuation de la hauteur d'eau du plan d'eau. Il est essentiellement causé par l'utilisation anthropique du milieu lacustre à des fins de production d'électricité ou de soutien d'étiages. Ce phénomène entraîne une détérioration des berges, provoquant ainsi une diminution des surfaces couvertes par les macrophytes et, de façon indirecte, une augmentation de l'érosion mécanique (HOUDE-FORTIN et GIBEAULT, 2007).

Dans les cas extrêmes de marnage, les sédiments cohésifs du fond peuvent être remis en suspension, provoquant ainsi un relargage de nutriments dans la colonne d'eau. En outre, l'intensité de la prédation peut augmenter de façon significative, créant des désordres biologiques (OLDEN et JACKSON, 2001).

2.5.4.2 Pressions liées à l'assèc

L'assèc est un assèchement complet du plan d'eau, parfois en vue d'une mise en culture.

L'effet d'un assèc peut être néfaste ou bénéfique en fonction de l'activité mené durant cette période. En effet, cette pratique permet une minéralisation de la matière organique devenant une source d'élément nutritif pour les plantes cultivées lors de l'assèc et donc engendrer un export de nutriments contenus dans les vases. L'effet peut être néfaste en cas de recalibration des berges engendrant une menace pour la biodiversité de l'étang (destruction de frayère (ADAM et al., 2010-2011).

2.5.4.3 Pressions liées aux espèces invasives

L'introduction d'espèces invasives est difficile à évaluer car leur devenir dans le milieu est variable. La dynamique de ces nouvelles populations peut évoluer vers une régression rapide comme une expansion génératrice de nuisances (DUTARTRE *et al.*, 1997).

Néanmoins, les impacts écologiques entraînés par une prolifération d'espèces peuvent être :

- une diminution de la richesse spécifique (MADSEN *et al.*, 1991) ;
- un changement de la qualité de l'eau (oxygénation, ammonium) (SYSTMA et ANDERSON, 1993 ; DANAIS, 1994) ;
- un comblement organique des milieux ;
- un obstacle à l'écoulement ;
- une nuisance allant à l'encontre de l'usage qu'il est fait de la masse d'eau (loisirs nautique, pêche, etc.) (DUTARTRE *et al.*, 1997).

2.5.4.4 Pressions liées au fau cardage

Le fau cardage est un fauchage de la végétation des berges.

Cette pratique peut avoir pour utilité d'exporter la matière organique hors du milieu lorsque les résidus de fau cardage sont récupérés (ORESON, 2011). Mais une fréquence trop importante de cette pratique conduit à favoriser les espèces les plus compétitives et donc uniformiser la couverture végétale (AGENCE DE L'EAU SEINE-NORMANDIE, 2010).

2.5.4.5 Pressions liées à l'empoissonnement

L'empoissonnement est une technique de gestion visant à soutenir la population d'une ou plusieurs espèces de poissons dans le but de maintenir la pêche de loisir.

Néanmoins, un stock de poissons zooplanctonophage trop important peut induire, par effet « top-down²² », la disparition de grandes formes de zooplancton (comme les cladocères) et, par répercussion, une augmentation de la biomasse phytoplanctonique.

Inversement, une réduction du stock de poissons zooplanctonophage permet aux cladocères de grandes tailles d'exercer une forte pression de broutage sur le phytoplancton de petite dimension (BARBE *et al.*, 1999).

L'empoissonnement peut donc :

- soit favoriser les espèces résistantes à la prédation ;
- soit être à l'origine d'une forte biomasse de phytoplancton dans le plan d'eau.

2.6 Bilan synthétique des seuils utilisés pour qualifier le niveau de pression des masses d'eau

²² Il s'agit d'une déstabilisation de l'écosystème par modification d'une variable (biotique, abiotique) dans le haut de la chaîne trophique entraînant des modifications importantes dans le bas de la chaîne trophique.

Impacts des activités humaines sur l'état des eaux et risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE)

Figure 75 : Bilan synthétique des seuils utilisés pour qualifier le niveau de pression des masses d'eau.

3 Évaluation du risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE)

3.1 Principes d'évaluation du RNAOE 2021 pour les masses d'eau de surface

3.1.1 Cadrage général

3.1.1.1 Types de risques

Il s'agit de traiter de l'évaluation du risque de non-atteinte du bon état à l'échelle de la masse d'eau. Cette évaluation vise à apprécier la possibilité que la masse d'eau n'atteigne pas le bon état écologique ou le bon état chimique à l'horizon 2021. Elle prend également en compte, lorsque les données de pressions et de scénarios d'évolution le permettent, le risque de dégradation de l'état.

Chaque fois que les données de pressions le permettent et le justifient, l'évaluation du risque a été étendue à des substances non explicitement intégrées à l'évaluation de l'état écologique ou de l'état chimique. Ce point est commenté au cas par cas dans les paragraphes concernés.

Le risque lié à la satisfaction des objectifs spécifiques aux zones protégées fonctionnellement liées aux masses d'eau de surface est réputé être intégré dans le risque de non-atteinte du bon état.

En revanche, le risque de non-atteinte des objectifs de réduction, voire de suppression, des émissions de substances prioritaires, qui a vocation à être traité globalement, à l'échelle des districts, n'a pas pu être abordé.

3.1.1.2 Types de pressions

Le classement d'une masse d'eau en Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux en 2021 (RNAOE 2021) déclenche deux processus :

- un travail ciblé et approfondi dans l'élaboration des Programmes de mesures (PDM) 2016 - 2021 pour identifier celles qu'il faudra inscrire prioritairement ;
- la mise en place d'une surveillance spécifique (dite « contrôle opérationnel »), limitée aux indicateurs concernés par les pressions et mesures en question et visant à suivre l'efficacité des PDM.

La notion de risque n'a donc de sens que s'il est possible d'identifier la nature des pressions en cause. Pour chaque masse d'eau, le risque est donc établi pour chacune des catégories suivantes :

- les pollutions organiques et nutriments (paramètres généraux) ;
- les altérations physiques des milieux (hydromorphologie) ;
- les métaux lourds ;
- les Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ;
- les pesticides ;
- les Polychlorobiphényles (PCB).

3.1.1.3 Scénarios d'évolution

En application du guide pour la mise à jour de l'État des lieux (DEB, 2012), l'évaluation du risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) doit prendre en compte, lorsque la donnée est pertinente et disponible, des scénarios d'évolution des pressions à l'horizon 2021.

Dans le contexte de l'évaluation du risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE), il est toutefois nécessaire de tenir compte de la pertinence de cette information vis-à-vis de l'impact probable des pressions en question sur le milieu (voir Figure 76). En effet, les données économiques disponibles dans ce cadre ne sont que rarement directement utilisables pour une évaluation de l'impact des activités humaines sur le milieu (échelle géographique, précision des résultats, etc.).

Figure 76 : Synthèse des options méthodologiques retenues pour l'évaluation du risque.

Scénario d'évolution	Types de pression concernés	Résultats	Évaluation du RNAOE
Évolutions démographiques	Pollution organique et nutriments (paramètres généraux)	Évolutions très faibles (de quelques pourcents) au regard de la précision des outils d'évaluation de l'état et du modèle d'évaluation du RNAOE	Scénario non pris en compte
Évolution des activités économiques	Pollution organique et nutriments Tous micropolluants	Grandes incertitudes dans les projections Pas de lien direct entre les indicateurs économiques disponibles et les impacts sur le milieu	Scénario non pris en compte
Agriculture (volet cultures)	Pesticides	Tendances nettes et exploitables relatives à l'augmentation de la proportion de terres labourables (« retournement de prairies ») à l'échelle des bassins élémentaires	Scénario pris en compte pour l'évaluation du risque « pesticides » Non pris en compte pour les nitrates

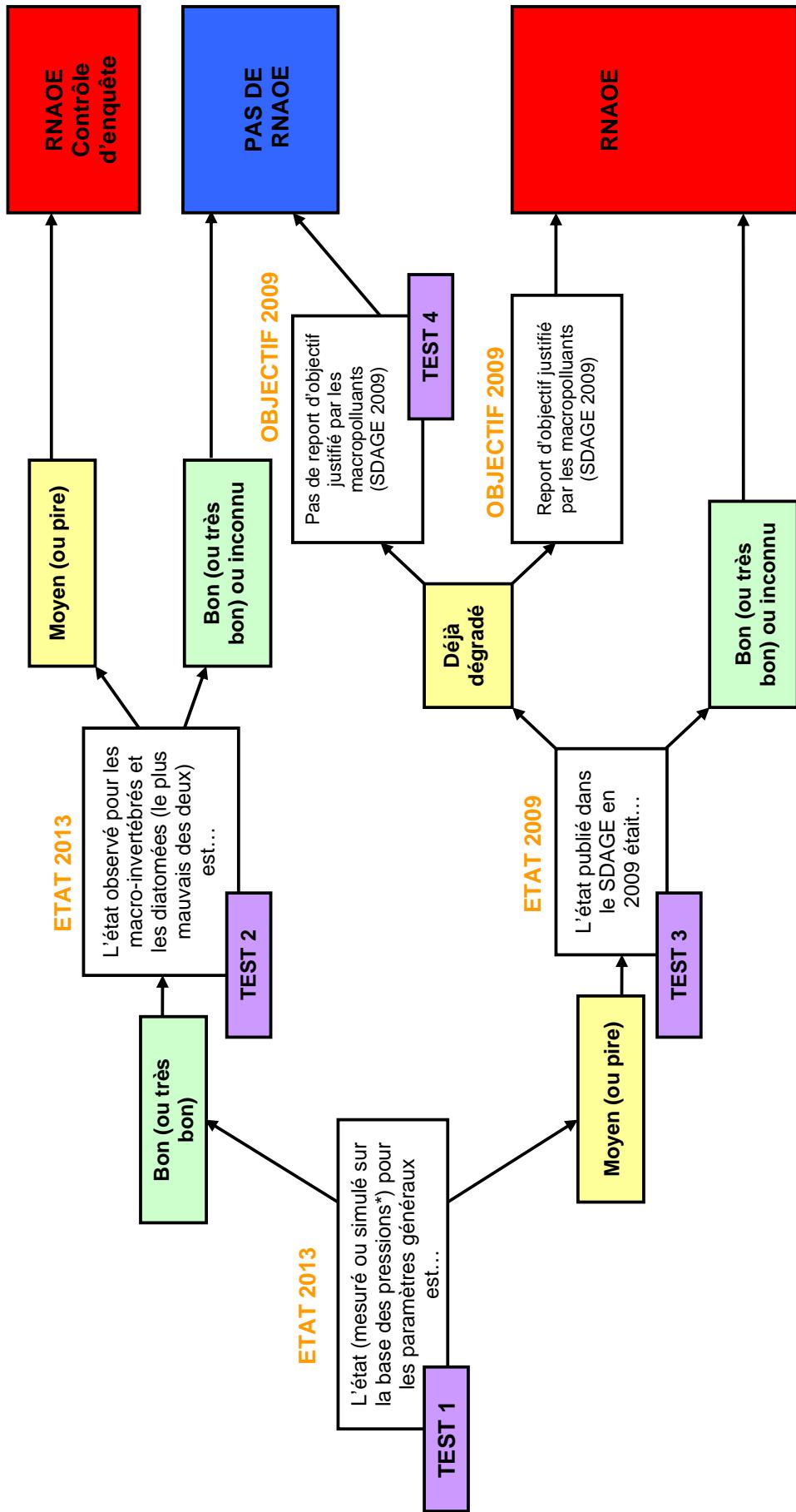
Les pressions hydromorphologiques, quant à elles, ne peuvent faire l'objet d'aucun scénario d'évolution raisonnablement fiable à l'horizon 2021.

3.1.2 Evaluation du RNAOE des masses d'eau « rivières » (cours d'eau et canaux)

3.1.2.1 Paramètres généraux

Le schéma décisionnel relatif au risque pour les paramètres généraux est présenté en Figure 77.

Figure 77 : Evaluation du risque pour les paramètres généraux (cours d'eau et canaux).



a) Test 1

Les données sources sont celles de l'état « paramètres généraux » de la masse d'eau, toutes sources d'information confondues (surveillance et PEGASE) :

- état 1 ou 2 = « bon ou très bon » ;
- état 3, 4 ou 5 = « moyen ou pire » ;
- état 0 (inconnu) inexistant pour les rivières et canaux.

b) Test 2

Les données sources sont celles de l'état « macro-invertébrés » et de l'état « diatomées » de la masse d'eau, uniquement sur la base des données de surveillance. Les masses d'eau dont l'état biologique est simulé avec le modèle IRSTEA sont assimilées à des masses d'eau sans données biologiques.

Le plus mauvais des deux classements est retenu, y compris si un seul des deux est disponible :

- état 0, 1 ou 2 = « bon, très bon ou inconnu » ;
- état 3, 4 ou 5 = « moyen ou pire ».

c) Test 3

Les données sources sont celles de l'état « paramètres généraux » du SDAGE 2009.

- état 0, 1 ou 2 = « bon, très bon ou inconnu » ;
- état 3, 4 ou 5 = « déjà dégradé ».

d) Test 4

Les données sources correspondent à l'année de report liées aux paramètres généraux, dans le tableau des objectifs des masses d'eau du SDAGE 2009 :

- colonne 32 : report « souhaité » par les mesures « assainissement » ;
- colonne 55 : report « souhaité » par les mesures « indus. classique » ;
- colonne 58 : report « souhaité » par les mesures « élevages ».

Le report le plus lointain est retenu :

- 2015 = pas de report d'objectif justifié par les macropolluants ;
- 2021 ou 2027 : report d'objectif justifié par les macropolluants.

Le tableau est disponible dans l'extranet DCE sous le lien suivant :

- Onglet « SDAGE » ;
- Dossier « SDAGE - cycle 1 / documents de travail » ;
- Sous dossier « Objectifs d'état des masses d'eau et objectifs de réduction des substances » ;
- Fichier « Objectifs des masses d'eau de surface ».

3.1.2.2 Hydromorphologie

Le schéma décisionnel relatif au risque pour l'hydromorphologie est présenté en Figure 78.

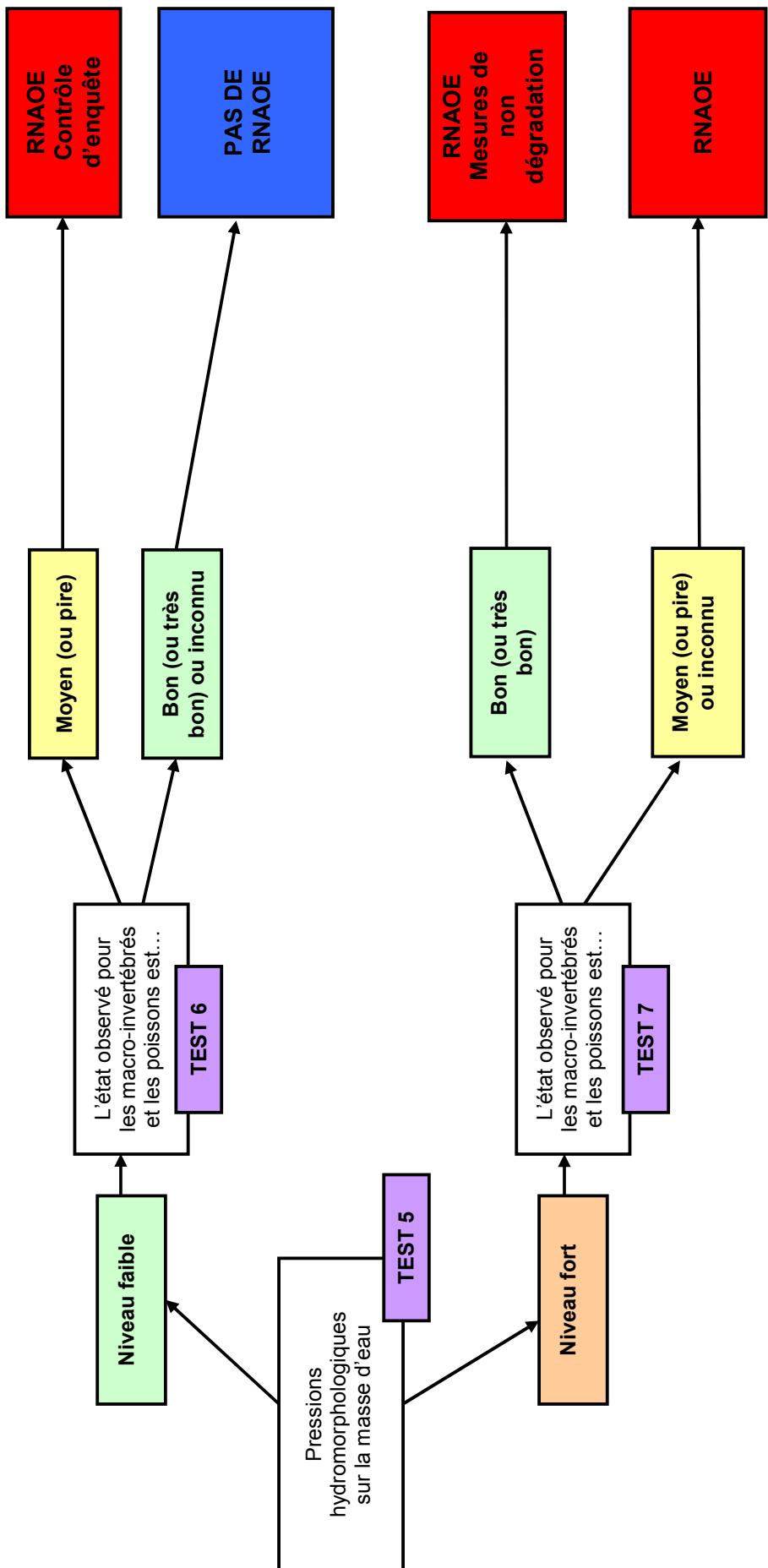


Figure 78 : Evaluation du risque pour l'hydromorphologie (cours d'eau et canaux).

a) Test 5

Les données sources correspondent au niveau de pression global issu de SYRAH « expertisé », c'est-à-dire sur la base des probabilités d'altération de SYRAH, ajustée par expertise par l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) et les Directions départementales des territoires (DDT) et le complément QUALPHY conduit par l'Agence de l'eau Rhin-Meuse.

La méthode d'évaluation du niveau de pression global est détaillée dans le chapitre 3, paragraphe 2.4. « Pressions sur l'hydromorphologie », page 126, du présent document.

b) Test 6

Les données sources sont celles de l'état « macro-invertébrés » et de l'état « poissons » de la masse d'eau, uniquement sur la base des données de surveillance. Les masses d'eau dont l'état biologique est simulé avec le modèle IRSTEA sont assimilées à des masses d'eau sans données biologiques.

Le plus mauvais des deux classements est retenu, y compris si un seul des deux est disponible :

- état 0, 1 ou 2 = « inconnu, bon ou très bon » ;
- état 3, 4 ou 5 = « moyen ou pire ».

c) Test 7

Les données sources sont celles de l'état « macro-invertébrés » et de l'état « poissons » de la masse d'eau, uniquement sur la base des données de surveillance. Les masses d'eau dont l'état biologique est simulé avec le modèle IRSTEA sont assimilées à des masses d'eau sans données biologiques.

Le plus mauvais des deux classements est retenu, y/c si un seul des deux est disponible :

- état 1 ou 2 = « bon ou très bon » ;
- état 0, 3, 4 ou 5 = « inconnu, moyen ou pire ».

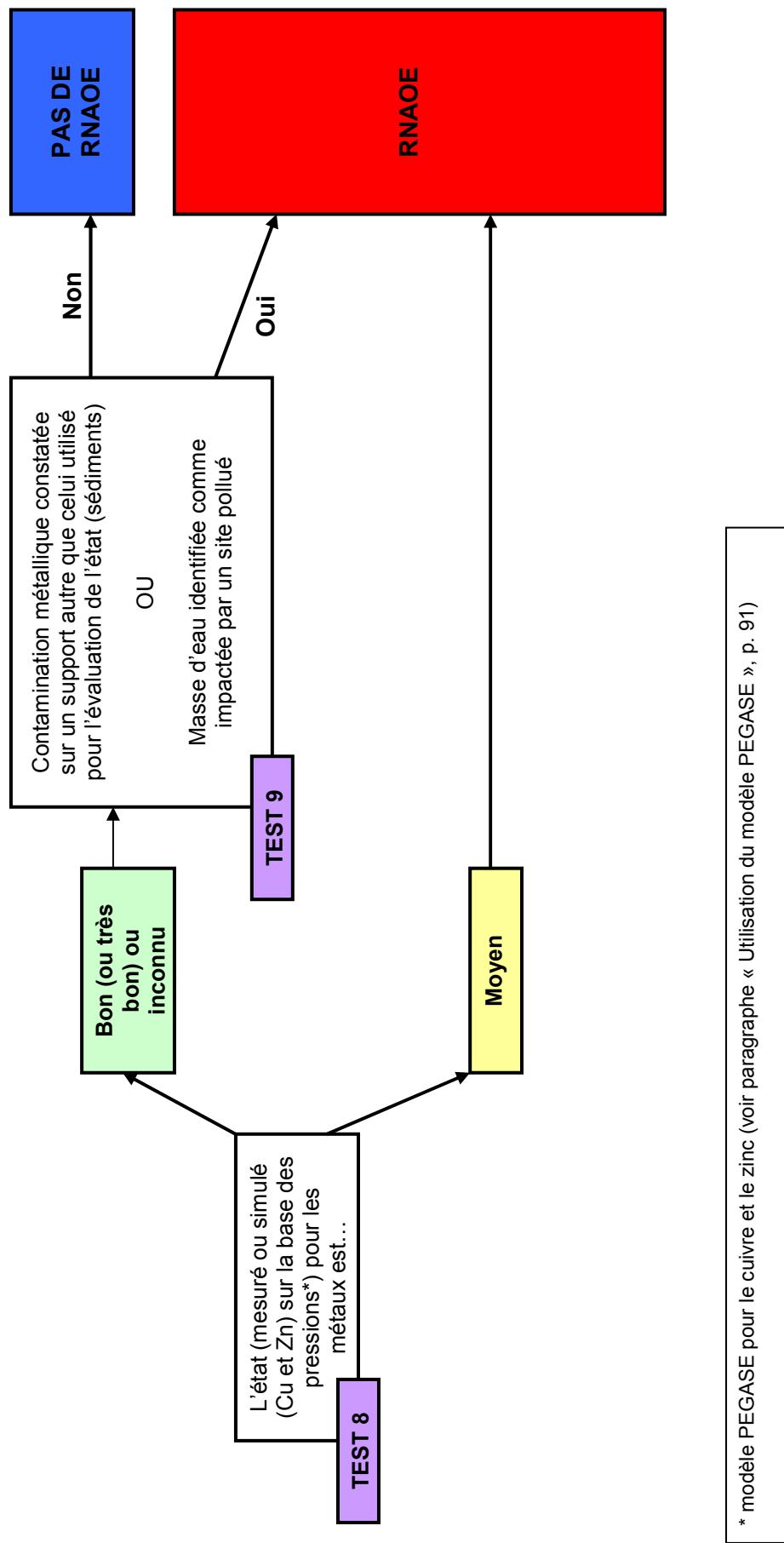
NB : dans ces deux tests (6 et 7), l'absence de données biologiques (état inconnu) n'est pas gérée de la même manière :

- si les pressions hydromorphologiques sont faibles, l'absence de données biologiques ne peut pas conduire à un diagnostic plus sévère : il n'y a donc pas de risque ;
- si les pressions hydromorphologiques sont fortes, l'absence de données biologiques ne permet pas de remettre ce constat en question : il y a donc risque.

3.1.2.3 Métaux

Le schéma décisionnel relatif au risque pour les métaux est présenté en Figure 79.

Figure 79 : Evaluation du risque pour les métaux (cours d'eau et canaux).



* modèle PEGASE pour le cuivre et le zinc (voir paragraphe « Utilisation du modèle PEGASE », p. 91)

a) Test 8

Le test est effectué sur un état « métaux » qui est la synthèse des diagnostics :

- arsenic (As), zinc (Zn), chrome (Cr), cuivre (Cu) pour l'état écologique ;
- plomb (Pb), nickel (Ni), mercure (Hg), cadmium (Cd) pour l'état chimique.

Les valeurs caractéristiques, les seuils utilisés et, pour le zinc (Zn) et le cadmium (Cd), les classes de dureté, sont ceux des règles d'évaluation de l'état. À défaut de données de surveillance, l'évaluation pour le zinc (Zn) et le cuivre (Cu) se base sur les résultats de simulation PEGASE.

Pour chaque métal, la base est la donnée à la masse d'eau en accompagnement du tableau général relatif à l'état des masses d'eau :

- pour l'état état écologique :
 - état pour le métal considéré = 0, 1 ou 2 : inconnu, bon ou très bon ;
 - état écologique = 3 : moyen ;
- pour l'état chimique :
 - si le métal n'est pas noté comme déclassant, l'état bon ou inconnu ;
 - si le métal est noté comme déclassant, l'état moyen.

b) Test 9

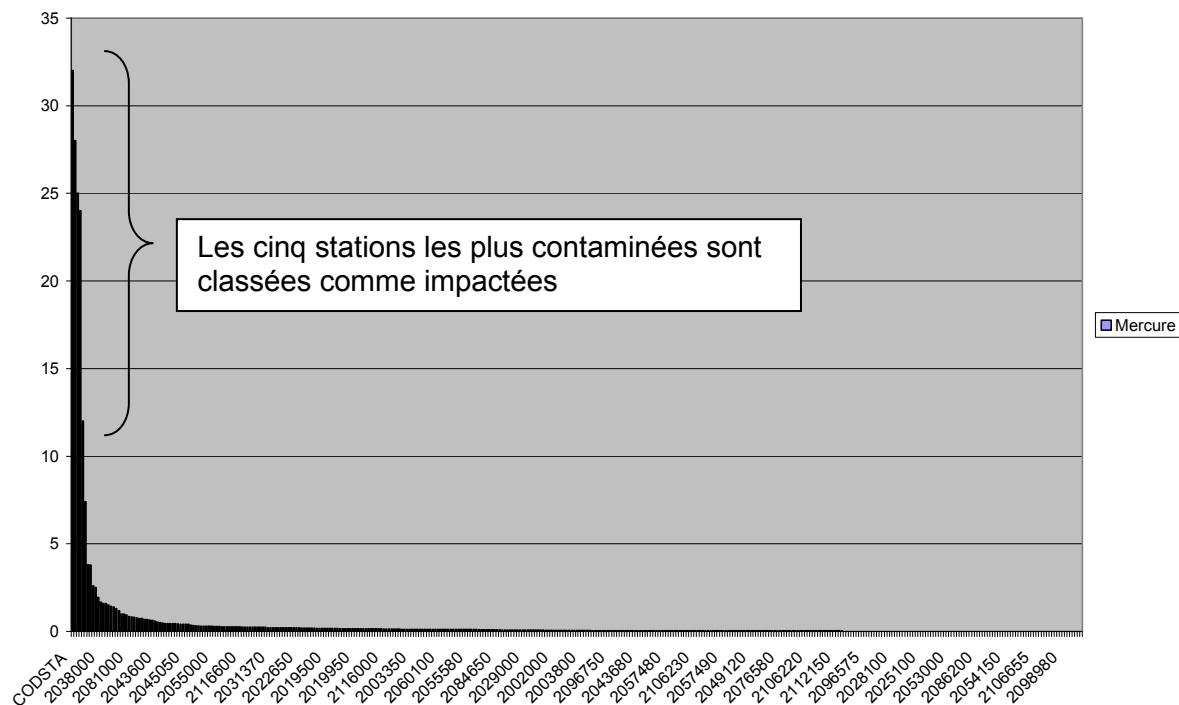
Examen de la contamination métallique sur un support autre que l'eau

Cette partie du test est basée sur les résultats d'analyses de métaux sur sédiments. Les mêmes huit métaux ou métalloïdes ont été pris en compte mais il n'existe pas de Normes de qualité environnementale (NQE) pour les sédiments.

Le niveau de contamination a été évalué par expertise selon la méthode « à dires d'experts » suivante :

- métal par métal, les résultats de concentration sur les différents points « sédiments » (données 2008 - 2011) ont été classés par ordre de valeurs décroissantes ;
- sur la base de ce classement, une « rupture » a été recherchée visuellement pour identifier les stations les plus déclassées, en cohérence avec les valeurs de concentrations observées sur les sites connus pour être fortement contaminés (Thur, Fensch, Rosselle, Alzette, etc.). Les stations ainsi identifiées ont conduit à identifier les masses d'eau les plus déclassées.

Exemple du mercure :



Prise en compte de la présence d'un site / sol pollué

À partir de la base de données nationale BASOL, le lien a été établi entre chaque site BASOL et la masse d'eau concernée. En outre, la nature de la ou des substance(s) a été précisée.

Les masses d'eau prises en compte dans ce test sont celles qui sont mentionnées dans cette liste comme soumise à des pollutions métalliques issues de site ou sol pollué mentionné dans la base BASOL.

3.1.2.4 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Le schéma décisionnel relatif au risque pour les HAP est présenté en Figure 80.

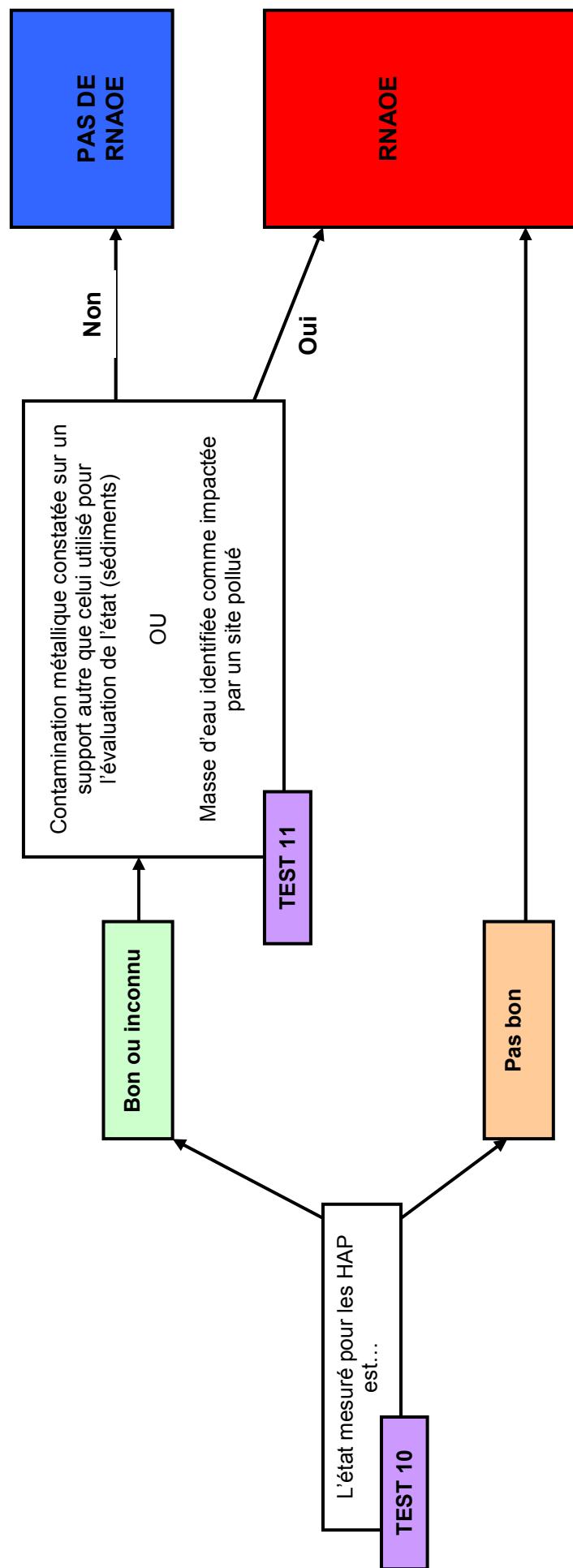


Figure 80 : Evaluation du risque pour les HAP (cours d'eau et canaux).

a) Test 10

Le test est effectué sur un état « HAP » qui est la synthèse des diagnostics pour les paramètres :

- benzo(a)pyrène ;
- fluoranthène ;
- anthracène ;
- naphtalène ;
- somme de Benzo(b)fluoranthène et Benzo(k)fluoranthène ;
- somme de Benzo(g,h,i)pérylène et Indéno(1,2,3-cd)pyrène.

Les valeurs caractéristiques et seuils utilisés sont ceux des règles d'évaluation de l'état.

Pour chaque substance, la base est la donnée à la masse d'eau diffusée en accompagnement du tableau général relatif à l'état des masses d'eau :

- si la substance n'est pas notée comme déclassante, l'état est « bon ou inconnu » ;
- si la substance est notée comme déclassante, l'état est « pas bon ».

b) Test 11

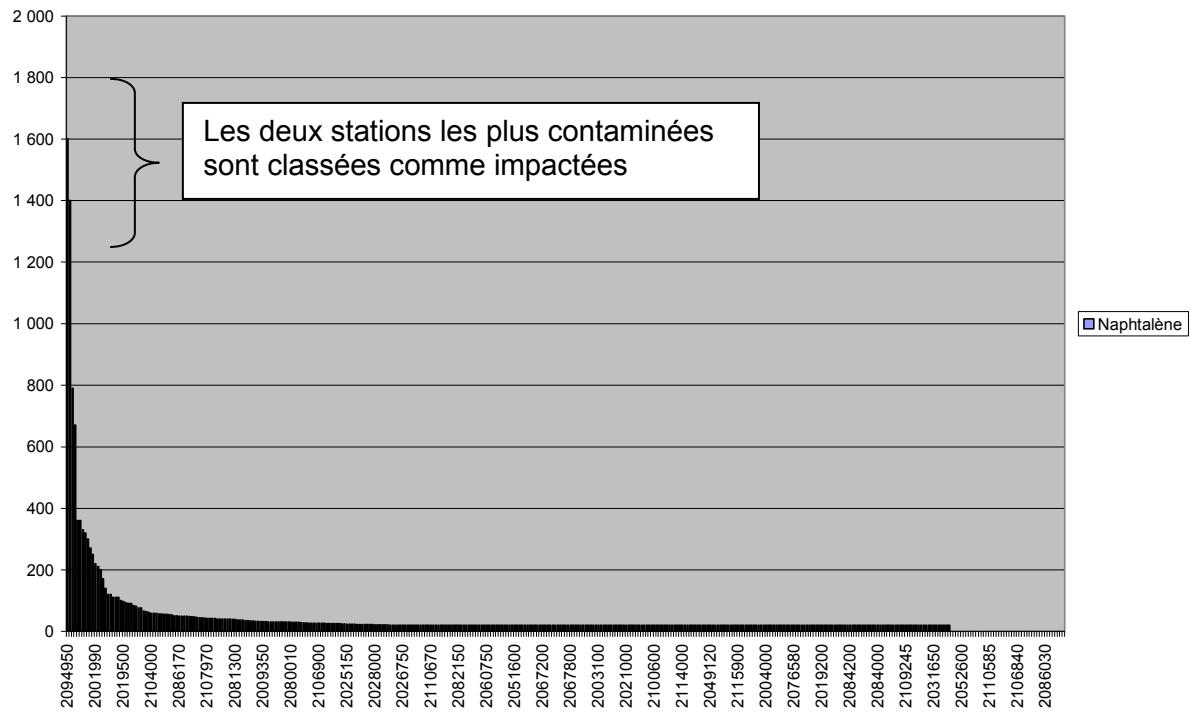
Examen de la contamination HAP sur un support autre que l'eau

Cette partie du test est basée sur les résultats d'analyses de HAP sur des sédiments. Les mêmes quatre substances (+ 2 paramètres « somme ») ont été pris en compte, mais il n'existe pas de Normes de qualité environnementale (NQE) pour les sédiments.

Le niveau de contamination a été évalué par expertise selon la méthode «à dire d'experts» suivante :

- substance par substance, les résultats de concentrations sur les différents points « sédiments » (données 2008 - 2011) ont été classés par ordre de valeurs décroissantes ;
- sur la base de ce classement, une « rupture » a été recherchée visuellement pour identifier les stations les plus déclassées, en cohérence avec les valeurs de concentrations observées sur les sites connus pour être fortement contaminés (Fensch, Rosselle, Alzette, etc.). Les stations ainsi identifiées ont conduit à identifier les masses d'eau les plus déclassées.

Exemple du naphtalène :



Prise en compte de la présence d'un site / sol pollué

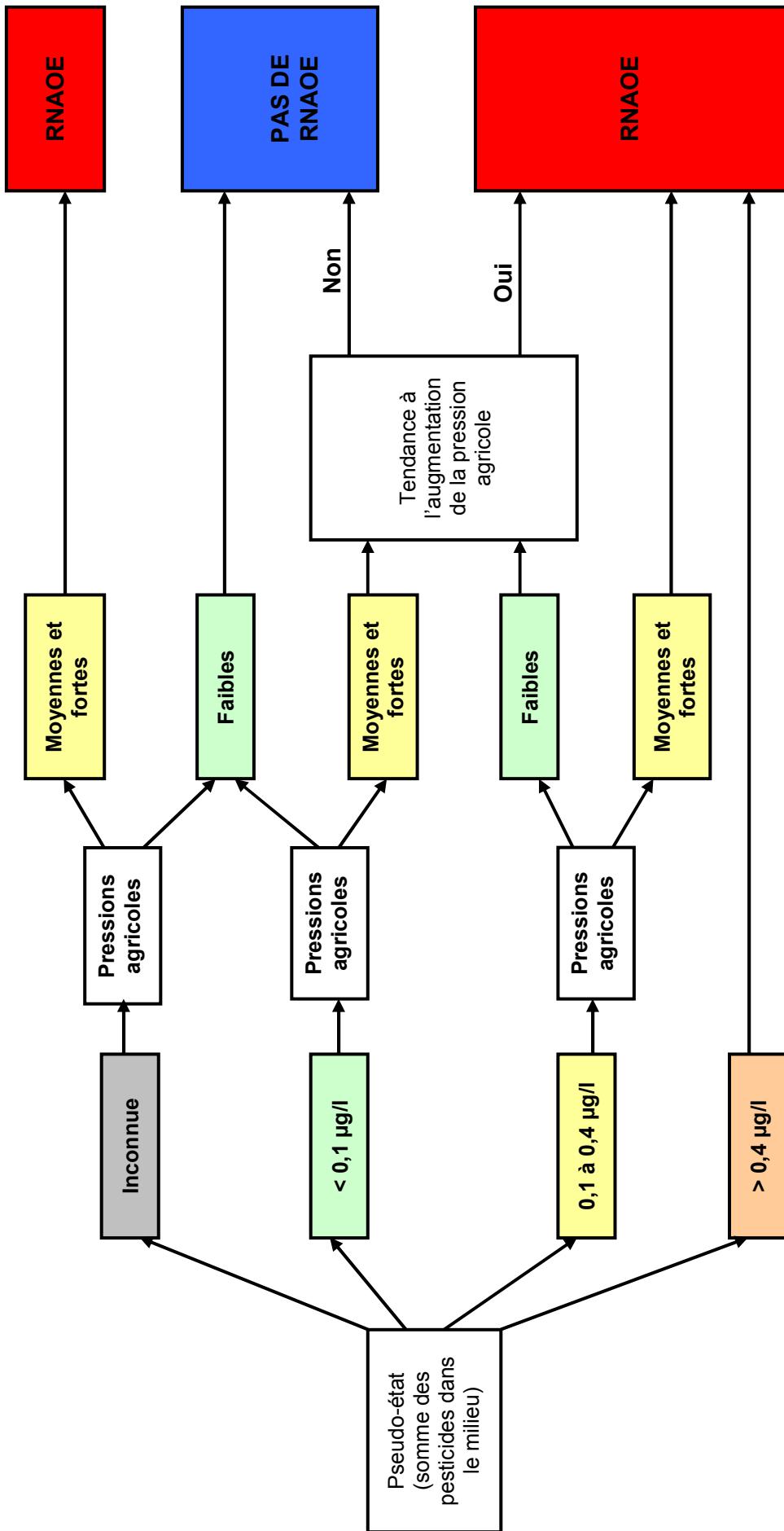
À partir de la base de données nationale BASOL, le lien a été établi entre chaque site BASOL et la masse d'eau concernée. En outre, la nature de la ou des substance(s) a été précisée.

Les masses d'eau prises en compte dans ce test sont celles qui sont mentionnées dans cette liste comme soumise à des pollutions métalliques issues de site ou sol pollué mentionné dans la base BASOL.

3.1.2.5 Pesticides

Le schéma décisionnel relatif au risque pour les pesticides est présenté en Figure 81.

Figure 81 : Evaluation du risque pour les pesticides (cours d'eau et canaux).



Trois étages de tests sont mobilisés pour évaluer le risque « Pesticides » :

1^{er} test : Evaluation du niveau de contamination du milieu (eau) au travers de la concentration totale en pesticides (toutes les molécules, y compris hors état chimique et écologique).

Les seuils de concentration totale en pesticides retenus sont les suivants :

- 0,1 µg/l, correspondant au seuil potabilité pour une molécule : il est ici appliqué pour le paramètres « somme des pesticides » ;
- 0,4 µg/l, retenu ici de manière empirique, afin de conserver un équilibre global des volumes de masses d'eau dans chaque catégorie, et ce en cohérence avec le « risque de contamination » évalué par le modèle ARPEGES.

2^{ème} test : Evaluation de l'intensité des pressions agricoles en pesticides.

Les données utilisées sont directement issues du modèle ARPEGES :

- niveau global de risque de contamination faible : pressions agricoles faibles ;
- niveau global de risque de contamination moyen à fort : pressions agricoles moyennes à fortes.

3^{ème} test : Projection sur l'évolution possible, à l'échelle des bassins versants élémentaires, de l'évolution du ratio Surface toujours en herbes (STH) / Surface agricole utile (SAU), dont la diminution est le révélateur d'une pratique de mise en culture (labour) de terres anciennement non labourées (prairies).

Le scénario tendanciel se fonde sur l'hypothèse que les observations faites sur la période 2000 - 2010 se poursuivent sur la période 2011 - 2021.

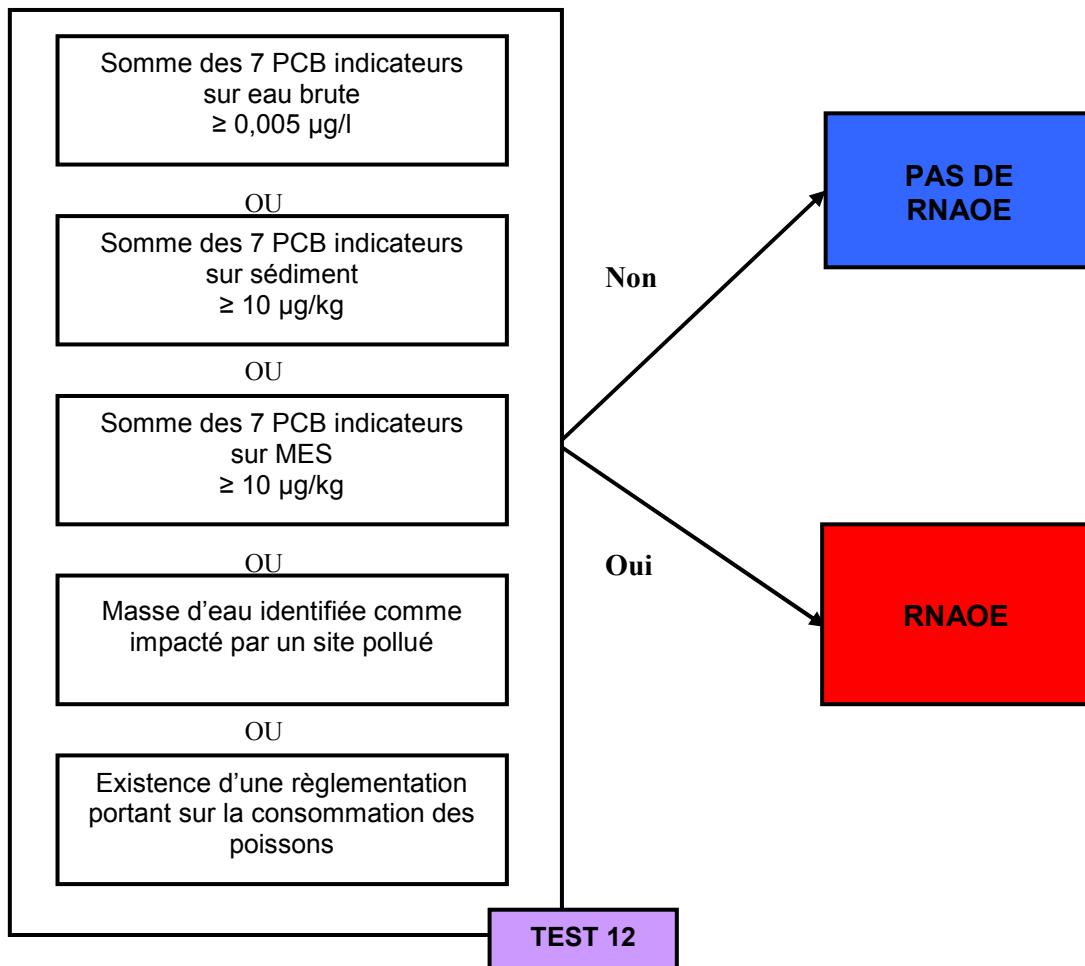
La pression est considérée comme en augmentation significative à l'échelle du bassin versant élémentaire dès lors que la proportion de Surface agricole utile (SAU) sur l'ensemble du bassin est supérieure à 25 % et que le ratio STH / SAU diminue de 10 %, ou plus, sur la période 2000 - 2010.

3.1.2.6 Polychlorobiphényles (PCB)

Le schéma décisionnel relatif au risque pour les PCB est présenté en Figure 82.

En application des directives et arrêtés en vigueur au moment de l'élaboration de l'état des lieux, les PCB ne comptent pas encore parmi les molécules prises en compte ni pour l'état chimique, ni pour l'état écologique. Les PCB sont néanmoins des substances candidates à l'intégration dans l'état chimique, au moins à titre de « substances à surveiller ». Le guide pour la mise à jour de l'état des lieux préconise de prendre en compte cette situation pour évaluer le risque.

Figure 82 : Evaluation du risque pour les PCB (cours d'eau et canaux).



Dès lors qu'une seule des conditions suivantes est remplie, la masse d'eau est considérée comme à risque vis-à-vis des PCB :

- si la concentration dans l'eau brute de la somme des 7 PCB indicateurs²³ ≥ 0,005 µg/l
Ce seuil est fixé empiriquement sur la base de la Norme de qualité environnementale (NQE) provisoire fixée par la circulaire du 7 mai 2007²⁴ à 0,001 µg/l par congénère.

- si la concentration dans le sédiment de la somme des 7 PCB indicateurs ≥ 10 µg/kg
Ce seuil est issu du programme national PCB fixant la première classe de contamination à 10 µg/kg de matière sèche.

- si la concentration dans les Matières en suspension (MES) de la somme des 7 PCB indicateurs ≥ 10 µg/kg.

En l'absence de référence sur les MES, le seuil proposé est identique au sédiment.

²³ La somme des PCB indicateurs (paramètre SANDRE 7431) est composé de : PCB28 (1239) + PCB52 (1241) + PCB101 (1242) + PCB118 (1243) + PCB138 (1244) + PCB153 (1245) + PCB180 (1246)

²⁴ Circulaire définissant les « normes de qualité environnementale provisoires (NQE_p) » des 41 substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ainsi que des substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau

- si la masse d'eau identifiée comme impactée par un site pollué.

A partir de la base de données nationale BASOL, le lien a été établi entre chaque site BASOL et la masse d'eau concernée. En outre, la nature de la ou des substance(s) a été précisée (voir chapitre 3, paragraphe 2.3.5. « Les sites et sols pollués et sites industriels historiques (BASOL et BASIAS), page 124).

Les masses d'eau prises en compte dans ce test sont celles qui sont mentionnées dans cette liste comme soumise à des pollutions métalliques issues de site ou sol pollué mentionné dans la base BASOL.

- si la masse d'eau visée par une réglementation de restriction de la consommation de poissons

Sur la base des arrêtés existants, toute masse d'eau visée sur une partie significative de son linéaire (au moins 20 %) par une restriction de consommation des poissons (hors anguille), est considérée comme le siège d'une contamination avérée en PCB et identifiée comme à risque.

En raison du caractère migrateur de l'anguille, il n'est pas possible d'établir une relation directe entre la contamination des tissus d'un individu avec le niveau de contamination du milieu dans lequel il a été pêché. Les restrictions sur l'anguille ne sont donc pas prises en compte pour établir un risque PCB.

Les textes pris en compte sont :

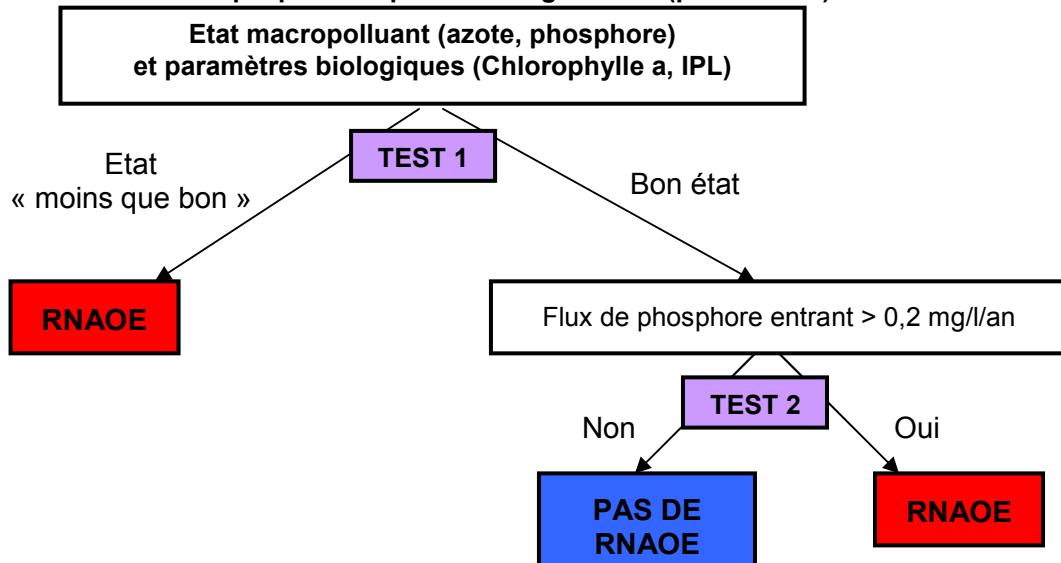
- **l'arrêté préfectoral du 20/09/2011** relatif au département du Haut-Rhin ;
- **l'arrêté inter-préfectoral du 22/09/2011** relatif au bassin Moselle-Sarre ;
- **l'arrêté préfectoral du 16/12/2011** relatif au département du Bas-Rhin.

3.1.3 Evaluation du RNAOE pour les masses d'eau plans d'eau

3.1.3.1 Paramètres généraux

Le schéma décisionnel relatif au risque pour les paramètres généraux est présenté en Figure 83.

Figure 83 : Evaluation du risque pour les paramètres généraux (plans d'eau).



Test 1 : l'état « paramètre généraux » ou l'état biologique « phytoplancton » est-il au-delà des seuils du bon état ?

Les données sources sont celles de :

- l'état paramètres généraux de la masse d'eau ;
- l'état des indicateurs chlorophylle a et, pour les lacs naturels uniquement, l'Indice phytoplancton lacustre (IPL).

Les valeurs possibles sont les suivantes :

- état 1 ou 2 = « bon ou très bon » ;
- état 3, 4 ou 5 = « moyen ou pire » ;
- état 0 (inconnu).

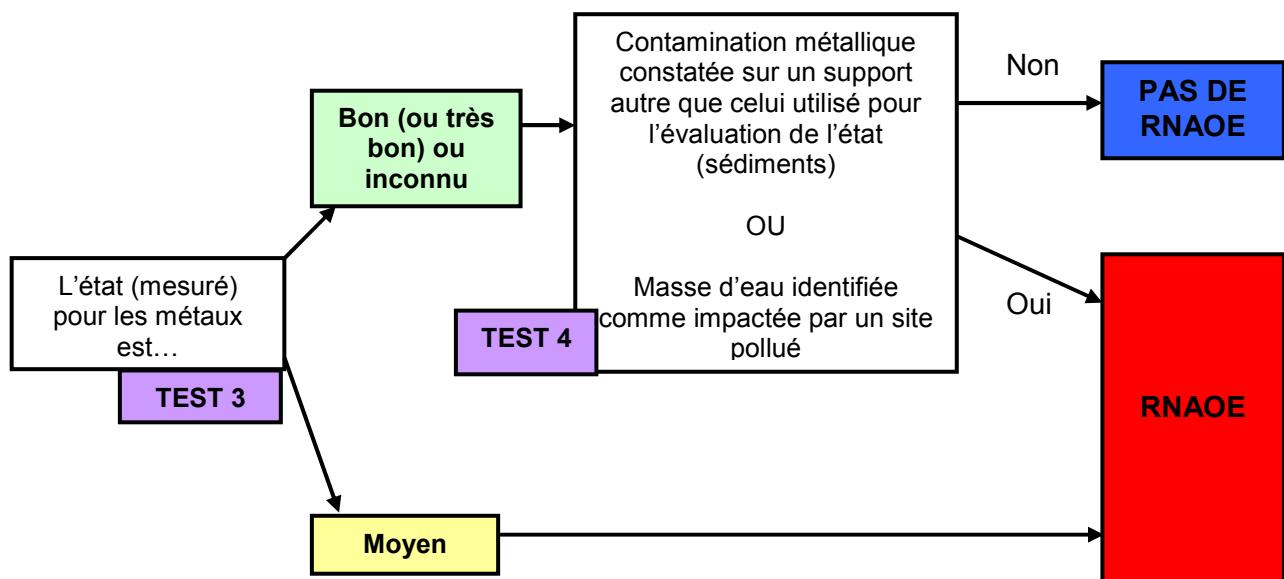
Test 2 : le flux de phosphore entrant dans le plan d'eau, rapporté au volume total du plan d'eau, est-il supérieur ou égal à 0,2 mg/l/an ?

Cette étape consiste en une approche qualitative sur les pressions. La somme des flux entrant potentiellement dans la masse d'eau est effectuée. La méthode de calcul du flux entrant de phosphore est détaillée dans le chapitre 3, paragraphe 2.5. «Pressions s'exerçant sur les masses d'eau « plans d'eau », page 144, du présent document.

3.1.3.2 Métaux

Le schéma décisionnel relatif au risque pour les métaux est présenté en Figure 84.

Figure 84 : Evaluation du risque pour les métaux (plans d'eau).



Les tests 3 et 4 sont conduits de manière strictement identique aux tests 8 et 9 pour les rivières et canaux.

Toutefois, en l'absence de références suffisantes relatives à des masses d'eau « notoirement » contaminées, et de comparaison possible à celles-ci, les seuils de contamination sédimentaires sont issus des propositions du Système d'évaluation de la qualité (SEQ) Plans d'eau (juin 2003), elles-mêmes reprises du Système d'évaluation de la qualité (SEQ) Eaux cours d'eau V2.

Le seuil « jaune / orange », tiré de la PEC (« Probable effect concentration ») proposée par MACDONALD et al. (2000) sert ici de guide pour détecter les plans d'eau présentant probablement une contamination métallique. Ces seuils sont rassemblés dans la Figure 85.

Figure 85 : Seuils de contamination sédimentaires pour les métaux.

Substances	PEC en mg/kg (seuil jaune/orange du SEQ Plans d'eau)
As	33
Cd	5
Cr	110
Cu	140
Hg	1
Ni	48
Pb	120
Zn	460

3.1.3.3 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Le schéma décisionnel relatif au risque pour les HAP est présenté en Figure 86.

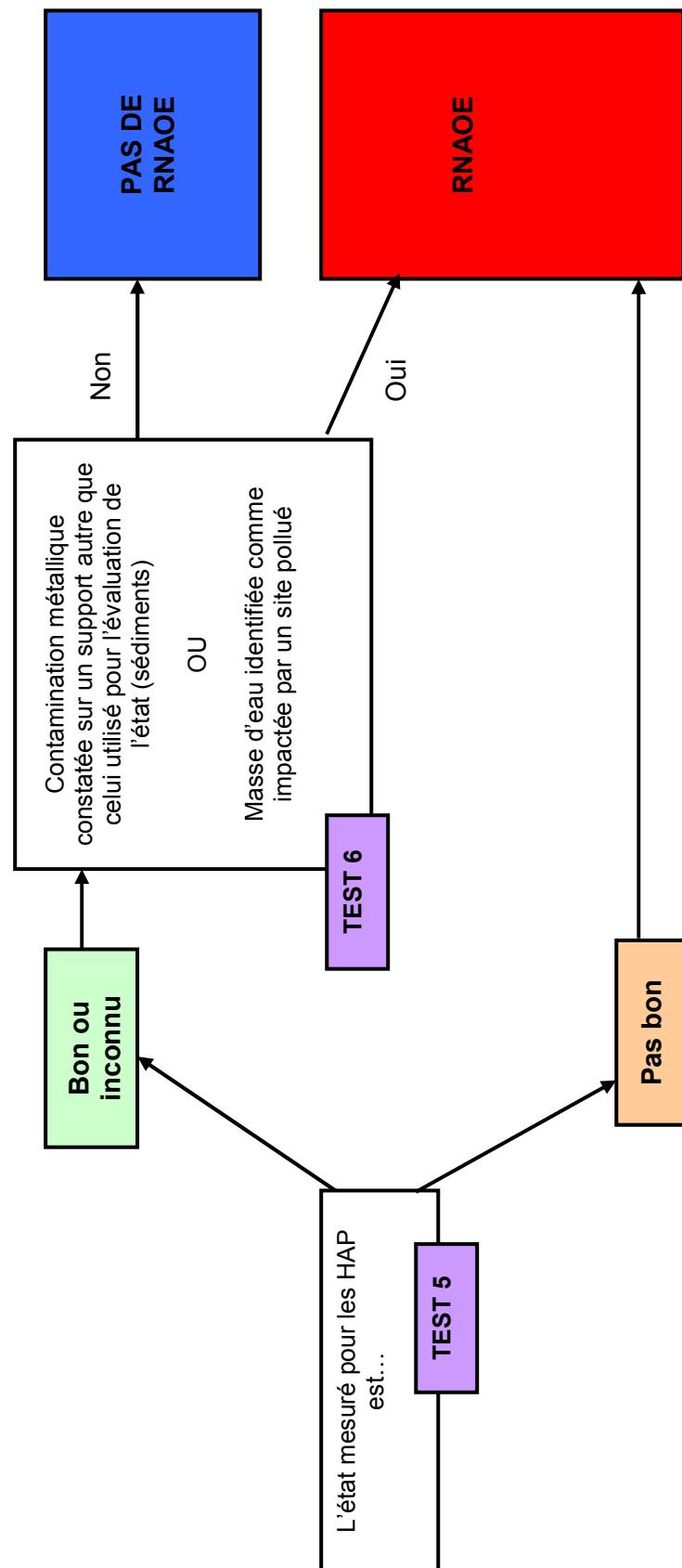


Figure 86 : Evaluation du risque pour les HAP (plans d'eau).

Les tests 5 et 6 sont conduits de manière strictement identique aux tests 10 et 11 pour les rivières et canaux.

Toutefois, en l'absence de références suffisantes relatives à des masses d'eau « notoirement » contaminées, et de comparaison possible à celles-ci, les seuils de contamination sédimentaires sont issus des propositions du Système d'évaluation de la qualité (SEQ) Plans d'eau elles-mêmes reprises du Système d'évaluation de la qualité (SEQ) Eaux cours d'eau V2.

Le seuil « jaune / orange », tiré du PEL (« Probable effect level ») proposé par GARRIC *et al.* (1998) sert ici de guide pour détecter les plans d'eau présentant probablement une contamination par les HAP. Ces seuils sont rassemblés dans la Figure 87.

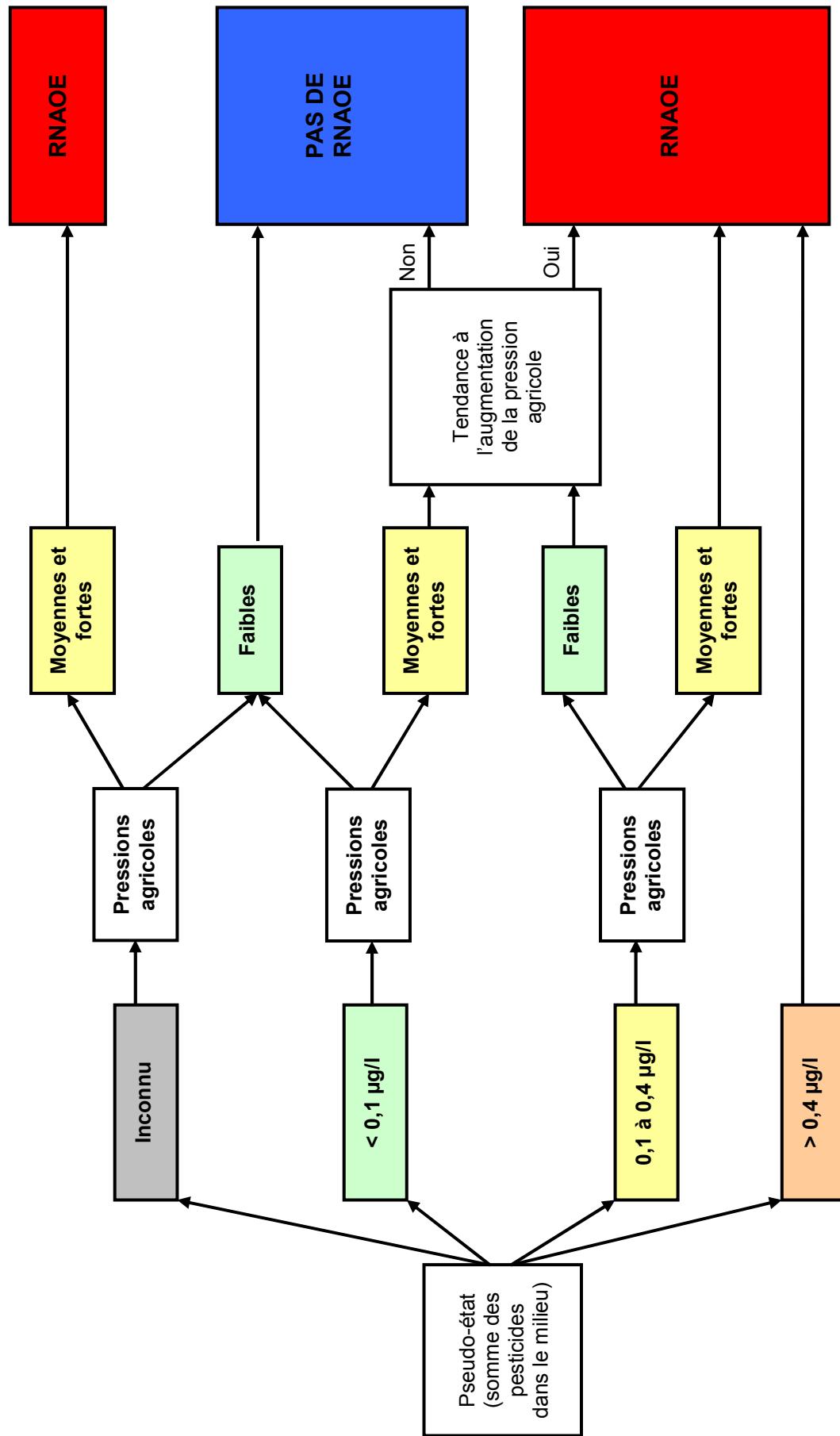
Figure 87 : Seuils de contamination sédimentaires pour les HAP.

Substances	PEL en µg/kg (seuil jaune/orange du SEQ Plans d'eau)
Benzo(a)pyrène	750
Anthracène	7 500
Benzo(b)fluoranthène	7 500
Benzo(ghi)pérylène	7 500
Benzo(k)fluoranthène	7 500
Fluoranthène	7 500
Indéni(1,2,3,-cd)pyrène	7 500
Naphtalène	7 500

3.1.3.4 Pesticides

Le schéma décisionnel relatif au risque pour les pesticides est présenté en Figure 88.

Figure 88 : Evaluation du risque pour les pesticides (plans d'eau).

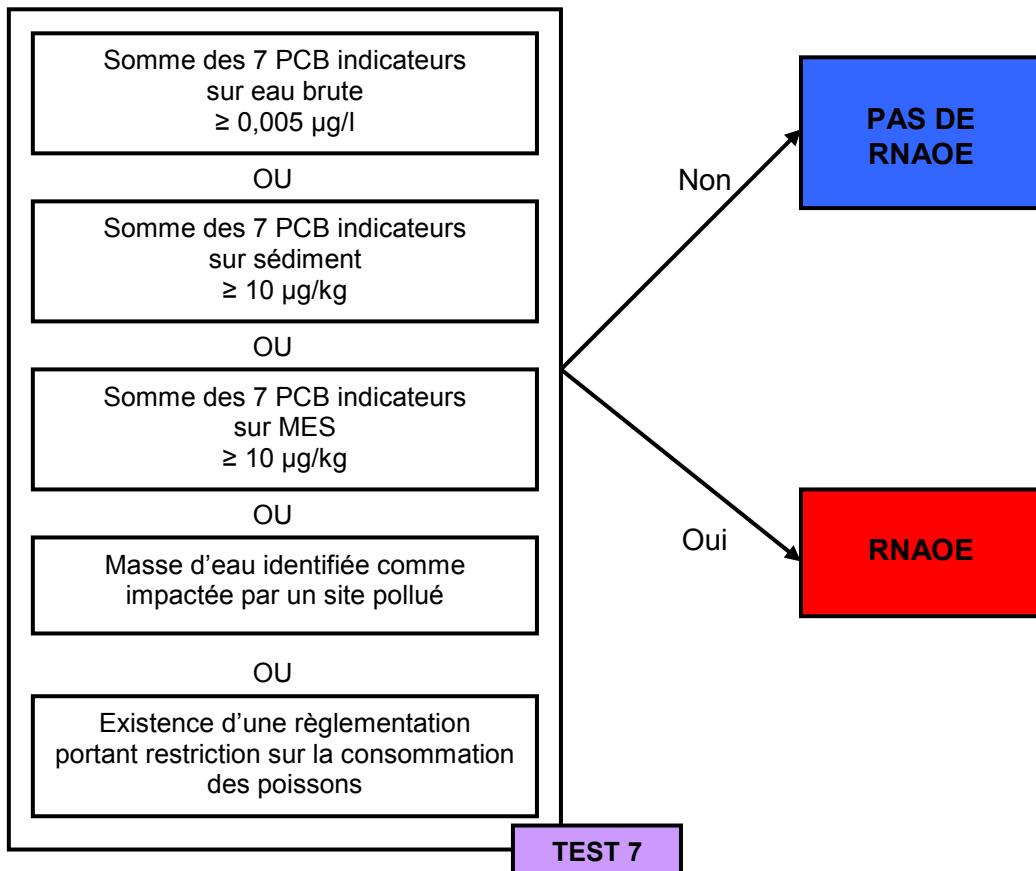


Les tests sont conduits de manière strictement identique à ceux mis en œuvre pour les rivières et canaux.

3.1.3.5 Polychlorobiphényles (PCB)

Le schéma décisionnel relatif au risque pour les HAP est présenté en Figure 89.

Figure 89 : Evaluation du risque pour les PCB (plans d'eau).



Le test 7 est conduit de manière strictement identique au test 12 pour les rivières et canaux.

3.1.3.6 Hydromorphologie

À défaut d'outils de diagnostic disponibles et éprouvés relatifs aux pressions hydromorphologiques exercées directement sur les plans d'eau, il n'est raisonnablement pas possible de diagnostiquer le risque correspondant.

Des outils sont en cours de développement au niveau national et devraient permettre de combler ces manques dans le prochain cycle DCE.

3.1.4 Récapitulatif de l'évaluation du RNAOE pour les eaux de surface

Figure 90 : Principes généraux pour la définition des mesures à mettre en place à partir de l'état mesuré et des pressions, pour les eaux de surface.

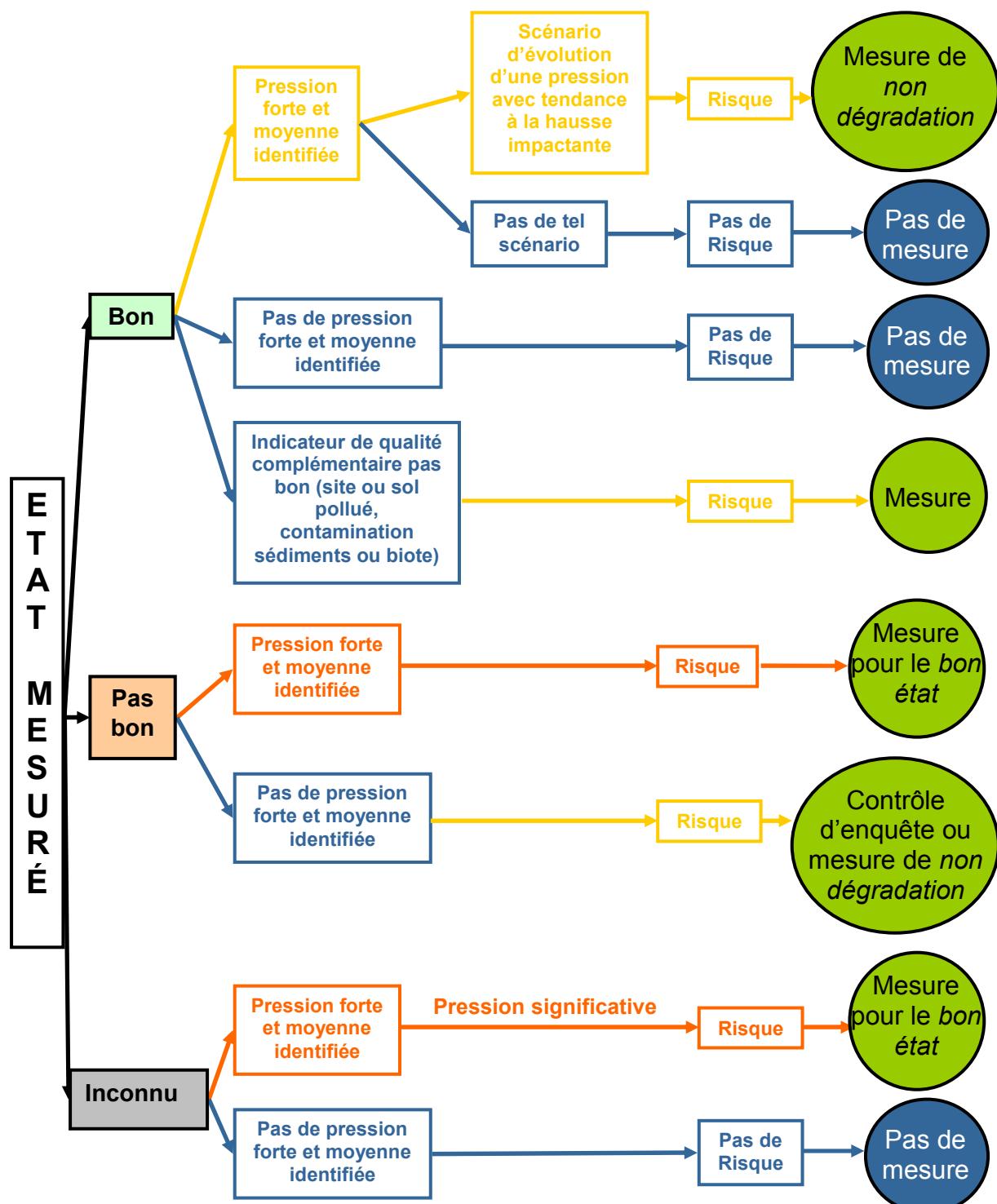
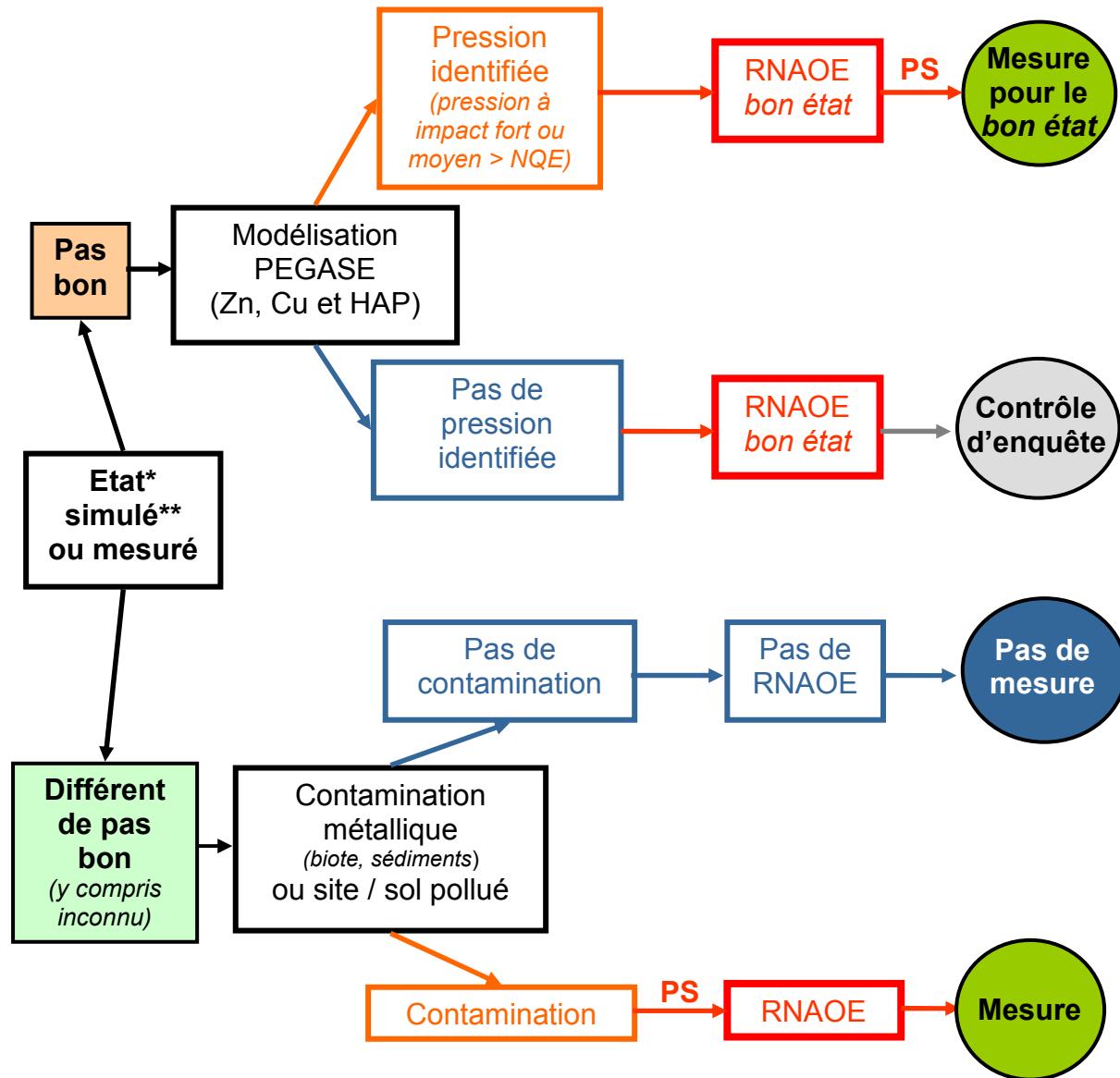


Figure 91 : Evaluation du Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) pour les métaux et les HAP, pour les eaux de surface.



* Pour l'état écologique, métaux (zinc, cuivre, arsenic et chrome) ; pour l'état chimique, métaux (plomb, nickel, mercure, cadmium) + HAP

** Etat simulé pour le cuivre et le zinc

Figure 92 : Evaluation du Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) pour l'hydromorphologie, pour les eaux de surface.

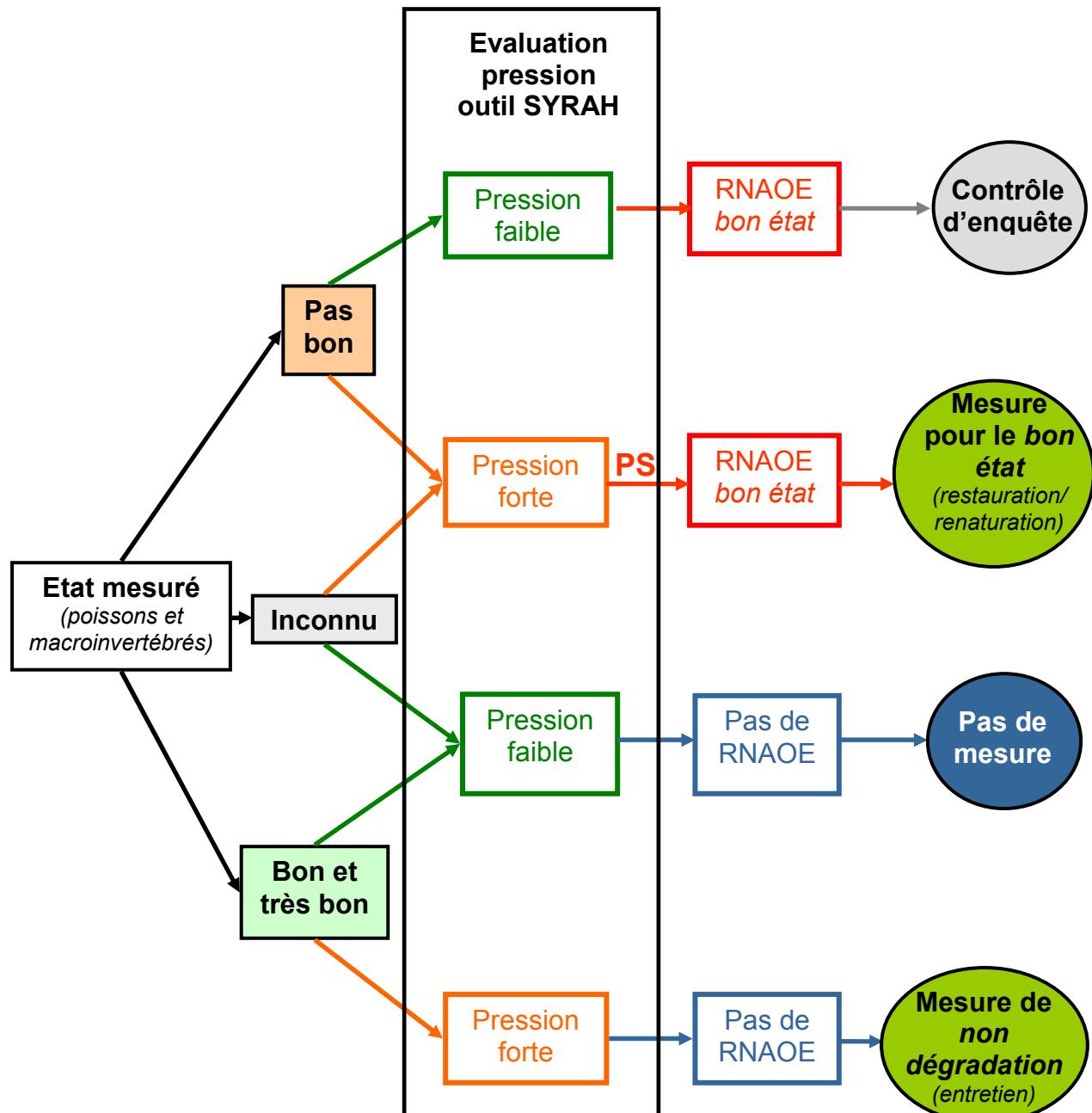
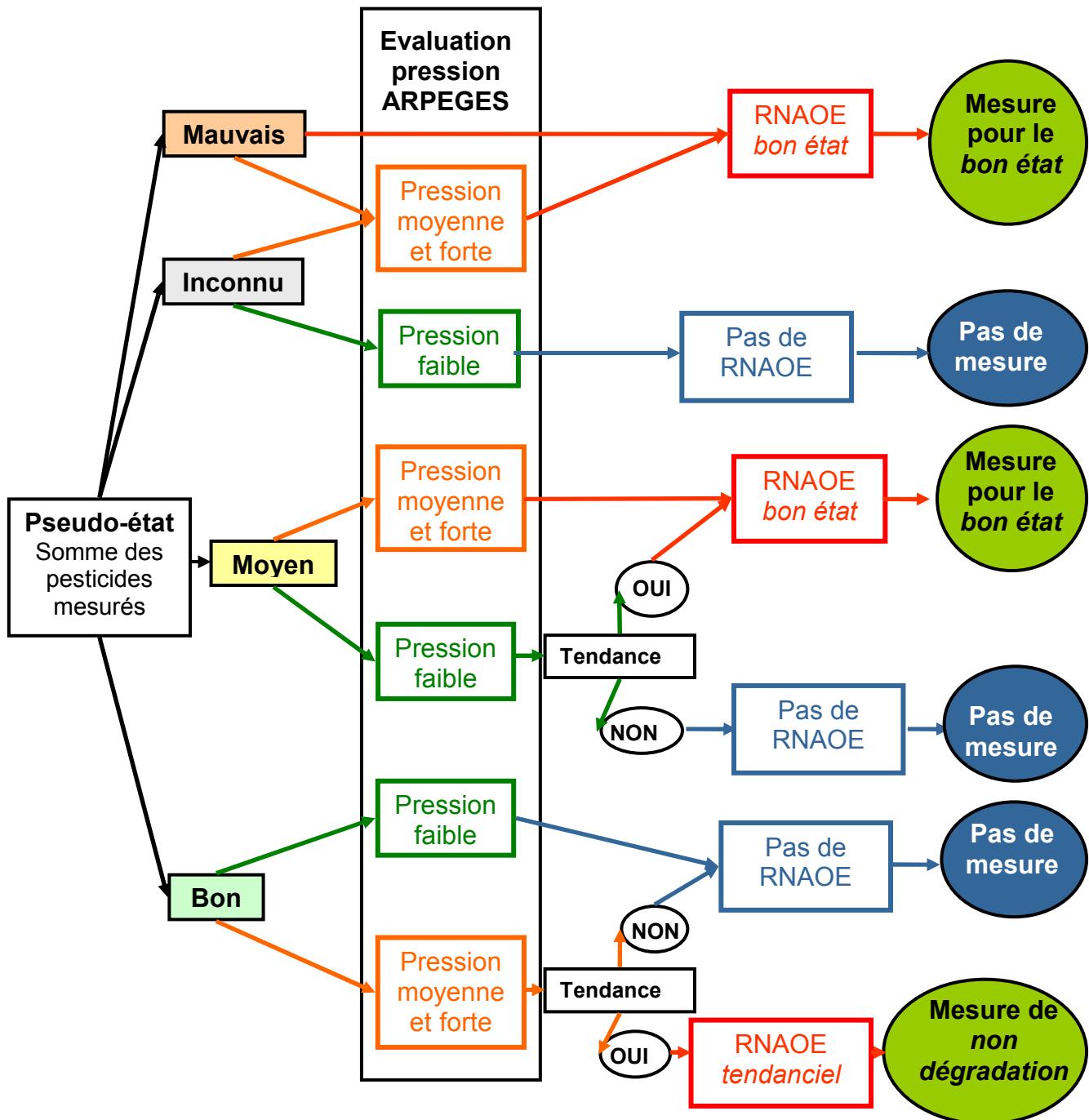


Figure 93 : Evaluation du Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) pour l'hydromorphologie, pour les eaux de surface.



3.2 Les principes d'évaluation du RNAOE 2021 pour les masses d'eau souterraine

La logique d'évaluation du risque de non-atteinte des objectifs environnementaux en 2021 est détaillée dans l'**annexe F** « Éléments détaillés de méthode pour l'appréciation du RNAOE des eaux souterraines » du guide de mise à jour de l'État des lieux (DEB, 2012).

3.2.1 Le risque de non-atteinte des objectifs de bon état quantitatif en 2021

L'**annexe F** de ce guide précise que le risque lié à l'état quantitatif d'une masse d'eau souterraine en 2021 sera issu :

- de son état actuel : état initial constaté en 2011, lui-même généré par les effets retardés des pressions du passé et par celui des pressions actuelles ;
- de l'impact des pressions futures qu'elles subiront, résultant des scénarios tendanciels retenus.

Concernant l'équilibre entre les prélèvements et la recharge, la logique d'évaluation du risque retenue pour l'appréciation de la non-atteinte du bon état quantitatif en 2021 est résumée dans la Figure 94.

Figure 94 : Evaluation du risque retenue pour l'appréciation de la non-atteinte du bon état quantitatif en 2021.

		ETAT INITIAL constaté de la masse d'eau en 2011			
		DESEQUILIBRE		PAS EN DESEQUILIBRE	
Tendance de la PRESSION de prélèvements à l'horizon 2021	Baisse	"Spontanée"	significative	Pas de RNAOE 2021	Pas de RNAOE 2021
			non significative	RNAOE 2021	
		"Non spontanée"	significative	Pas de RNAOE 2021	
			non significative	RNAOE 2021	
	Stabilité	RNAOE 2021			Pas de RNAOE
	Augmentation	RNAOE 2021			significative RNAOE 2021
		RNAOE 2021			non significative Pas de RNAOE 2021

En outre, si l'appréciation du risque quantitatif de non-atteinte du bon état en 2021 doit concerner l'ensemble de la masse d'eau souterraine, il est possible de travailler par secteur. En effet, le guide précise que « *dans le cas où il existerait des déséquilibres locaux avérés, il faudra alors sectoriser la démarche en identifiant des secteurs particuliers de la masse d'eau. On signalera cette hétérogénéité de l'état quantitatif de la masse d'eau et on pourra différencier des secteurs présentant des comportements homogènes vis-à-vis de l'état quantitatif.* ».

Par ailleurs, « *les prélèvements ne doivent pas entraîner de risque d'invasion d'eau salée* ». Le guide national ne fournit pas de clé de classement. Or, en s'appuyant les éléments à prendre en compte pour évaluer le risque, notamment la notion d'impact des pressions futures, il a été considéré que dans le cas où il y a des chlorures en fortes teneurs dans une masse d'eau de surface en lien avec une masse d'eau souterraine, il faut évaluer si la tendance de la pression des prélèvements dans la masse d'eau souterraine peut entraîner un risque d'intrusion salée.

3.2.2 Le risque de non-atteinte des objectifs de bon état chimique en 2021

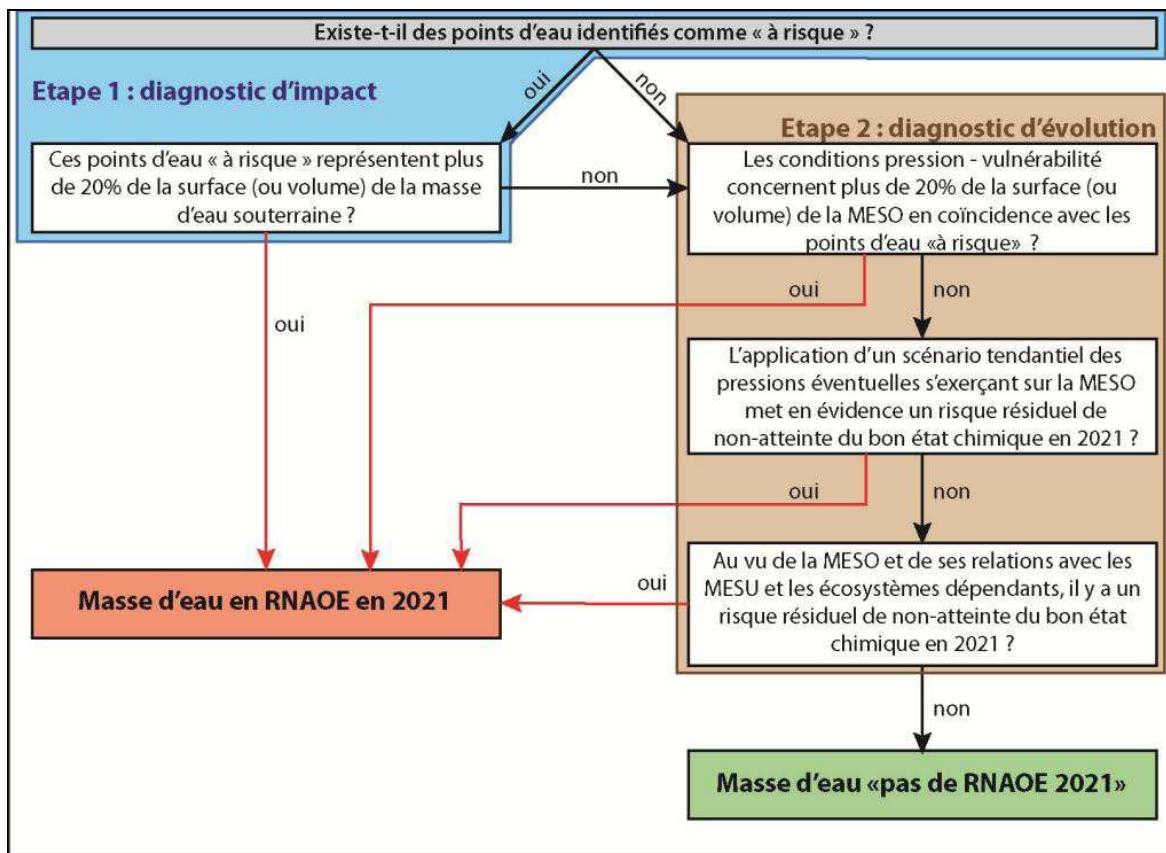
Pour les masses d'eau souterraine, l'objectif de bon état assigné aux masses d'eau se double d'un objectif général de non-dégradation de la qualité de l'eau souterraine. Cet objectif impose de n'avoir aucune tendance à la hausse significative et durable de la concentration d'un polluant donné dans l'eau.

La méthode d'évaluation du risque « qualitatif » est une démarche dichotomique à mener pour chaque paramètre.

Elle consiste, pour chaque paramètre considéré, et selon la méthodologie résumée dans la Figure 95Figure 95 :

- à exploiter les résultats des mesures chimiques effectuées sur les points de contrôle des différents réseaux surveillance (RCS, RCO et autres) de la qualité des eaux souterraines, afin de caractériser les points à risque ;
- à croiser ces informations avec les pressions actuelles, la vulnérabilité intrinsèque et le comportement de la masse d'eau.

Figure 95 : Principe d'évaluation du risque de non-atteinte des objectifs du bon état chimique et de l'absence de tendances à la hausse pour un polluant donné.



Par ailleurs, compte-tenu de l'inertie des eaux souterraines, une masse d'eau classée en mauvais état est déclarée à risque.

La méthodologie nationale d'identification a été adaptée sur le bassin Rhin-Meuse pour tenir compte des données disponibles pour chaque paramètre. Les valeurs des seuils ont été fixées en prenant en compte 80 % des seuils des normes pour l'Alimentation en Eau Potable (AEP). Elle est détaillée dans les paragraphes suivants.

3.2.2.1 Méthode d'évaluation du RNAOE pour le paramètre « nitrates »

Il s'agit tout d'abord d'identifier, au sein des masses d'eau, les points d'eau « à risque ».

Pour le paramètre nitrates, un point est à risque si :

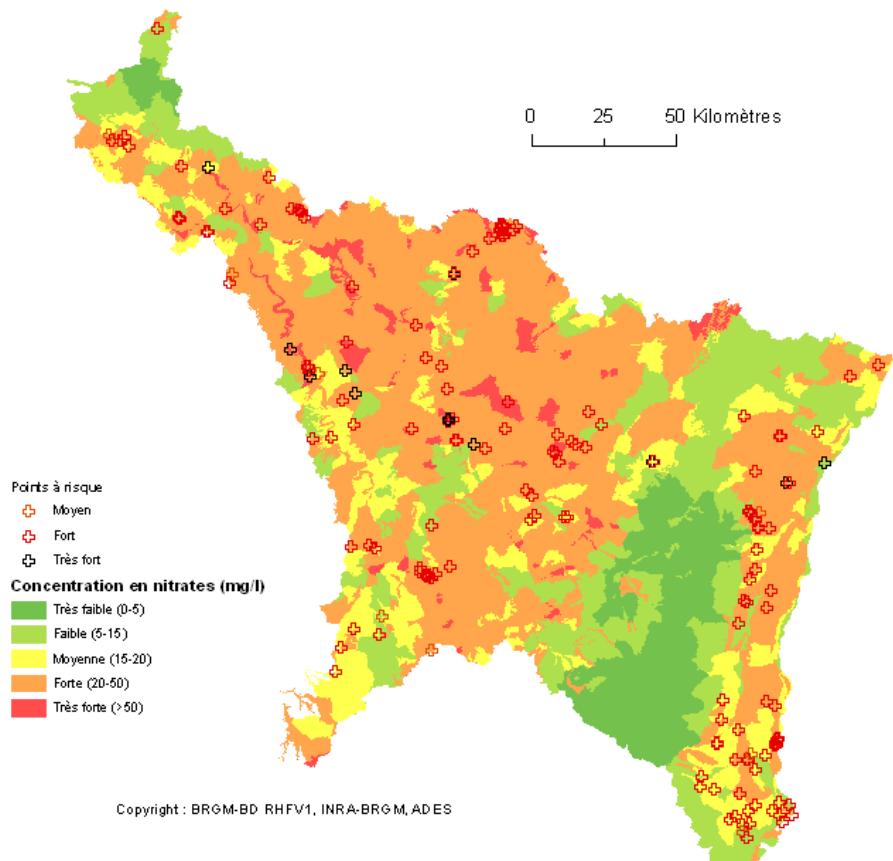
- la moyenne des moyennes annuelle sur la période 2007 - 2011 est supérieure à 40 mg/l (risque très fort), ou ;
- cette moyenne est comprise entre 25 et 40 mg/l et la fréquence de dépassement de 40 mg/l est supérieure à 20 % (risque fort), ou ;
- cette moyenne est comprise entre 25 et 40 mg/l et la tendance d'évolution conduira à un dépassement de la valeur de 40 mg/l en 2021 (risque moyen).

Puis, il s'agit d'évaluer si les conditions de pression vulnérabilité en lien avec ces points à risque concernent plus de 20 % de la superficie de la masse d'eau. Si plus de 20 % de la superficie de la masse d'eau est à pression forte ou très forte, la masse d'eau est à risque.

Les conditions de pression vulnérabilité ont été fournies par les travaux BRGM / INRA (PINSON et GOURCY, 2012) (voir chapitre 3, paragraphe 2.1.6. « Pollutions diffuses d'origine agricole », page 88).

La Figure 96 présente les classes de pression en coïncidence avec les points à risque déterminées par un travail de calage. En effet, les classes de concentration en nitrates ont été ajustées pour que les zones de pression nitrates soient cohérentes avec la répartition des points à risque.

Figure 96 : Points à risque et pression « nitrates ».



3.2.2.2 Méthode d'évaluation du RNAOE pour le paramètre « phytosanitaires »

À la différence des nitrates, les couches de pression vulnérabilité disponibles au niveau national ne permettent pas de discriminer les zones à pression forte des districts Rhin et Meuse.

Par ailleurs, les tendances d'évolutions ne sont pas disponibles pour les phytosanitaires.

Seuls les points d'eau « à risque » conduisent à établir le risque de la masse d'eau.

Pour les phytosanitaires, un point est à risque si :

- la moyenne des moyennes annuelle sur la période 2007 - 2011 est supérieure à 0,1 µg/l (risque très fort), ou ;
- cette moyenne est comprise entre 0,05 et 0,1 µg/l et la fréquence de dépassement de 0,1 µg/l est supérieure à 20 % (risque fort), ou ;
- cette moyenne est inférieure à 0,05 µg/l et la fréquence de dépassement de 0,05 µg/l est supérieure à 20 % (risque moyen).

À noter que l'ensemble des points de surveillance disposant de données qualité disponibles dans la banque nationale d'Accès aux données sur les eaux souterraines (ADES) a été pris en compte, sans nombre minimum d'analyse. C'est-à-dire que la même méthode a été appliquée à l'ensemble des points de surveillance, quel que soit le nombre de données disponibles. Cela permet de prendre en compte les résultats des inventaires régionaux réalisés en 2009 - 2010 (une analyse sur environ 2 000 points).

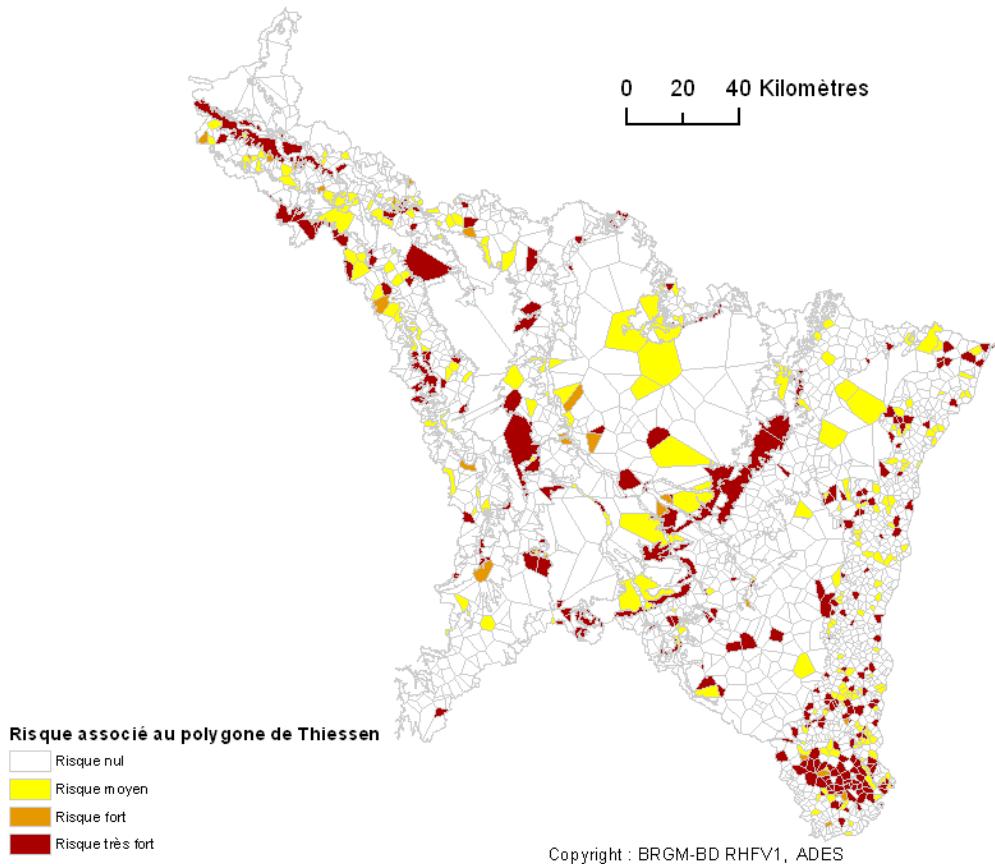
Si la surface représentée par les points à risque représente plus de 20 % de la superficie de la masse d'eau, la masse d'eau est déclarée à risque.

La méthode de sectorisation de Thiessen²⁵ a été utilisée pour définir la surface de représentativité de chaque point de surveillance (voir chapitre 2, paragraphe 2. Méthodologie de détermination de l'état des masses d'eau souterraine, page 47).

La surface dégradée correspond à la somme des surfaces de représentativité de chaque point à risque (voir Figure 97).

²⁵ Sur la base du réseau de l'ensemble des points de surveillance disposant de données qualité (eaux brute et distribuée).

Figure 97 : Résultat de l'évaluation du RNAOE pour le paramètre « phytosanitaires ».



3.2.2.3 Méthode d'évaluation du RNAOE pour les autres polluants

Pour les autres polluants pour lesquels aucune couche de pressions n'est disponible, la méthodologie suivante a été appliquée.

Un point est à risque si :

- la moyenne des moyennes annuelle sur la période 2007 - 2011 est supérieure à 75 % du seuil DCE (risque très fort), ou ;
- cette moyenne est comprise entre 50 % du seuil et 75 % du seuil DCE et la fréquence de dépassement de 75 % du seuil DCE est supérieure à 20 % (risque fort), ou ;
- cette moyenne est inférieure à 50 % du seuil et la fréquence de dépassement de la valeur de 50 % du seuil DCE est supérieure à 20 % (risque moyen).

À noter que l'ensemble des points de surveillance disposant de données qualité disponibles dans la banque nationale d'Accès aux données sur les eaux souterraines (ADES) a été pris en compte, sans nombre minimum d'analyse. C'est-à-dire que la même méthode a été appliqués à l'ensemble des points de surveillance, quelque soit le nombre de données disponibles. Cela permet de prendre en compte les résultats des inventaires régionaux réalisés en 2009 - 2010 (une analyse sur environ 2 000 points), mais aussi les données issues des autocontrôles auxquels sont soumis certains sites industriels.

Si la surface représentée par les points à risque représente plus de 20 % de la superficie de la masse d'eau, la masse d'eau est déclarée à risque. Cette surface a été appréciée à dire d'experts.

Chapitre 4

Aspects économiques

1 Évaluation de l'importance de l'eau pour les activités économiques

L'**article 5 de la DCE** demande à ce que chaque État-membre réalise sur la partie du district située sur son territoire, une analyse économique de l'utilisation de l'eau. Le contenu de cette analyse est précisé, pour l'État français, par l'**article R.212-3 du Code de l'environnement**.

Elle rassemble :

- une description des activités dont les effets sur l'état des eaux ont un impact économique significatif ;
- une présentation des modalités de tarification des services collectifs de distribution d'eau et des prix moyens constatés ;
- une estimation, par district, en distinguant au moins les activités industrielles, agricoles et domestiques, des dépenses et recette relatives à l'approvisionnement en eau et à l'épuration des rejets ;
- une évaluation des coûts que représentent pour l'environnement et la ressource en eau, l'altération par les activités humaines de l'état des eaux ;
- les modalités de prise en charge des coûts liés à l'utilisation de l'eau et de répartition de ceux-ci entre les différents usagers de l'eau et les personnes ayant un impact significatif sur l'état des eaux en différenciant au moins le secteur industriel et artisanal, du secteur agricole et des usages domestiques.

L'objectif de cette caractérisation est de décrire l'ensemble des activités humaines générant des pressions significatives sur les milieux aquatiques.

Une actualisation des données figurant dans l'État des lieux 2005 et concernant les trois principaux usages que sont les ménages, les activités industrielles et artisanales et les activités agricoles pour les districts du Rhin et de la Meuse est effectuée.

1.1 Usage domestique

Les données utilisées pour caractériser l'usage domestique de l'eau sont extraites de fichiers informatiques de l'Institut national de la statistique et des études économiques (INSEE). L'année de référence est l'année 2009.

Cet usage sera caractérisé, et ceci pour chacun des districts du Rhin et de la Meuse, par :

- le nombre d'habitants ;
- la densité de population ;
- sa répartition sur le territoire concerné ;
- le prix de l'eau ;
- les prélevements d'eau à destination de la population.

1.2 Usage industriel et artisanal

Les activités industrielles et artisanales seront notamment décrites par :

- le nombre de sites industriels et d'entreprises artisanales ;
- la répartition des activités par type d'activité ;
- les chiffres d'affaires des différents secteurs d'activités ;
- les prélèvements en eau du secteur.

Ces informations seront collectées auprès des bases de données de l'INSEE (année de référence 2011) excepté pour les prélèvements (données des Redevances de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse).

Un point sur les activités appartenant au service tertiaire sera également réalisé via l'utilisation de données INSEE 2011.

1.3 Usage agricole

Les données agricoles sont issues du recensement agricole de 2010. La caractérisation des districts est décrite principalement par :

- le nombre d'exploitations ;
- la répartition par territoire et orientations technico-économiques ;
- les effectifs salariés ;
- la répartition de la Surface agricole utile (SAU), surface de terres irriguées, surface de terres drainées ;
- le chiffre d'affaires du secteur ;
- une estimation du volume d'eau consommé par le bétail (estimation de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse).

1.4 Autres usages

En complément, une synthèse est proposée concernant :

- les activités nautiques liées à l'eau : pêche, baignade, sports nautiques, etc. Les données sont issues de la base de données communiquée par le Ministère des sports. L'année référence est 2010 ;
- les activités de navigation. La source des données est Voies navigables de France (VNF) et l'année de référence est 2010.

2 Récupération des coûts par catégorie d'usagers

L'objectif de cette analyse est de rendre compte à l'échelle de chaque district (Rhin et Meuse) du niveau de récupération des coûts des services liés à l'utilisation de l'eau, y compris les coûts pour l'environnement et les ressources (**article 9 de la DCE**).

2.1 Généralités

Pour réaliser cette analyse, l'Agence de l'eau Rhin-Meuse a fait appel au bureau d'études Ernst & Young. Il a été chargé de réaliser cette étude concernant la récupération des coûts entre septembre 2012 et janvier 2013. L'analyse a été réalisée sur la base de la moyenne des années du IX^{ème} programme de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse (exceptée l'année 2012) afin de lisser les écarts inter-annuels.

Cette étude a concerné quatre secteurs :

- les ménages ;
- le secteur industriel, hors Activité de production assimilée domestique (APAD) ;
- les Activité de production assimilée domestique (APAD) ;
- le secteur agricole.

Pour chacun des secteurs, une analyse des coûts supportés et des transferts financiers entre acteurs a été réalisée.

2.2 Usage domestique (ménages)

Le coût financier complet des services collectifs Alimentation en eau potable (AEP) et assainissement s'effectue en additionnant la consommation de capital fixe (CCF) aux coûts d'investissement et de fonctionnement des différents ouvrages. Les dépenses en compte propre pour l'assainissement non collectif (ANC) ont également été intégrées dans l'analyse.

Pour les transferts financiers, ont été pris en compte : les aides reçues et redevances versées à l'Agence de l'eau, les aides des Conseils généraux et régionaux, les transferts du budget général vers les budgets annexes eau et assainissement, les transferts via la taxe Voies navigables de France (VNF), les transferts en provenance du monde agricole correspondant au service rendu à la collectivité pour l'épandage des boues (équivaut à une économie apportée à la facture d'eau des ménages), les transferts en provenance de l'environnement correspondant aux contributions engagées pour la restauration des milieux naturels.

2.3 Usage industriel

Les coûts des services d'eau et d'assainissement pour l'industrie comprennent les coûts de fonctionnement, les coûts d'investissement et la consommation de capital fixe des services publics d'eau et d'assainissement. Il faut ajouter à cela les coûts de l'approvisionnement propre des industriels raccordés. Enfin, les coûts pour l'épuration autonome ont également été pris en compte.

Concernant les transferts financiers, sont intégrés à l'analyse : les subventions versées par les conseils généraux et régionaux, les transferts du budget général vers les budgets annexes eau et assainissement, les transferts via la taxe VNF, les transferts via le système aides – redevances de l'Agence de l'eau, les transferts en provenance du monde agricole pour l'épandage des boues.

2.4 Usage agricole

Les coûts des services d'eau et d'assainissement pour l'agriculture sont calculés en additionnant les coûts de fonctionnement (coûts liés aux épandages des effluents d'élevages et ceux liés à l'irrigation) et les coûts d'investissement.

S'agissant des transferts financiers, ont été intégrés à l'analyse : les subventions versées par les conseils généraux et régionaux, les transferts via la taxe VNF, les transferts via le système aides – redevances de l'Agence de l'eau, les transferts via l'épandage des boues.

2.5 Présentation des résultats

L'analyse fait l'objet de trois résultats :

- pour chacun des secteurs (district Rhin : secteur de travail Moselle-Sarre et secteur de travail Rhin supérieur, et district Meuse), un taux de récupération des coûts a été calculé (selon la formule appliquée dans le document du SDAGE 2009) et comparé aux résultats du cycle précédent en fournissant des explications de l'évolution observée. Pour cela, Ernst & Young s'est basé sur les études de 2006 (BIPE) et de 2009 (ECODECISION) qui ont permis de constituer le SDAGE 2009 ;
- les transferts financiers ont été calculés entre les ménages, le secteur industriel (en distinguant les APAD) et le secteur agricole et les autres secteurs économiques pour les six grandes catégories (contributeurs et/ou bénéficiaires) : les ménages, le secteur de l'industrie (en distinguant les APAD), les agriculteurs, les contribuables et l'environnement.
- Les transferts financiers estimés ont également été comparés aux résultats obtenus lors du cycle DCE précédent. Ces transferts financiers ont été effectués, d'une part, utilisateur par utilisateur (ménages, industries hors APAD, APAD et agriculture) et, d'autre part, sous forme de tableaux et schémas récapitulatifs tels que ceux intégrés dans le SDAGE 2009.

3 Tarification (prix de l'eau)

Un zoom rapide sur les différents modes de gestion et la tarification de l'eau sur le bassin Rhin-Meuse est également réalisé.

Les données présentées sont calculées sur la base d'une facturation moyenne de 120 m³/an. Les prix sont calculés pour l'année 2009 en euros courants hors taxes et sont pondérés par la population de chaque commune. Les données proviennent de l'observatoire des Services publics d'eau et d'assainissement (SISPEA).

Une déclinaison par district (et sous-secteur DCE pour le district Rhin) est aussi effectuée.

Chapitre 5

Références

ADAM M., CAUCANAS G., FOUREL G., LARREA M., PAVIOT O., PLISSONNEAU-DUQUENNE M., RUFFIEUX C., SYLVESTRE G., VIEL N. et D. BANAS, 2010-2011. L'assèc en étang piscicole extensif : une pratique utile ? ENSAIA, Nancy université INPL.

AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE (AERM), DELEGATION DE BASSIN RHIN-MEUSE (DBRM), 1998-1999. Catalogue des débits mensuels d'étiage et des modules – Bassin de la Moselle amont, 239 pages.

AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE (AERM), 2000. Notice d'utilisation de la fiche de description du milieu physique.

AGENCE DE L'EAU SEINE-NORMANDIE, 2010. Protection et gestion des rivières du secteur Seine-aval » guide technique. Mai 2010.

AZAÏS C., 2013. Inventaire des émissions, pertes et rejets sur le bassin Rhin-Meuse. Rapport de stage de fin d'études, Spécialisation Management des Risques et Environnement. Agence de l'eau Rhin-Meuse, École des mines d'Alès. 62 pages.

BARBE J., SCHLUMBERGER O. et N. BOURETZ, 1999. Utilisation du phytoplancton pour estimer la production piscicole potentielle des étangs. Bull.Fr. Pêche piscic. 355 p387-402.

BAUDOIN J.-M., BURGUN V., CHANSEAU M., LARINIER M., OVIDIO M., SREMSKI W., STEINBACH P. et B. VOEGTLE, 2013. Informations sur la Continuité Ecologique "ICE". Principes et méthodes de construction du système d'évaluation du franchissement des obstacles par l'Ichtyofaune. Collection Guides et Protocoles. ONEMA. 193 pages.

BAUDOIN J.-M. et K. KREUTZENBERGER, 2012. Indicateur de fragmentation théorique des milieux aquatiques – Contexte, Méthodologie et Descriptif du contenu - Version 0.3, ONEMA, - Avril 2012.

BLUHM J., 2012. Caractérisation des pressions en nitrates d'origine agricole sur les milieux aquatiques. Rapport de stage de fin d'études, Spécialisation Sciences et Génie de l'environnement. Agence de l'eau Rhin-Meuse, ENSAIA. 38 pages.

CHANDESRIS A., MENGIN N, MALAVOI J.-R., SOUCHON Y., PELLA H. et J.-G. WASSON, 2008. SYstème Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau – Principes et méthodes. Janvier 2008, version V3.1. CEMAGREF, Département Milieux aquatiques, Qualité et Rejets, Laboratoire d'Hydroécologie quantitative. 64 pages et annexes.

CHANDESRIS A., MENGIN N, MALAVOI J.-R., SOUCHON Y. et J.-G. WASSON, 2009. SYstème Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau – Atlas à large échelle. Avril 2009, version V2.0. ONEMA / CEMAGREF, Département Milieux aquatiques, Qualité et Rejets, Laboratoire d'Hydroécologie quantitative. 58 pages.

COMMUNAUTE EUROPEENNE, 2000. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance document n° 13: Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential.

DANAIS M., 1994. Le myriophylle brésilien en rivière Erdre. Statut-Perspectives-Méthodes de contrôle. Entente pour le développement de l'Erdre Navigable, Nantes, 15 pages.

DIRECTION DE L'EAU ET DE LA BIODIVERSITE (DEB), 2011. Hydromorphologie et actualisation du risque pour la mise à jour de l'État des lieux de la DCE en 2013 – Note de la Direction de l'eau et de la biodiversité Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement – Décembre 2011.

DIRECTION DE L'EAU ET DE LA BIODIVERSITE (DEB), 2012. Guide pour la mise à jour de l'État des lieux – Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, Direction de l'eau et de la biodiversité – Mars 2012 – 124 pages.

DUPAS R. et C. GASCUEL, 2012. Estimation des émissions d'azote d'origine agricole à l'échelle des masses d'eau continentales de surface. INRA. 19 pages.

DUTARTRE A., HAURY J. et A.-M. PLANTY-TABACHI, 1997. Introduction de macrophytes aquatique et riverains dans les hydrossystèmes français métropolitains : essai de bilan , bull.Fr. Pêche piscic, 344/345, p 407-426.

FOOTWAYS, 2012. Développement d'un modèle national pour l'évaluation des risques de contaminations diffuses des milieux aquatiques par les produits phytosanitaires dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau et de mesures de gestion nationale de certaines molécules – Outil A'. Rapport d'étude commanditée par l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques et du Ministère de l'Agriculture et de l'Agroalimentaire et financée dans le cadre du plan EcoPhyto2018. Version 1.1. 54 pages.

GARRIC J., BALIGAND M.-P., FLAMMARION P., GOUT V., MONTUELLE B. et J.-L. ROULIER, 1998. Etude d'établissement de seuils de qualité pour les sédiments. Agence de l'eau Rhin-Meuse, CEMAGREF.

GASPERI, J., ZGHEIB S., CLADIERE M., ROCHER V., MOILLERON R. et G. CHEBBO, 2011. In press. Priority pollutants in urban stormwater: Part 2 - Case of combined sewers, Water Research available online 24 September 2011, ISSN 0043-1354, 10.1016/j.watres.2011.09.041(<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135411005719>).

GAUROY C., TORMOS T., PIFFADY J., BOUGON N., CARLUER N, LE HENAFF G. et V. GOUY, 2012. ARPEGES : Analyse de Risque PEsticides pour la Gestion des Eaux de Surface. Évaluation du risque de contamination par les produits phytosanitaires des masses d'eau de surface. Guides et protocoles. Onema, IRSTEA. 99 pages.

GOUZY A., 2012. Recueil des méthodes de caractérisation des pressions – partie II : Dispositifs de caractérisation des pressions sur les eaux de surface.

HOUDE-FORTIN M.-A. et F. GIBEAULT, 2007. Revue de littérature sur les composantes écologiques du Grand lac de Saint-François – Impact du marnage. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Secteur Faune Québec.

INERIS – ONEMA, 2011. Guide « pressions – impacts » pour la mise à jour de l'état des lieux DCE. Cinq parties. Décembre 2011, version 1.

LOPEZ B., 2011. Evaluation des tendances d'évolutions des concentrations en polluants dans les eaux souterraines - Guide méthodologique. Rapport BRGM, RP-59931-FR. 29 pages.

LOPEZ B., LEYNET A., BLUM A. et N. BARAN, 2011. Evaluation des tendances d'évolutions des concentrations en polluants dans les eaux souterraines - Revue des méthodes statistiques existantes et recommandations pour la mise en œuvre de la DCE. Rapport BRGM, BRGM/RP- 59515-FR. 166 pages.

MACDONALD D.D., INGERSOLL C.G. et T.A. BERGER, 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 39: 20-31.

MADSEN J.D., SUTHERLAND J.W., BLOOMFIELD J.A., EICHLER L.W. et C.W. BOYLEN, 1991. The decline of native vegetation under dense Eurasian Watermilfoil canopies. *J. Aquat. Plant Manage*, 29, 94-99.

MINISTÈRE DE L'ECOLOGIE, DU DEVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'ENERGIE (MEDDE), 2012. Guide d'évaluation de l'état chimique des masses d'eau souterraine et d'établissement des valeurs seuils. Annexe III de la circulaire relative à l'application de l'arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines. NOR : [DEVL1227826C].

OFFICE NATIONAL DE L'EAU ET DES MILIEUX AQUATIQUES (ONEMA), 2012a. Recueil des méthodes de caractérisation des pressions – Partie II : Dispositifs de caractérisation des pressions sur les eaux de surface – ONEMA – Février 2012, V2.

OFFICE NATIONAL DE L'EAU ET DES MILIEUX AQUATIQUES (ONEMA), 2012b. Recueil des méthodes de caractérisation des pressions – ONEMA – Juillet 2012, V3 – 340 pages.

OLDEN J.D. et D.A. JACKSON, 2001. Fish-Habitat Relationships in Lakes : Gaining Predictive and Explanatory Insight by Using Artificial Neural Networks. *Am.Fisheri.Soc.* 130 p. 878-897.

ONEMA – CEMAGREF et AGENCES DE L'EAU, 2010. Système Relationnel d'Audit sur l'Hydromorphologie des Cours d'Eau - SYRAH – CE. Rapport technique, GINGER STRATEGIS, juin 2010. 156 pages.

ORaison F., SOUCHON Y. et VAN IOOY, 2011. Restaurer l'hydromorphologie des cours d'eau et mieux maîtriser les nutriments : une voie commune ? ONEMA-CEMAGREF partenariat 2010.

PINSON S. et L. GOURCY, 2012. Essai d'amélioration de la méthode de prédiction de la concentration en nitrates dans les masses d'eau souterraines de niveau 1. INRA, BRGM. 13 pages.

PORY - AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE (AERM), 2012. Etude d'actualisation des données de caractérisation du milieu physique des cours d'eau sur le bassin Rhin-Meuse. Novembre 2012.

SMITZ J., EVERBECQ E., DELIEGE J.-F., DESCY J.-P., WOLLAST R. et J.-P. VANDERBORGHT, 1997. PÉGASE, une méthodologie et un outil de simulation prévisionnelle pour la gestion de la qualité des eaux de surface. *Tribune de l'Eau*, vol 50 (588), p. 73-82.

SYTSMA M.D. et L.J.W. ANDERSON, 1993. Criteria for assessing Nitrogen and phosphorus deficiency in *Myriophyllum aquaticum*. *J Freshw. Ecol*, 8 155-163.

VALETTE L., CHANDESRIS A., MENGIN N., MALAVOI R., SOUCHON Y. et J.-G. WASSON, 2008. Système Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau – SYRAH CE. Principes et méthodes de la sectorisation hydromorphologique. Février 2008. CEMAGREF, Département Gestion des Milieux Aquatiques, Laboratoire d'Hydroécologie Quantitative. 27 pages.

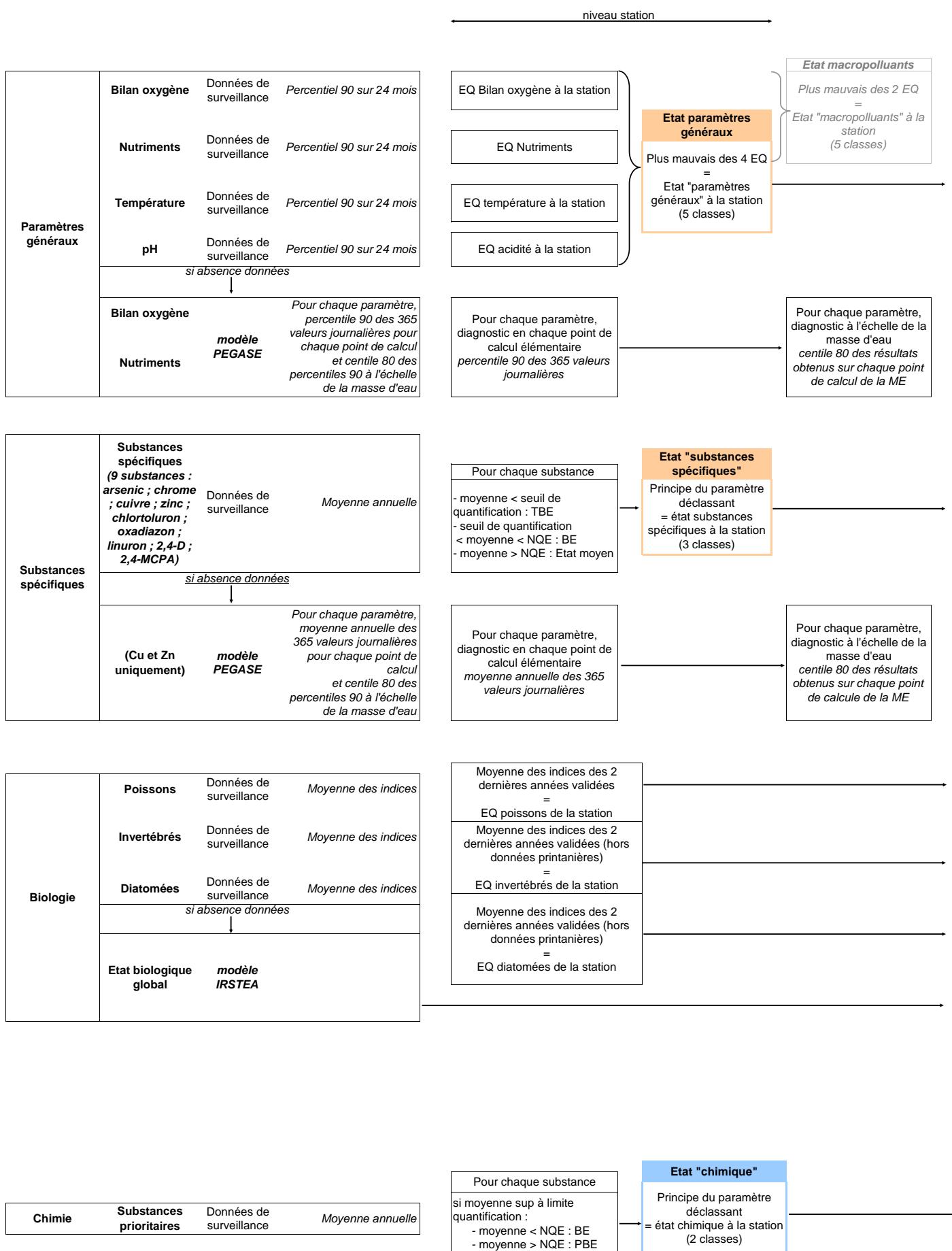
VALETTE L., PIFFADY J., CHANDESRIS A. et Y. SOUCHON, 2012. SYRAH-CE : description des données et modélisation du risque d'altération de l'hydromorphologie des cours d'eau pour l'Etat des lieux DCE. Juillet 2012, rapport final. IRSTEA/ONEMA. 104 pages.

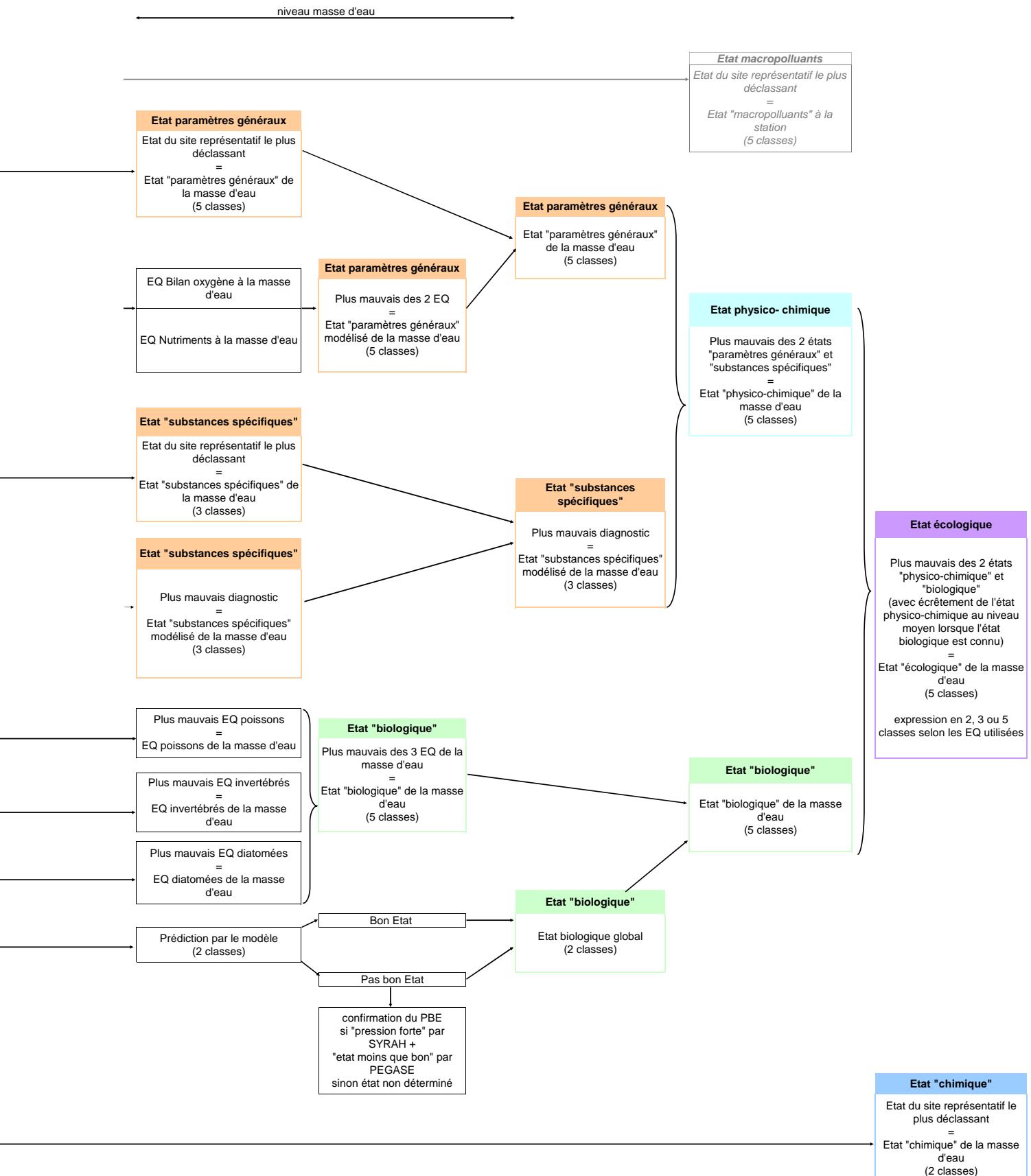
VILLENEUVE B., FERREOL M., VALETTE L., BOUGON N. et T. TORMOS, 2012. Institut national de recherches en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (IRSTEA). Extrapolation spatiale de l'état écologique des masses d'eau et modèles diagnostic. Rapport technique V2. Pôle Hydroécologie des cours d'eau ONEMA-IRSTEA. Disponible sur demande à l'IRSTEA.

Annexe 1

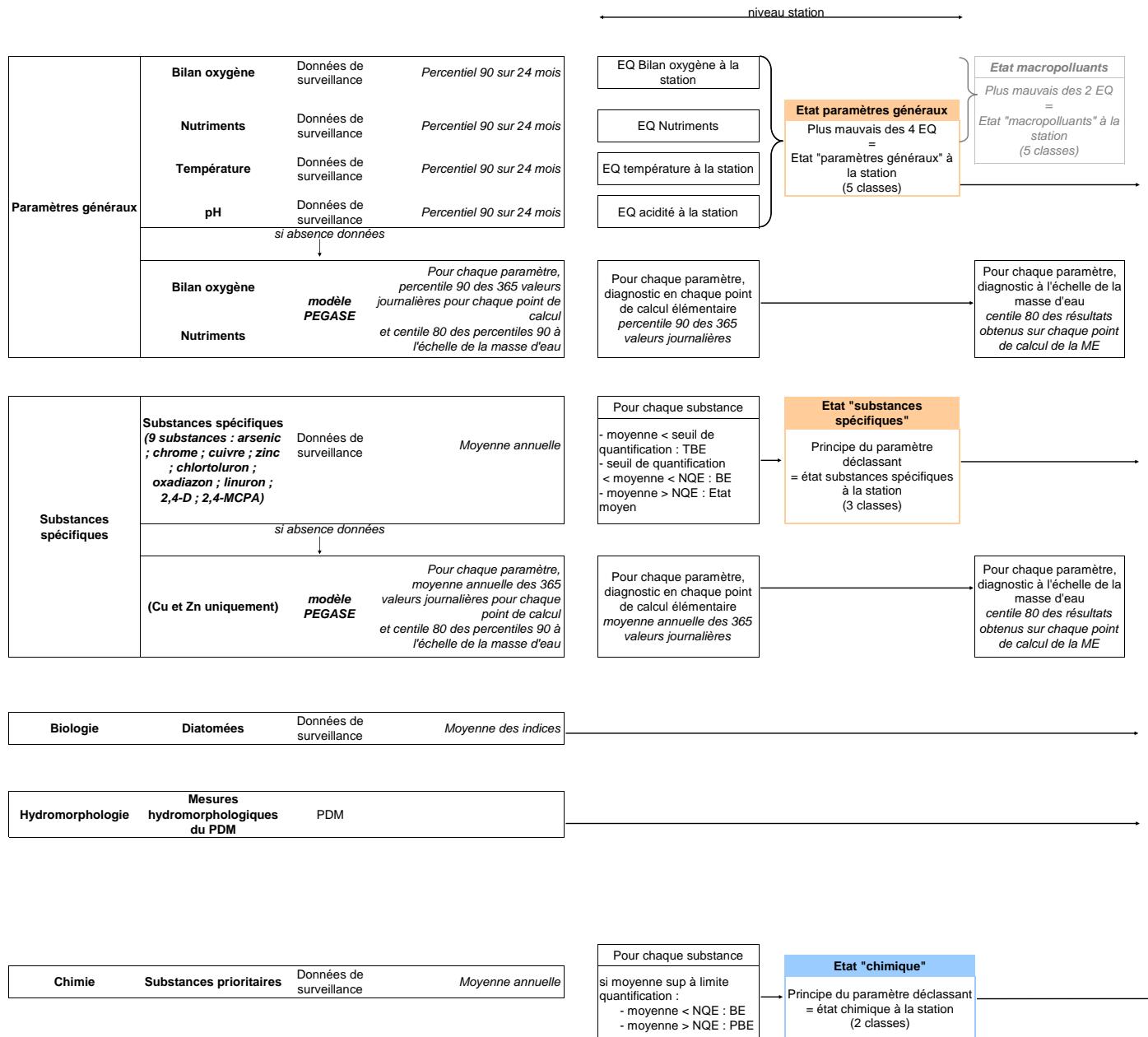
Méthode de détermination de l'évaluation des masses d'eau superficielle et souterraine pour le bassin Rhin-Meuse

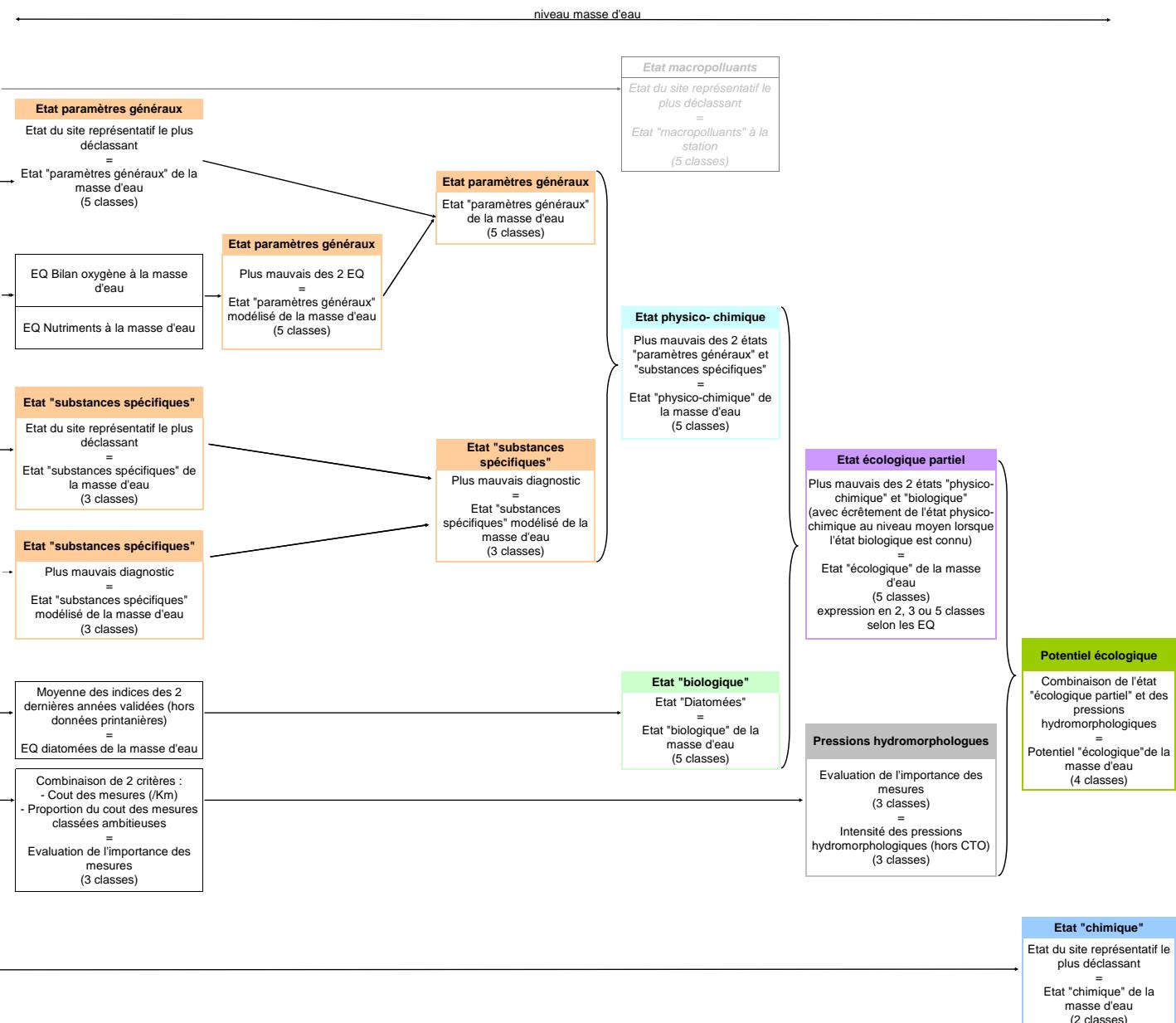
Détermination de l'état des masses d'eau « cours d'eau et canaux ».



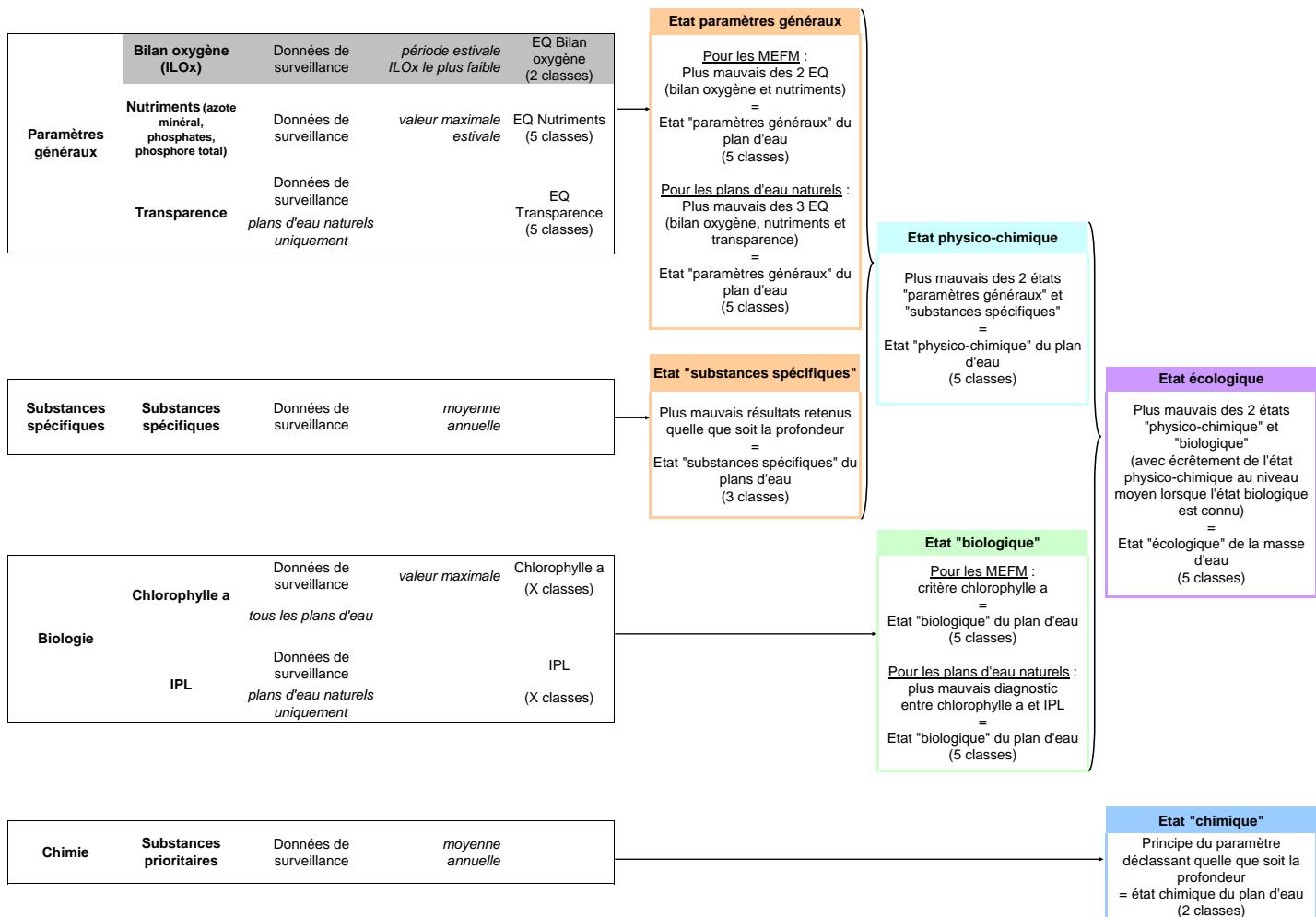


Détermination du potentiel pour les masses d'eau fortement modifiées (MEFM) et les masses d'eau artificielles (MEA).

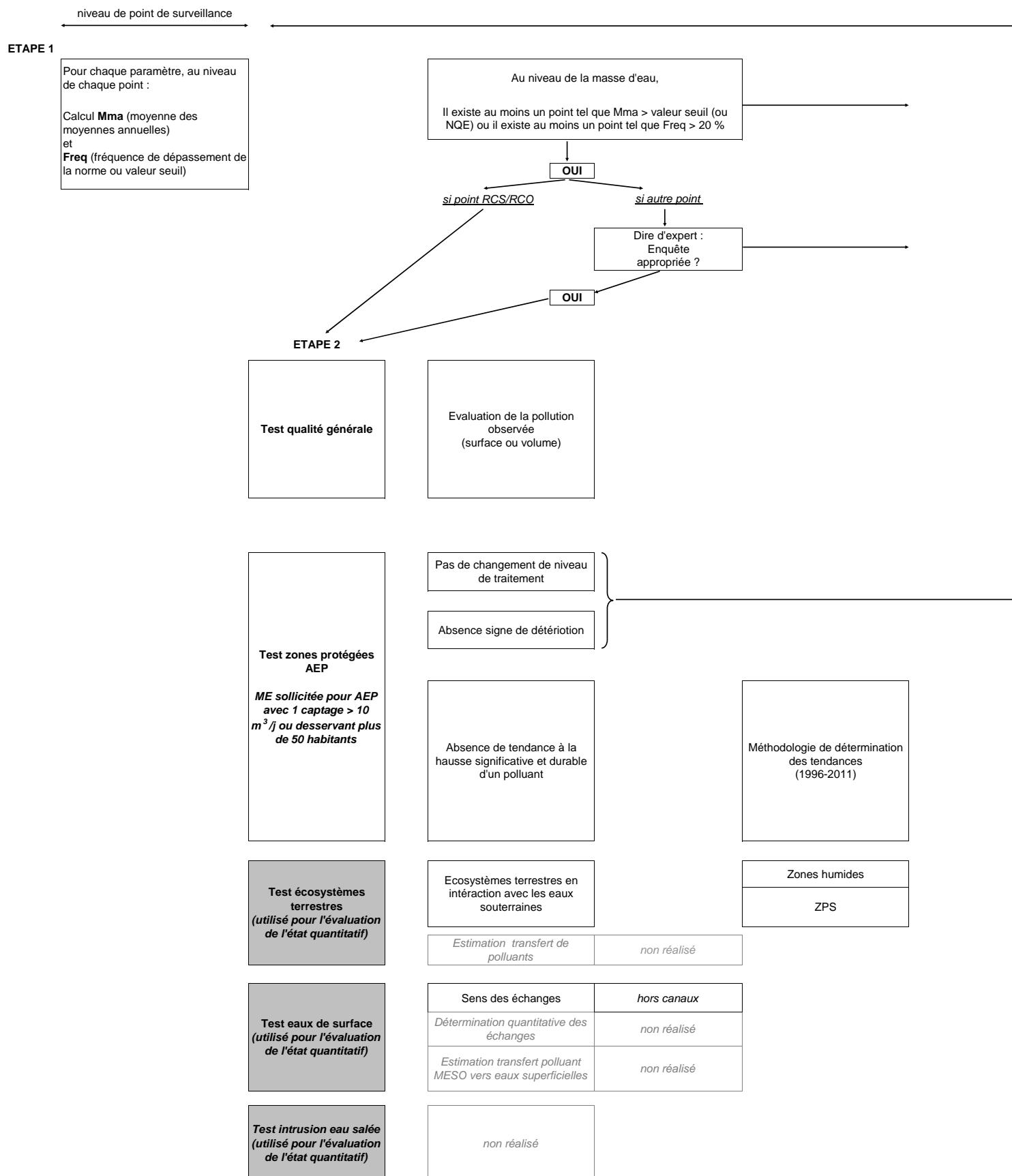


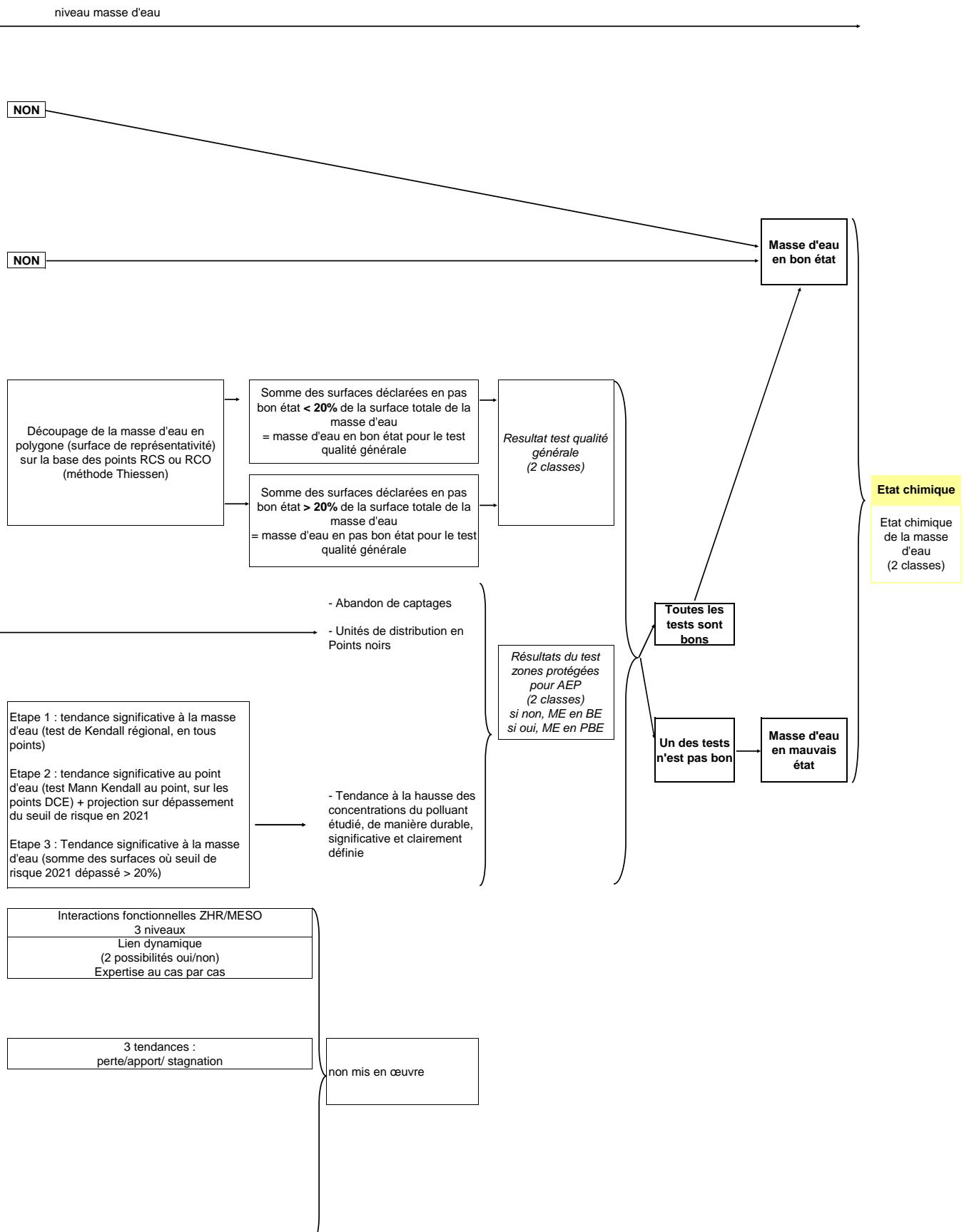


Détermination de l'état des masses d'eau « plans d'eau ».

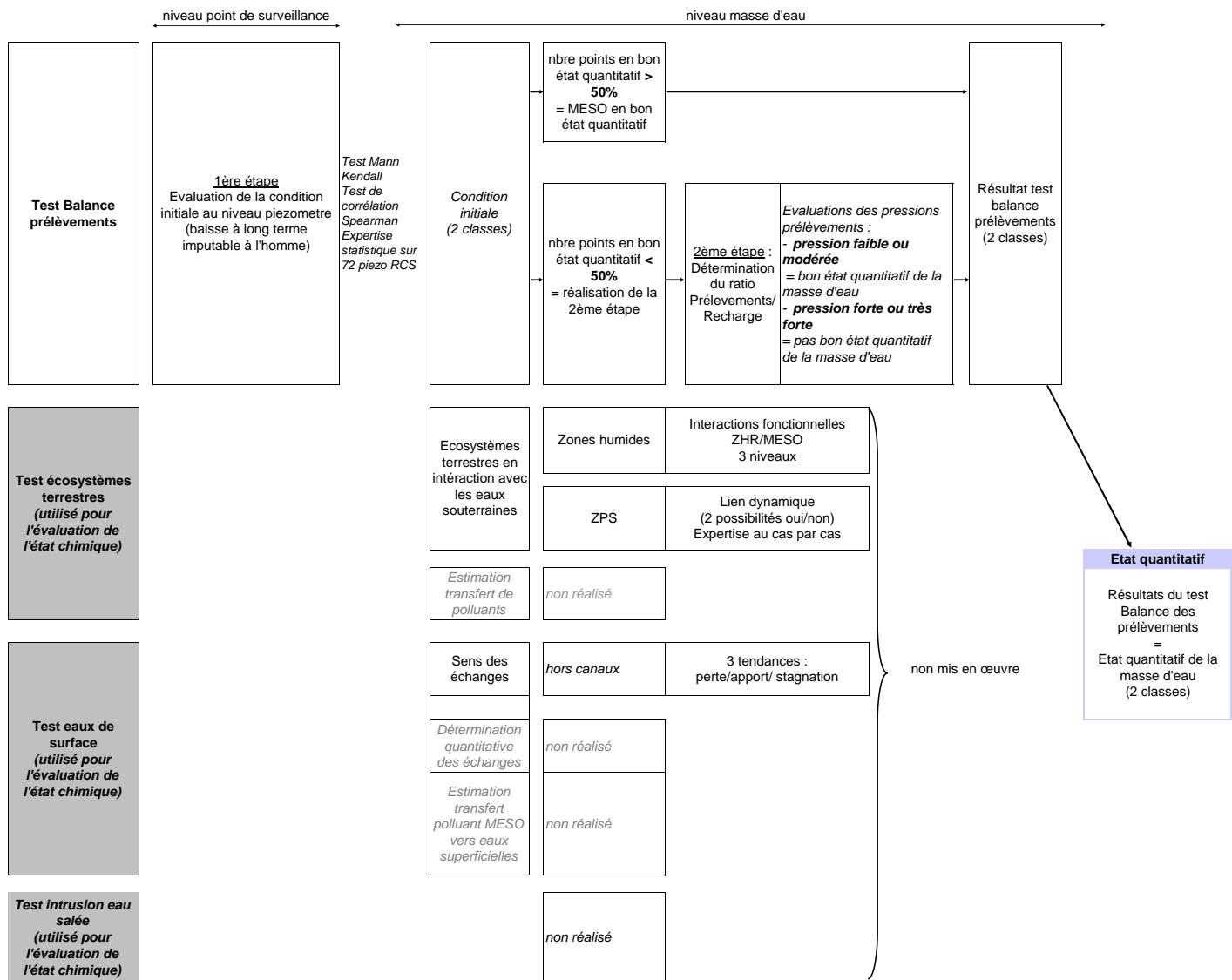


Détermination de l'état chimique des masses d'eau souterraine.





Détermination de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine.



AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE

route de Lessy
Rozérieulles – BP 30019
57161 Moulins-lès-Metz Cedex
Tél : 33 (0)3 87 34 47 00
agence@eau-rhin-meuse.fr
www.eau-rhin-meuse.fr

**DIRECTION RÉGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT,
DE L'AMÉNAGEMENT ET DU LOGEMENT DE LORRAINE
DÉLÉGATION DE BASSIN**

Green Parc - 2 rue Augustin Fresnel
BP 95038
57071 Metz Cedex 03
Tél : 33 (0)3 87 62 81 00
dreal-lorraine@developpement-durable.gouv.fr
www.lorraine.developpement-durable.gouv.fr



ÉTABLISSEMENT PUBLIC DU MINISTÈRE
EN CHARGE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE



www.eau2015-rhin-meuse.fr

Éditeur : agence de l'eau Rhin-Meuse
décembre 2013