

Etat des lieux des sous-bassins hydrographiques

Tome III : méthodologie



Mars 2005

Ministère de la Région wallonne

Direction générale des Ressources naturelles
et de l'Environnement

Observatoire des Eaux de Surface

Novembre 2004

1. Préalable.....	6
1.1. <i>Quelques définitions de la Directive.....</i>	6
2. Délimitation et caractérisation des types de masses d'eau de surface	7
2.1. <i>Contenu de la Directive.....</i>	7
2.2. <i>Descripteurs utilisés en Région wallonne pour établir la typologie des masses d'eau</i>	9
2.2.1. Pour la catégorie « Rivières ».....	9
2.2.1.1. Descripteurs	9
A. Les Régions naturelles.....	9
B. La dimension (superficie) du bassin versant.....	9
C. La pente moyenne.....	9
2.2.1.2. Identification des types de rivières.....	10
2.2.2. Pour la catégorie « Lacs »	10
2.2.2.1. Descripteurs	10
A. Les Régions naturelles.....	11
B. La dimension (superficie) du lac.....	11
C. La profondeur.....	12
2.2.2.2. Identification des types de lacs.....	12
2.3. <i>Délimitation des masses d'eau de surface.....</i>	13
2.4. <i>Identification des masses d'eau fortement modifiées et des masses d'eau artificielles</i>	13
2.4.1. Processus et phases de désignation des masses d'eau fortement modifiées et des masses d'eau artificielles.....	14
2.4.2. Processus et phases de désignation des masses d'eau fortement modifiées et des masses d'eau artificielles - options en Région wallonne.....	14
2.4.2.1. Masses d'eau fortement modifiées.....	14
A. Critère 1 : Pourcentage de berges artificialisées	15
B. Critère 2 : Pourcentage de la masse d'eau se situant en zone urbanisée.....	15
C. Critère 3 : Obstacles majeurs ou infranchissables.....	15
D. Méthode de calcul du degré d'altération des masses d'eau	16
2.4.2.2. Masses d'eau artificielles	16
2.4.2.3. Caractère provisoire de la désignation d'une masse d'eau de surface en masse d'eau de surface fortement modifiée ou artificielle.....	16
2.5. <i>Calcul des débits à l'exutoire des sous-bassins versants et détermination des événements de crue</i>	16
2.5.1. Cas 1 - station de mesure avec série complète de données.....	17
2.5.2. Cas 2 - station de mesure sans série complète de données	17
2.5.3. Méthodes de détermination des événements de crue sur les principaux cours d'eau des sous-bassins hydrographiques wallons.....	19
2.5.4. Autres modes d'expression des débits.....	21
3. Délimitation et caractérisation des masses d'eau souterraine	22
3.1. <i>Critères de délimitation retenus par les experts dans les districts de la Meuse et de l'Escaut.....</i>	22
3.2. <i>Options retenues en Région wallonne.....</i>	23
3.3 <i>Evaluation du risque de non atteinte des objectifs environnementaux basée sur la vulnérabilité des masses d'eau souterraine</i>	24
3.3.1 Le modèle DRASTIC modifié.....	24
3.3.2 Le modèle DRASTIC original.....	25
3.3.3 Le modèle AF/RF.....	26
3.3.4 Substances.....	30
3.3.5 Généralisation à la masse d'eau : géostatistiques.....	31
3.3.6 Evaluation du modèle de covariance	31
3.3.7 Krigeage	32
3.3.8 Création des cartes interpolées	33

3.3.9 Méthode d'évaluation des pressions	33
3.3.10 Méthodes existantes.....	34
3.3.11 Méthode utilisée	36
3.3.12 Résultats	37
3.3.13 Méthode d'évaluation du risque.....	38
3.3.14 Méthodes existantes.....	38
3.3.15 Méthode utilisée	39
3.3.16 Carte de risque.....	40
4. Analyse des pressions et des impacts	42
4.1. Contenu de la Directive	42
4.2. Contenu du Guidance Document No 3 (Analysis of Pressures and Impacts) produit par le Working Group 2.1 - IMPRESS.....	43
4.3. Méthode de détermination des pressions et impacts.....	44
4.4. Indicateurs considérés pour la description des pressions résultant des forces motrices (D et P de l'approche D.P.S.I.R.)	47
4.4.1. <u>Pressions sur la qualité</u> : méthodologie générale pour l'estimation et l'identification des pollutions ponctuelles et diffuses importantes, notamment par les substances énumérées à l'annexe VIII de la Directive, dues à des installations urbaines, industrielles, agricoles et autres.	47
4.4.1.1. Substances énumérées à l'annexe VIII de la Directive.....	47
4.4.1.2. Approche suivie par la Région wallonne.	51
4.4.1.3. Population	51
A. Pour la population située en zone d'épuration collective.....	52
B. Pour la population située en zone d'épuration individuelle :	53
4.4.1.4. Tourisme	54
A. L'hébergement.....	54
B. La pêche sportive	56
C. La baignade.....	56
D. Le kayak	56
E. Le tourisme fluvial	56
4.4.1.5. Industries.....	57
4.4.1.6. Agriculture	57
4.4.1.7. Sites et sols contaminés.....	66
4.4.1.8. Autres forces motrices et pressions.....	66
4.4.2. <u>Pressions sur les ressources (aspects quantitatifs)</u> : identification et estimation des captages importants dans les eaux de surface à des fins urbaines, industrielles, agricoles et autres, y compris les variations saisonnières, la demande annuelle totale et les pertes d'eau dans les systèmes de distribution. ..	68
4.4.3. <u>Pressions hydromorphologiques</u> : Identification des altérations morphologiques importantes.....	68
4.4.4. <u>Systèmes d'évaluation de la qualité des eaux de surface</u>	68
4.4.4.1. Qualité biologique.....	68
A. Introduction	68
B. Phytobenthos.....	69
C. Faune benthique invertébrée	69
D. Ichtyofaune	69
4.4.4.2. Qualité physico-chimique	69
4.4.4.3. Qualité physique du fond et des berges.....	72
4.4.5. Evaluation de l'impact des pressions sur les masses d'eau (étape I de l'approche DPSIR).	73
4.5. Objectifs environnementaux à atteindre et évaluation de l'état des masses d'eau.....	76
4.5.1. Objectifs environnementaux à atteindre par les masses d'eau.....	76
4.5.1.1. Paramètres à considérer pour les objectifs applicables aux eaux de surface	77
A. Bon état écologique et bon potentiel écologique	77
B. Bon état chimique	80
4.5.1.2. Paramètres à considérer pour les objectifs applicables aux eaux souterraines	80
A. Bon état chimique.....	80
B. Bon état quantitatif.....	90
4.4.1.3. Paramètres à considérer pour les Objectifs environnementaux applicables aux zones protégées.....	90
4.5.2. Evaluation du risque de non-atteinte des objectifs environnementaux.....	91

4.5.2.1. Contexte	91
4.5.2.2. Etat écologique.....	93
4.5.2.3. Etat chimique	95
4.5.2.4. Evaluation du RNABE.....	96
<i>Bibliographie</i>	99

1. Préalable

La Directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau est novatrice à plus d'un titre. D'une part, elle organise la gestion du cycle de l'eau autour du concept de transversalité et de globalisation, et d'autre part, elle introduit une série de concepts nouveaux.

Le présent document a pour objet d'expliquer en des termes aussi clairs et précis que possible, les options qui ont été adoptées en Région wallonne pour mettre en pratique les termes essentiels de la Directive 2000/60/CE.

Chaque thème est abordé selon une présentation en trois temps :

- présentation synthétique des obligations résultant de la Directive ;
- options choisies en Région wallonne pour répondre aux obligations de la Directive ;
- résultat de l'application des options retenues.

1.1. Quelques définitions de la Directive

Eaux de surface : les eaux intérieures, à l'exception des eaux souterraines, les eaux de transition et les eaux côtières, sauf en ce qui concerne leur état chimique, pour lequel les eaux territoriales sont également incluses.

Eau souterraine : toutes les eaux se trouvant sous la surface du sol dans la zone de saturation et en contact direct avec le sol ou le sous-sol.

Rivière : une masse d'eau intérieure coulant en majeure partie sur la surface du sol, mais qui peut couler en sous-sol sur une partie de son parcours.

Lac : une masse d'eau intérieure de surface stagnante.

Masse d'eau de surface : une partie distincte et significative des eaux de surface telles qu'un lac, un réservoir, une rivière, un fleuve ou un canal, une partie de rivière, de fleuve ou de canal, une eau de transition ou une portion d'eaux côtières.

Masse d'eau souterraine : un volume distinct d'eau souterraine à l'intérieur d'un ou de plusieurs aquifères.

Masse d'eau fortement modifiée : une masse d'eau de surface qui, par suite d'altérations physiques dues à l'activité humaine, est fondamentalement modifiée quant à son caractère, telle que désignée par l'État membre conformément aux dispositions de l'annexe II.

Masse d'eau artificielle : une masse d'eau de surface créée par l'activité humaine.

Etat d'une eau de surface : l'expression générale de l'état d'une masse d'eau de surface, déterminé par la plus mauvaise valeur de son état écologique et de son état chimique.

Bon état d'une eau de surface : l'état atteint par une masse d'eau de surface lorsque son état écologique et son état chimique sont au moins "bons".

Aquifère : une ou plusieurs couches souterraines de roche ou d'autres couches géologiques d'une porosité et perméabilité suffisantes pour permettre soit un courant significatif d'eau souterraine, soit le captage de quantités importantes d'eau souterraine.

2. Délimitation et caractérisation des types de masses d'eau de surface

La Directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau a pour objectif la gestion intégrée de l'eau par districts hydrographiques (Meuse, Escaut, Rhin et Seine en ce qui concerne la Région wallonne).

Dans ces districts, tant pour les eaux de surface que pour les eaux souterraines la masse d'eau constitue l'unité élémentaire d'analyse de l'état des lieux, d'évaluation et de rapportage à l'Europe pour laquelle devront notamment être définis :

- un état du milieu : état écologique et état chimique
- un objectif à atteindre, avec des dérogations éventuelles de délai ou d'objectif

2.1. Contenu de la Directive

L'annexe II de la Directive 2000/60/CE précise que les États membres déterminent l'emplacement et les limites des masses d'eau de surface et effectuent une première caractérisation de toutes ces masses, conformément à la méthode préconisée dans la Directive. Les États membres peuvent regrouper des masses d'eau de surface pour les besoins de la première caractérisation.

L'objectif ultime fixé par la Directive est l'atteinte, pour 2015, d'un bon état écologique et d'un bon état chimique des eaux de surface, pour les masses d'eau de surface naturelles et d'un bon potentiel écologique et d'un bon état chimique pour les masses d'eau de surface qualifiées de fortement modifiées ou artificielles.

En application de la Directive, les masses d'eau de surface wallonnes appartiennent aux catégories suivantes :

- rivières
- lacs

Les rivières et les lacs sont ensuite éclatés en types de masses d'eau sur base de descripteurs obligatoires et, éventuellement, facultatifs.

La typologie pour définir les rivières et les lacs peut être effectuée selon deux systèmes :

Système A : ce système est figé. Il impose l'utilisation d'une liste fermée de critères. Notamment, le critère « écorégion » se présente sous forme d'une carte des écorégions à l'échelle européenne. Cette carte, très imprécise au niveau de la Région wallonne, impose un découpage nord-sud alors que la réalité régionale se traduit plutôt par un découpage est-ouest.

Système B : ce système est libre, tant dans le choix des critères, que dans la fixation de leurs limites. La seule obligation concerne la précision qui doit être équivalente à celle obtenue avec le système A.

En Région wallonne, le choix s'est porté sur le **Système B** car il permet de traduire de manière plus pertinente et plus précise, les caractéristiques naturelles de terrain.

La Région wallonne s'est basée sur la publication de Delvaux J. et Galoux A. en 1962 les *Territoires écologiques* qui font appel à la fois à des critères climatiques (régime thermique, rayonnement, disponibilité en eau,...) et géomorphologiques.

Au nombre de 27 dans les publications originales (*Delvaux J. & Galoux A., 1962*), complétées par *Onclincx F., Tanghe M., Galoux A. et Weissen F., 1987*, ils ont été regroupés pour former les cinq grandes Régions naturelles traditionnellement utilisées comme référence en Région wallonne :

- la Région limoneuse
- le Condroz
- la Famenne
- l'Ardenne
- la Lorraine belge

Ce découpage de l'espace wallon en cinq Régions naturelles est d'ailleurs utilisé dans le cadre de certaines réglementations wallonnes, comme par exemple dans l'arrêté du Gouvernement wallon du 09/02/1995 (M.B. 23/05/1995) relatif aux subventions pour la plantation des haies.

Régions naturelles	Territoires écologiques
Région limoneuse	Plaines et vallées scaldisiennes
	Hesbignon
	Hesbigno-Brabançon
Condroz	Condroz et Condroz oriental
	Pays meusien
	Marlagne et Ardenne condruzienne
	Sambro-condruzien
	Terroir Vesdre
	Vallées inférieures et moyennes du bassin mosan
	Pays de Herve
	Pays sambrien
Famenne	Famenne Fagne
	Calestienne
	Fagne atlantique
	Calestienne atlantique
Ardenne	Ardenne atlantique et bassin ardennais
	Ardenne centro-orientale
	Ardenne méridionale
	Ardenne occidentale
	Thiérache
	Vallées supérieures de la Semois et de l'Attert
	Famenne-Fagne
	Haute Ardenne
	Vallées supérieures des affluents mosans
Lorraine belge	Côtes d'Ethé et de Messancy
	Côtes de Florenville
	Côtes de Moselle

Tableau 1 : Les Régions naturelles en Région wallonne

Source : Onclincx F., Tanghe M., Galoux A. et Weissen F., 1987

2.2. Descripteurs utilisés en Région wallonne pour établir la typologie des masses d'eau

2.2.1. Pour la catégorie « Rivières »

2.2.1.1. Descripteurs

Les descripteurs pour l'identification des types de rivières en Région wallonne sont au nombre de trois :

- les Régions naturelles,
- la dimension (superficie) du bassin versant,
- la pente moyenne.

A. Les Régions naturelles

- la Région limoneuse,
- le Condroz,
- la Famenne,
- l'Ardenne,
- la Lorraine belge.

B. La dimension (superficie) du bassin versant

Le Système B de la Directive doit au minimum tenir compte des classes suivantes :

Petit	10 à 100 km ²
Moyen	100 à 1.000 km ²
Grand	1.000 à 10.000 km ²
Très grand	10.000 à 100.000 km ²

Ces limites n'ont pas été considérées comme figées. En effet, pour coller à la réalité de terrain plus naturelle (par exemple une confluence), certaines limites ont été déplacées vers l'amont ou l'aval.

Par ailleurs dans le calcul de la taille de bassins versants, il a été tenu compte des tronçons de cours d'eau transfrontaliers situés en amont de la Région wallonne.

C. La pente moyenne

Ce descripteur facultatif tient à la fois compte du critère "pente moyenne du cours d'eau" ainsi que des caractéristiques écologiques des cours d'eau.

Trois classes:

- **Zones à pentes fortes** (équivalent aux « Zones à truites ») avec des pentes de cours d'eau supérieures à 7,5 ‰,
- **Zones à pentes moyennes** (équivalent aux « Zones à ombres et à barbeaux ») avec des pentes de cours d'eau comprises entre 0,5 ‰ et 7,5 ‰,
- **Zones à faibles pentes** (équivalent aux « Zones à brèmes ») avec des pentes de cours d'eau inférieures à 0,5 ‰.

2.2.1.2. Identification des types de rivières

Le croisement des trois descripteurs permet d'identifier **25 types de rivières en Région wallonne** (Tableau 2).

Région naturelle	Dimension du bassin versant	Zone à faibles pentes ≤ 0,5 ‰.	Zone à pentes moyennes > 0,5 ‰ à < 7,5 ‰.	Zone à fortes pentes ≥ 7,5 ‰
Région limoneuse	≥ 10 km ² à < 100 km ²	-	X	X
	≥ 100 à < 1.000 km ²	X	X	-
	≥ 1000 à < 10.000 km ²	X	-	-
	≥ 10.000 km ²	-	-	-
Condroz	≥ 10 km ² à < 100 km ²	-	X	X
	≥ 100 à < 1.000 km ²	-	X	X
	≥ 1000 à < 10.000 km ²	X	X	-
	≥ 10.000 km ²	X	-	-
Famenne	≥ 10 km ² à < 100 km ²	-	X	X
	≥ 100 à < 1.000 km ²	-	X	X
	≥ 1000 à < 10.000 km ²	-	X	-
	≥ 10000 km ²	-	-	-
Ardenne	≥ 10 km ² à < 100 km ²	-	X	X
	≥ 100 à < 1000 km ²	-	X	X
	≥ 1000 à < 10.000 km ²	-	X	-
	≥ 10000 km ²	-	-	-
Lorraine belge	≥ 10 km ² à < 100 km ²	-	X	X
	≥ 100 à < 1000 km ²	-	X	-
	≥ 1000 à < 10.000 km ²	-	-	-
	≥ 10.000 km ²	-	-	-

X : présent

- : inexistant

Tableau 2 : Types de rivières présents en Région wallonne.

Source : DGRNE – Observatoire des Eaux de Surface - 2004

2.2.2. Pour la catégorie « Lacs »

2.2.2.1. Descripteurs

Les « lacs » wallons alimentés par des cours d'eau consistent en des **réservoirs de barrages**. Ils appartiennent au réseau hydrographique.

Comme pour les rivières, la typologie des lacs est établie sur base du **Système B** de la Directive.

Les descripteurs qui déterminent les types de lacs en Région wallonne sont au nombre de trois :

- les Régions naturelles,
- la dimension (superficie) du lac,
- la profondeur moyenne.

A. Les Régions naturelles

Même classification que pour les rivières.

B. La dimension (superficie) du lac

Le Système B de la Directive doit au minimum tenir compte des classes suivantes :

Petit	$\geq 0,5$ à < 1 km ²
Moyen	≥ 1 à < 10 km ²
Grand	≥ 10 km ²

La classe "Grand" n'est pas retenue car aucun réservoir de barrage d'étendue équivalente n'existe en Wallonie.

En Région wallonne, le choix a été réalisé d'abaisser la limite inférieure de la classe "Petit" à 0,2 km² de manière à ce que l'ensemble des réservoirs de barrage soit pris en compte.

Les deux classes de dimension des lacs wallons se résument en définitive à :

Petit	$\geq 0,2$ à < 1 km ²
Moyen	≥ 1 à < 10 km ²

Le tableau 3 présente les réservoirs de barrages de la Région wallonne

Dénomination	Superficie en km ²	Classe
Complexe des lacs de l'Eau d'Heure (total)	6,15	Moyen
- Lac de la Plate-Taille	3,51	Moyen
- Lac de Falemprise	0,47	Petit
- Lac de l'Eau d'Heure	1,65	Moyen
- Lac du Ry Jaune	0,31	Petit
- Lac de Féronval	0,21	Petit
Lac du Barrage de la Vesdre	1,12	Moyen
Lac du Barrage de la Gileppe	1,03	Moyen
Lac de Bütgenbach	1,02	Moyen
Lac de Robertville	0,56	Petit
Lac du Barrage de la Vierre	0,44	Petit
Lac du Barrage de Nisramont	0,39	Petit
Lac du Barrage du Ry de Rome	0,25	Petit

Tableau 3 : Réservoirs wallons et classes de dimension
Source : MET - 2004

C. La profondeur

Le système B de la Directive impose de tenir compte des classes suivantes (Tableau 4) :

Petite	< 3 m
Moyenne	≥ 3 m à < 15 m
Grande	≥ 15 m

Dénomination du lac	Profondeur (m)	Classe
Complexe des lacs de l'Eau d'Heure	-	-
- Lac de la Plate-Taille	51,2	Grande
- Lac de Falemprise	6,4	Moyenne
- Lac de l'Eau d'Heure	17,5	Grande
- Lac du Ry Jaune	13,7	Moyenne
- Lac de Féronval	12,5	Moyenne
Lac du Barrage de la Vesdre	57	Grande
Lac du Barrage de la Gileppe	55	Grande
Lac de Bütgenbach	22	Grande
Lac de Robertville	51	Grande
Lac du Barrage de la Vierre	10	Moyenne
Lac du Barrage de Nisramont	14,8	Moyenne
Lac du Barrage du Ry de Rome	24,2	Grande

Tableau 4 : Réservoirs wallons et classe de profondeur, mesurée au pied du barrage.

Source : MET - 2004.

2.2.2.2. Identification des types de lacs

Le croisement des trois descripteurs « lacs » permet d'identifier **6 types de lacs en Région wallonne** (Tableau 5).

Région naturelle	Dimensions	Petite profondeur (< 3 m)	Profondeur moyenne (≥ 3 m à < 15 m)	Grande profondeur (≥ 15 m)
Région limoneuse	≥ 0,2 à < 1 km ²	-	-	-
	≥ 10 km ²	-	-	-
Condroz	≥ 0,2 à < 1 km ²	-	-	-
	≥ 10 km ²	-	-	-
Famenne	≥ 0,2 à < 1 km ²	X	X	-
	≥ 10 km ²	-	-	X
Ardenne	≥ 0,2 à < 1 km ²	-	X	X
	≥ 10 km ²	-	-	X
Lorraine belge	≥ 0,2 à < 1 km ²	-	-	-
	≥ 10 km ²	-	-	-

X : présent

- : inexistant

Tableau 5 : Types de lacs présents en Région wallonne.

Source : DGRNE – Observatoire des Eaux de Surface – 2004.

2.3. Délimitation des masses d'eau de surface

La délimitation des masses d'eau de surface résultant de la mise en application de la Directive 2000/60/CE, a nécessité l'adoption préalable d'une méthodologie.

Celle-ci a été établie par l'Administration (DGRNE) et l'Observatoire des Eaux de Surface intégré à celle-ci, au départ des informations générales reprises dans la Directive et d'indications contenues dans une série de documents guides rédigés par des experts européens, dans les mois qui ont suivi la publication de la Directive au J.O.C.E.

Cette méthodologie a été réalisée en concertation entre les Services concernés du MRW (Direction générale des ressources naturelles et de l'Environnement) et du MET (Direction générale des Voies navigables). Elle a par ailleurs été approuvée par la Plate-forme Permanente pour la Gestion Intégrée de l'Eau (PPGIE), en séance du 10 décembre 2003.

Enfin, une coordination pour les masses d'eau de surface transfrontalières a été assurée avec les Administrations flamande, française, allemande et néerlandaise, dans le cadre des Commissions internationales pour la Meuse, l'Escaut et le Rhin.

➤ Méthodologie

La délimitation proprement dite des masses d'eau de surface est réalisée sur base du réseau hydrographique wallon complet à l'échelle du 1/10.000^{ème} en tenant compte des descripteurs définis au point 2.3.

Toutefois, en application de la Directive, seuls les cours d'eau dont le bassin versant dépasse 10 km² peuvent constituer une masse d'eau. Les cours d'eau dont le bassin versant est inférieur à 10 km² ne sont pas identifiés en tant que masse d'eau. Néanmoins, la source d'un cours d'eau qui alimente une masse d'eau située à l'aval est toujours intégrée à cette masse d'eau, pour autant qu'elle se situe en Région wallonne.

Dans une première étape, la délimitation des masses d'eau de surface s'obtient par superposition des couches cartographiques de chaque descripteur sur l'ensemble du réseau hydrographique. Partant des sources des cours d'eau, on isole ainsi des masses d'eau homogènes, associées à un seul type de masse d'eau. Il en résulte qu'à chaque changement de type, une limite provisoire de masse d'eau a été placée.

Dans une seconde étape, une agrégation de masses d'eau contiguës a été appliquée selon la règle suivante : si un affluent est du même type que le cours d'eau dans lequel il se jette, les deux masses d'eau initialement créées sont fusionnées.

2.4. Identification des masses d'eau fortement modifiées et des masses d'eau artificielles

La Directive fixe comme objectif final d'atteindre le bon état écologique et chimique de la qualité pour les masses d'eaux de surface. Elle restreint l'objectif à un bon potentiel écologique et un bon état chimique pour les masses d'eau de surface identifiées comme étant fortement modifiées ou artificielles.

La désignation d'une masse d'eau comme fortement modifiée suit deux étapes :

- une *désignation provisoire*, lors de l'élaboration de l'état des lieux, sur base des caractères morphologiques du milieu (échéance : fin 2004),
- la *désignation définitive* (échéance : fin 2009).

La Directive indique également que les dispositions applicables aux masses d'eau fortement modifiées ne doivent pas remettre en cause l'objectif de bon état des masses d'eau du même district.

2.4.1. Processus et phases de désignation des masses d'eau fortement modifiées et des masses d'eau artificielles

Le processus et les phases de désignation des masses d'eau fortement modifiées et des masses d'eau artificielles sont déterminés dans un Document Guide rédigé par des groupes d'experts européens (Working Group 2.2).

Ils se résument comme suit :

Etape 1. Identification de toutes les masses d'eau en Région wallonne

Etape 2. La masse d'eau est-elle artificielle ?

- oui → justification de la désignation
- non → étapes 3, 4

Etapes 3 / 4. présélection : changements hydromorphologiques

Description des changements hydromorphologiques significatifs dus à des altérations physiques (les paramètres écologiques n'interviennent pas dans cette étape).

- Principal (aux) usage(s) spécifique(s) de la masse d'eau
- Pressions anthropiques significatives
- Impacts significatifs de ces pressions sur l'hydromorphologie

Etape 5. Estimation du bon état écologique et risque de ne pas atteindre le bon état écologique à cause des altérations physiques de la masse d'eau.

Etape 6. Estimation du bon potentiel écologique et risque de ne pas atteindre le bon potentiel écologique à cause des altérations physiques.

Au terme de ces étapes, une liste provisoire des masses d'eau fortement modifiées est arrêtée pour la fin 2004.

A partir de cette liste provisoire, la liste définitive des masses d'eau fortement modifiées est arrêtée fin 2009, sur base de critères de faisabilité technique d'une restauration (programme d'actions) et de son coût.

2.4.2. Processus et phases de désignation des masses d'eau fortement modifiées et des masses d'eau artificielles - options en Région wallonne.

2.4.2.1. Masses d'eau fortement modifiées

En Wallonie, l'identification et la caractérisation des masses d'eau fortement modifiées reposent sur des critères hydromorphologiques et physiques, en accord avec le document-guide des groupes de travail européens.

Ces critères sont au nombre de trois :

- Pourcentage de berges artificialisées,
- Pourcentage de la masse d'eau se situant en zone urbanisée,
- Obstacles majeurs ou infranchissables.

A. Critère 1 : Pourcentage de berges artificialisées

Actuellement, il n'existe aucun inventaire centralisé relatif à la nature de l'artificialisation des berges des cours d'eau wallons, ni à leur degré d'artificialisation (longueurs artificialisées). Aucun travail de synthèse n'a jamais été entrepris. Seules certaines études ponctuelles ont déjà été réalisées. D'autres sources d'informations existent, notamment récoltées lors des inventaires de terrain réalisés dans le cadre de contrats de rivière.

Partant de ce constat, le pourcentage de berges artificialisées a été évalué au départ d'informations cartographiques et du postulat qu'à chaque implantation d'un ouvrage en travers d'un cours d'eau (pont,...), est associé un aménagement amont et aval de stabilisation des berges.

Le croisement entre la couche d'information "masses d'eau" et les couches d'informations géographiques relatives au réseau routier et ferrovière permet de localiser les ouvrages.

Les gestionnaires de cours d'eau considèrent en moyenne que les berges sont aménagées 20 mètres en amont et en aval de l'ouvrage.

Pour chaque masse d'eau, la longueur de berges artificialisées est calculée. Le résultat est ensuite comparé à la longueur totale de la masse d'eau concernée. Cette méthode de travail permet de donner un ordre de grandeur pour le critère. Dans l'avenir, il conviendra de réaliser un inventaire exhaustif de la situation de terrain.

B. Critère 2 : Pourcentage de la masse d'eau se situant en zone urbanisée

Cette donnée est évaluée à partir d'informations cartographiques.

Le croisement entre la couche "masses d'eau" et la couche "occupation du sol" permet de localiser les masses d'eau ou les parties de masses d'eau qui se trouvent en zone urbanisée (habitat dense, habitat discontinu, habitat et services, industries et services, carrières sablières et terils, terrains et aérodromes militaires).

La longueur du linéaire en zone urbanisée est ensuite rapportée à la longueur totale de la masse d'eau.

C. Critère 3 : Obstacles majeurs ou infranchissables

L'information existe partiellement au sein des services gestionnaires des cours d'eau d'une part, au sein de certains contrats de rivière d'autre part.

On peut dire *grosso modo* que si les informations couvrent une bonne partie du district de la Meuse, elles ne couvrent qu'une faible partie des districts de l'Escaut et du Rhin. Les informations sont toutefois incomplètes pour l'ensemble des sous-bassins.

Le nombre d'obstacles présents sur la masse d'eau est calculé sur base d'inventaires de terrain et sur base des informations existantes sur les cartes de l'Institut Géographique National. Ce nombre est ensuite transformé en "nombre d'obstacles par km" afin de comparer les résultats entre masses d'eau.

Dans l'avenir, il conviendra également de réaliser un inventaire exhaustif de la situation de terrain.

D. Méthode de calcul du degré d'altération des masses d'eau

Chaque critère se voit attribué une cotation de 0 à 5 en fonction du degré d'altération obtenu. Les cotes sont additionnées et les résultats transformés en pourcent. On obtient ainsi une évaluation du degré d'altération de la masse d'eau qui permet de la désigner si nécessaire comme masse d'eau fortement modifiée.

Les résultats ont été validés par les différents services gestionnaires du MRW et du MET. Ils ont par ailleurs fait l'objet d'une concertation transfrontalière pour les masses d'eau concernées au sein des Commissions internationales de l'Escaut, de la Meuse et du Rhin.

2.4.2.2. Masses d'eau artificielles

Selon la définition de la Directive, ce sont des "masses d'eau créées par l'activité humaine". Sont repris dans cette catégorie : les canaux, les biefs de partage et les réservoirs de barrage.

Les désignations opérées sur cette base ont été validées par la PPGIE, les services extérieurs de la Direction des Cours d'Eau non navigables de la DGRNE (MRW) et la DGVH (MET).

Ces désignations ont également fait l'objet d'une concertation transfrontalière.

2.4.2.3. Caractère provisoire de la désignation d'une masse d'eau de surface en masse d'eau de surface fortement modifiée ou artificielle.

Le caractère provisoire de la désignation d'une masse d'eau de surface en masse d'eau fortement modifiée ou artificielle repose sur les informations disponibles à ce jour.

Pour certaines masses, ces informations sont soit lacunaires, soit inexistantes. Elles nécessiteront des compléments d'enquêtes de terrain au cours des quatre prochaines années pour les verser définitivement dans l'une ou l'autre catégorie.

En guise d'exemples, voici quelques modifications qui pourraient survenir d'ici l'adoption du classement définitif, en 2009 :

- le degré d'artificialisation des berges d'un cours d'eau pourrait entraîner le passage d'une masse d'eau fortement modifiée vers une masse d'eau naturelle et vice-versa. Ce degré d'artificialisation sera déterminé par application du modèle QUALPHY (qualité physique des berges) à l'ensemble du réseau hydrographique wallon.
- si, suite aux travaux d'aménagement hydrauliques qui interviendront dans les toutes prochaines années, des modifications physiques devaient être observées, elles entraîneront un changement de catégorie de la masse d'eau concernée.
- sur base des objectifs environnementaux qui devront être fixés pour chaque type de masse d'eau, en particulier sur base des critères biologiques, une masse d'eau fortement modifiée pourrait être reclassée en masse d'eau naturelle.

2.5. Calcul des débits à l'exutoire des sous-bassins versants et détermination des événements de crue

La Directive, en son Annexe 11.1.4 stipule que les Etats 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, notamment sur les caractéristiques générales du débit et les équilibres hydrologiques.

Etant donné qu'il n'existe aucune station de mesure des débits aux exutoires des 15 sous-bassins de Wallonie, il a fallu développer une méthode permettant de les calculer.

Par ailleurs, les mesures de débits doivent remonter 10 ans, voire 30 ans en arrière, pour fournir une image statistique utile.

Deux cas de figure se présentent :

- soit une série complète de données est disponible sur une longue période, pour une station proche de l'exutoire,
- soit il n'y a pas de série complète de mesures pour une station proche de l'exutoire, faute de données sur une période assez longue ou suite à l'interruption des mesures pendant certains jours ou certaines périodes.

Dans les deux cas, il faut compléter les données de la station de mesure proche de l'exutoire par celles d'autres stations de mesure.

2.5.1. Cas 1 - station de mesure avec série complète de données

On prend la station de mesure la plus proche de l'exutoire et on extrapole ses débits à l'exutoire en faisant intervenir le rapport des surfaces des bassins versants correspondants.

Le débit à l'exutoire se calcule alors comme suit :

$$q_{exu} = q_{Sr} * \frac{surface_{exu}}{surface_{Sr}}$$

où :

q_{exu} : débit à l'exutoire

q_{Sr} : débit de la station de mesure

$surface_{exu}$: surface du bassin versant à l'exutoire

$surface_{Sr}$: surface du bassin versant à la station de mesure

2.5.2. Cas 2 - station de mesure sans série complète de données

Dans ce cas, il faut compléter les données de la station de mesure proche de l'exutoire par celles d'autres stations de mesures.

Deux cas sont aussi à considérer :

- dans le premier, il existe une station de mesure située sur le même cours d'eau que celui de l'exutoire possédant des données de débit permettant de compléter les données de la station de mesure proche de l'exutoire pour en faire une série complète.
- dans le deuxième cas, aucune station de mesure ne se situe sur le même cours d'eau que l'exutoire et ne peut donc servir à compléter la station de mesure proche de l'exutoire, mais il existe une station de mesure sur un affluent permettant de le faire.

a) Station de mesure se situant sur le même cours d'eau

On calcule un rapport ($rapport_q$) qui est la moyenne des rapports des débits de la station de mesure proche de l'exutoire (S_r) et des débits de la station de mesure plus éloignée (S_e), lorsque ces débits existent pour une période assez longue (au moins 10 ans) simultanément pour ces deux stations de mesure.

$$rapport_q = moyenne\left(\frac{débits_{S_r}}{débits_{S_e}}\right)$$

pour la(les) période(s) pendant la(les)quelle(s) on possède des débits pour les deux stations de mesure simultanément.

Où :

$débits_{S_r}$: débits de la station de mesure proche de l'exutoire

$débits_{S_e}$: débits de la station de mesure plus éloignée de l'exutoire

Le débit de la station de mesure proche de l'exutoire se corrige comme suit (pour les dates où le débit manque) :

$$q_{S_r,cor} = q_{S_e} * rapport_q$$

où :

$q_{S_r,cor}$: débit corrigé de la station de mesure proche de l'exutoire

q_{S_e} : débit de la station de mesure plus éloignée de l'exutoire

Dès lors, le débit à l'exutoire se calcule comme suit :

$$q_{exu} = q_{S_r,cor} * \left(\frac{surface_{exu}}{surface_{S_r}}\right)$$

b) Station de mesure se situant sur un affluent

Dans ce cas, on calcule, dans un premier temps, le débit à la confluence en prenant les débits de la station de mesure sur l'affluent (S_{affl}) et d'une station de mesure située en amont de cette confluence (S_{am}). Ces débits sont calculés pour la seule période pour laquelle on dispose des débits pour la station de mesure en amont de la confluence.

$$q_{confl} = \left(q_{S_{affl}} * \frac{surface_{confl,S_{affl}}}{surface_{S_{affl}}}\right) + \left(q_{S_{am}} * \frac{surface_{confl,S_{am}}}{surface_{S_{am}}}\right)$$

où :

q_{confl} : débit à la confluence

$q_{S_{affl}}$: débit à la station de mesure sur l'affluent

$q_{S_{am}}$: débit à la station de mesure en amont

$surface_{confl,S_{affl}}$: surface du bassin versant juste en amont de la confluence relative à l'affluent

$surface_{S_{affl}}$: surface du bassin versant relative à la station de mesure sur l'affluent

$surface_{confl, Sam}$: surface du bassin versant juste en amont de la confluence relative au cours d'eau principal

$surface_{Sam}$: surface du bassin versant relative à la station de mesure sur le cours d'eau principal.

Ensuite, on calcule le rapport existant entre les débits de la station de mesure sur l'affluent et ceux obtenus à la confluence.

$$rapport_{q1} = moyenne \left(\frac{débits_{confl}}{débits_{Saffl}} \right)$$

où :

$débits_{confl}$: débits à la confluence

$débits_{Saffl}$: débits de la station de mesure de l'affluent

On peut alors calculer un débit à la confluence comme suit, pour la période sur laquelle on a des débits de l'affluent :

$$q_{confl} = q_{affl} * rapport_q$$

A ce moment, on dispose d'une station de mesure 'fictive' qui correspond au cas a) de ce point 2. On peut dès lors compléter la série de la station de mesure proche de l'exutoire, en prenant le rapport des débits de cette station de mesure avec la station de mesure fictive.

$$rapport_{q2} = moyenne \left(\frac{débits_{Sr}}{débits_{Sconfl}} \right)$$

$$q_{Sr,cor} = q_{confl} * rapport_{q2}$$

Le débit à l'exutoire se calcule alors comme suit :

$$q_{exu} = q_{Sr,cor} * \left(\frac{surface_{exu}}{surface_{Sr}} \right)$$

2.5.3. Méthodes de détermination des événements de crue sur les principaux cours d'eau des sous-bassins hydrographiques wallons

La détermination des périodes de crue sur les principaux cours d'eau se fait à partir d'une étude des débits maxima journaliers annuels observés sur les cours d'eau, pour une période d'au moins dix ans.

Si l'on dispose d'une série de données de débit journalier à une station de mesure (ou à un exutoire), on calcule les débits maxima annuels observés. On calcule ensuite le percentile 0.75 (P.75) de cette série de maxima.

Pour cette série de débits, on recherche le temps moyen d'une crue, qui varie selon l'importance du cours d'eau de 5 à 15 jours.

Ensuite, on recherche dans la série de débits, les pics qui dépassent P.75. Le temps moyen de crue défini plus haut permet de ne prendre en compte qu'une seule crue à la fois.

Exemple :

- 1) Calcul des maxima et du percentile 0.75 (P.75) à partir des données de débit de la station de mesure utilisée.

Année	Maxima
1992	107.2
1993	279.4
1994	112.8
1995	224.0
1996	62.2
1997	63.9
1998	260.8
1999	182.2
2000	85.3
2001	96.9
Percentile 75	213.6

- 2) Détermination du temps moyen de crue : si on regarde en détail une crue (voir graphique ci-dessous), on peut observer qu'une crue dure en moyenne 10 jours.
- 3) Détermination des débits dépassant le P.75, c'est-à-dire 213,6 m³/s sur toute la période étudiée (ici 1992 à 2001).

Dans le graphique ci-dessous (Figure 1), on observe 3 crues dont le pic de débit dépasse le P.75.

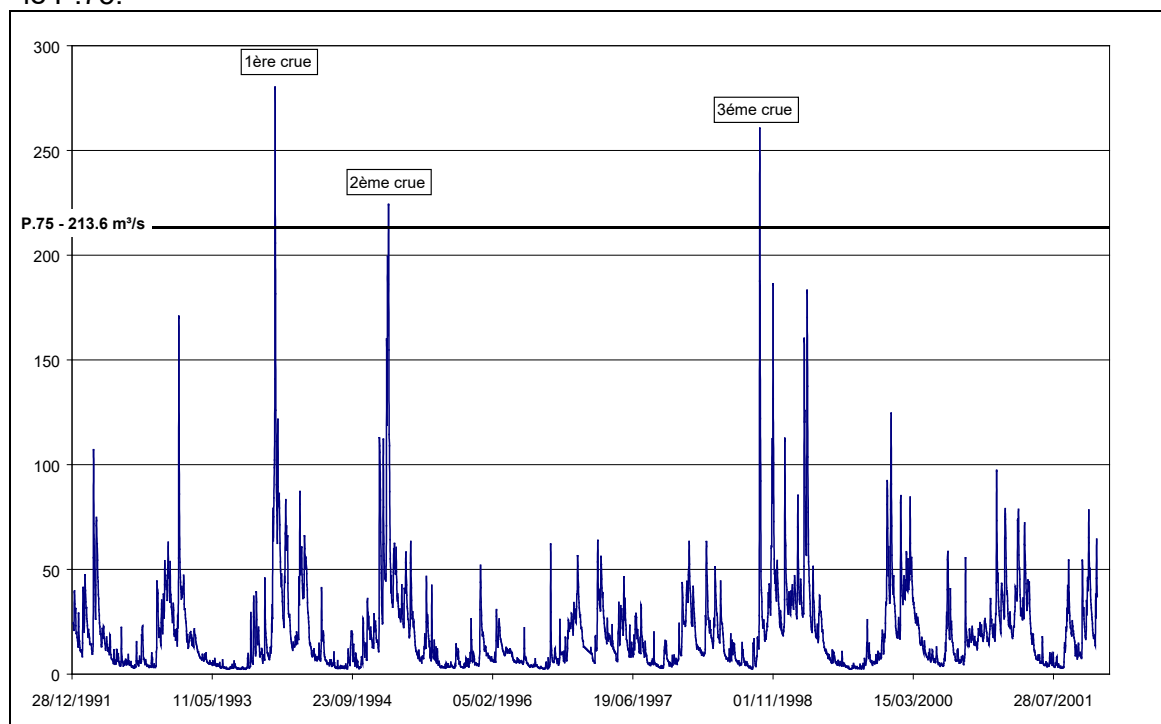


Figure 1 : exemple de 3 crues dont le pic de débit dépasse le P.75

Source : MET – SETHY - 2001

2.5.4. Autres modes d'expression des débits

Le **débit médian** est le débit journalier qui est dépassé 6 mois par an.

Le **module** est le débit moyen annuel, égal à la somme des débits journaliers pour l'année divisée par le nombre de jours ; c'est donc une simple moyenne arithmétique.

Le **débit caractéristique de crue** (DCC) est le débit journalier dépassé 10 jours par an, ou le débit non atteint 355 jours par an ; le DCC est une valeur considérée comme représentative des hautes eaux en hydrologie statistique ; cette notion n'est pas à confondre avec les informations liées aux crues, relevant d'une statistique spéciale dite des extrêmes.

Le **débit caractéristique d'étiage** (DCE) est le débit journalier dépassé 355 jours par an, ou le débit non atteint 10 jours par an. Ce DCE est une valeur statistique des plus utilisées en hydrologie pour caractériser l'importance des étiages d'un cours d'eau.

L'**année médiane** est une « année statistique », considérée comme synthétisant au mieux le régime hydrologique « normal » d'une période (en principe, au minimum sur base de 10 années de mesure).

Méthode de détermination de l'année médiane :

1. On classe les débits journaliers par ordre croissant, année par année.
2. Pour chaque année, on fait correspondre le 'jour 1' à la plus faible valeur de débit journalier observé, le 'jour 2' à la deuxième valeur de débit journalier, et ainsi de suite jusqu'au 'jour 365' pour lequel on fait correspondre le débit maximum observé.
3. On calcule les débits journaliers correspondant au 'jour 1', 'jour 2', etc., jusqu'au 'jour 365' de l'année médiane. Par exemple, le débit du 'jour 1' est égal à la médiane (percentile 50) des débits de tous les 'jour 1' des années prises en compte.

	Année a	Année b	...	Année j	Année médiane
<i>Jour 1</i>	Qa1	Qb1	...	Qj1	Qm1 = médiane (Qa1, Qb1, ..., Qj1)
<i>Jour 2</i>	Qa2	Qb2	...	Qj2	Qm2 = médiane (Qa2, Qb2, ..., Qj2)
...	...	...	...	...	...
<i>Jour 365</i>	Qa365	Qb365	...	Qj365	Qm365 = médiane (Qa365, Qb365, ..., Qj365)

Synthèse de la méthode de détermination de l'année médiane.

3. Délimitation et caractérisation des masses d'eau souterraine

3.1. Critères de délimitation retenus par les experts dans les districts de la Meuse et de l'Escaut

Comme pour les eaux de surface, la Directive introduit un nouveau concept, celui de masse d'eau souterraine, nouvelle unité élémentaire du milieu aquatique.

L'annexe II de la Directive 2000/60/CE précise que les États membres effectuent une caractérisation initiale de toutes les masses d'eau souterraine pour évaluer leurs utilisations et la mesure dans laquelle elles risquent de ne pas répondre aux objectifs de chaque masse d'eau souterraine prévus à l'article 4. Les États membres peuvent regrouper des masses d'eau souterraine aux fins de cette caractérisation initiale. Cette analyse doit définir en premier lieu l'emplacement et les limites de la masse ou des masses d'eau souterraine.

Contrairement au cas des eaux de surface, la Directive et les documents-guides qui en dérivent ne proposent pas de méthodologie précise pour délimiter les eaux souterraines.

En Région wallonne, les travaux indispensables à cette fin ont débuté en 2001 et ont été menés par un comité d'experts réunissant les Services universitaires spécialisés en hydrogéologie et la Direction des Eaux souterraines, en collaboration avec des représentants du projet PIRENE.

Une étape importante du processus a consisté à déterminer les aquifères transfrontaliers lors de réunions de travail internationales qui se sont tenues le 10 juillet 2001 à Namur, le 31 juillet 2001 à Luxembourg et le 27 août 2001 à Mons ; les résultats de ces travaux concertés ont été actés par la Conférence ministérielle de LIEGE du 30 novembre 2001.

La mise en œuvre des critères de délimitation définis par le Comité d'experts s'est poursuivie pendant l'année 2002 pour aboutir à une première délimitation.

Les approches parfois différentes utilisées par les partenaires des districts de la Meuse et de l'Escaut ont enfin nécessité une concertation qui s'est déroulée au second trimestre 2003 au sein des deux Commissions internationales pour harmoniser les masses d'eau souterraine au niveau des districts.

Les aquifères sont déterminés par leurs critères hydrogéologiques tandis que les masses d'eau souterraine, telles que définies dans la Directive, peuvent être déterminées tant par des critères hydrogéologiques que par des critères non hydrogéologiques. Les masses d'eau souterraine peuvent également être considérées du point de vue de la gestion.

➤ Critères hydrogéologiques

- L'étendue et les caractéristiques des couches géologiques,
- La zone d'alimentation,
- La ligne de partage souterraine des écoulements,
- La liaison hydraulique entre les couches géologiques,
- L'interaction avec les eaux de surface et les écosystèmes terrestres,
- Les propriétés hydrochimiques ,
- La distinction entre les eaux libres [nappes phréatiques] et les eaux confinées [nappes captives] .

➤ Critères non hydrogéologiques

- Le captage ou la possibilité de captage,
- L'impact des pressions, tant le captage que la pollution, sur les masses d'eaux, les écosystèmes terrestres et les dégâts aux couches ou aux biens non meubles à la surface de la terre (comme les affaissements),
- La ligne de partage des eaux de surface,
- Les limites administratives.

De tous les critères figurant ci-dessus, seul le dernier n'a pas dû être appliqué en Région wallonne.

3.2. Options retenues en Région wallonne

La désignation et la première caractérisation des masses d'eau souterraine résultant de la mise en application de la Directive 2000/60/CE ont nécessité l'adoption préalable d'une méthodologie.

Celle-ci a été établie par l'Administration (DGRNE) et l'Observatoire des Eaux souterraines intégrée à celle-ci, au départ des informations générales reprises dans la Directive et d'indications contenues dans une série de Documents guides rédigés par des experts européens, dans les mois qui ont suivi la publication de la Directive au J.O.C.E.

Cette méthodologie a été réalisée en concertation entre les Services concernés du MRW (Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environnement) et du MET (Direction générale des Voies navigables). Elle a par ailleurs été approuvée par la Plate-forme permanente pour la Gestion intégrée de l'Eau (PPGIE), en séance du 10 décembre 2003.

Enfin, une coordination pour les masses d'eau souterraines transfrontalières a été assurée avec les Administrations flamande, française, allemande et néerlandaise, dans le cadre des Commissions internationales pour la Meuse, l'Escaut et le Rhin.

➤ Méthodologie

Tout au long du processus de délimitation, le souci de ne pas multiplier à l'excès les masses d'eau souterraine est resté à l'esprit des techniciens et scientifiques afin de ne pas alourdir la gestion ultérieure de ces masses d'eau.

Les étapes suivant lesquelles les critères ont été appliqués sont décrites de manière plus détaillée ci-dessous :

- Division du terrain en ses principales unités tectoniques et sédimentaires;
- Identification des principaux aquifères d'après leur lithologie, tenant compte notamment des aquifères transfrontaliers définis lors de la conférence de Liège;
- Découpage des aquifères ainsi identifiés suivant les principaux districts hydrographiques, tenant compte de rattachements éventuels liés à l'hydrogéologie ou à la gestion administrative;
- Découpage des aquifères suivant les lignes de partage des eaux souterraines de manière à éviter la gestion transfrontalière de masses dont les eaux n'auraient aucun échange hydraulique entre elles;
- Découpage des aquifères lorsqu'il s'avère que plusieurs parties n'auront sans doute pas le même état (soit que cet état est déjà constaté, soit qu'il résultera de pressions distinctes);

- Verticalement, et d'après les limites géologiques, regroupement éventuelle des masses d'eau dont les échanges entre formations sont significatifs;
- Horizontalement, procéder également à un regroupement s'il s'avère que la présence locale d'aquitards ne modifie pas de manière significative l'allure générale des écoulements;
- Association de la partie captive d'un aquifère à sa partie libre lorsqu'il s'avère que la première est quantitativement dépendante de la seconde;
- Identification des masses d'eau très peu perméables et éventuellement association à d'autres plus perméables.

Cette méthode a abouti dans le cas de la Wallonie au découpage en 33 masses d'eau souterraine dont 10 dans le district de l'Escaut, 21 dans celui de la Meuse et 2 dans celui du Rhin. Parmi ces masses d'eau, 24 sont transfrontalières et nécessiteront une gestion coordonnées.

Ce résultat et la carte correspondante ont été approuvés par la Plate-forme permanente pour la gestion intégrée de l'eau le 10 décembre 2003.

La délimitation précise des masses d'eau souterraine est cependant toujours susceptible d'évoluer en fonction de l'amélioration de la connaissance de certains aquifères insuffisamment caractérisés à l'heure actuelle.

Les 33 masses d'eau définies sont en cours de caractérisation initiale, étape suivante imposée par la Directive et visant à déterminer si ces masses d'eau présentent un risque de ne pas conserver ou de ne pas atteindre le bon état chimique et quantitatif à l'échéance 2015.

3.3 Evaluation du risque de non atteinte des objectifs environnementaux basée sur la vulnérabilité des masses d'eau souterraine

Le but de l'évaluation de la vulnérabilité dans le projet Scaldit, est de déterminer les zones vulnérables dans le district de l'Escaut, mais également de fournir de l'information nécessaire à la construction du réseau de surveillance des masses d'eau.

La méthode développée doit fournir une carte de vulnérabilité et une carte de risque à partir des données existantes.

La première étape de l'analyse a été de développer une méthode d'évaluation de la vulnérabilité. Il s'agit de la méthode DRASTIC modifiée. L'application de la méthode aux données existantes a permis une évaluation ponctuelle sur l'ensemble de la zone d'étude. La seconde étape est de généraliser cette évaluation ponctuelle à chaque pixel des masses d'eau. Les méthodes géostatistiques ont permis de fournir une solution technique à ce problème. La troisième et dernière étape est de combiner les cartes de vulnérabilité globale aux pressions anthropiques afin de générer les cartes de risque.

Méthode développée pour la caractérisation de la vulnérabilité: DRASTIC modifié

3.3.1 Le modèle DRASTIC modifié

Afin de répondre aux questions posées, une méthode d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque a été développée. Elle combine la méthode DRASTIC ([\(Aller et al.\(1985\)Aller, Bennet, Lehr, and Petty\)](#)) avec l'indice AF/RF ([\(Rao et al.\(1985\)Rao, Hornby, and Jessup\)](#)).

3.3.2 Le modèle DRASTIC original

Le modèle DRASTIC a été développé par la "National Water Well Association" (NWWA) en collaboration avec la U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Il fournit une méthode d'évaluation du potentiel de contamination des aquifères. Ce modèle a le grand avantage d'être très facilement intégrable dans un SIG. La méthode associe à des unités hydrogéologiques homogènes un indice calculé au moyen d'un système de cotation.

L'acronyme DRASTIC est dérivé des initiales des sept paramètres utilisés dans le modèle :

- **Depth to the water table** - Profondeur de la nappe
- **Recharge (net)** - Recharge nette
- **Aquifer media (geologic characteristics)** - Milieu aquifère (caractéristiques géologiques)
- **Soil media (texture)** - Type de sol (texture)
- **Topography (slope)** - Topographie (pente)
- **Impact of the vadose zone (unsaturated zone above the water table)** - Impact de la zone non saturée au-dessus du toit de la nappe
- **Conductivity (hydraulic) of the aquifer** - Conductivité hydraulique de l'aquifère

L'équation suivante permet le calcul de l'indice DRASTIC :

$$Pollution\ Potential = D_r D_w + R_r R_w + A_r A_w + S_r S_w + T_r T_w + I_r I_w + C_r C_w$$

avec r , l'indice correspondant au paramètre, et w , son poids. Les indices varient entre 1 et 10. Ces indices correspondent à des classes de valeurs. L'exemple de la profondeur de nappe est présenté au tableau "Classes et indice DRASTIC pour la profondeur de la nappe". Les poids inter-facteur et intra-facteurs ont été établis par consultation d'un grand nombre d'experts, notamment des hydrogéologues.

Profondeur de la nappe [m]	
Range	Rating
0 – 1,5	10
1,5 – 4,5	9
4,5 – 9	7
9 – 15	5
15 – 23	3
23 – 31	2
> 31	1

CLASSES ET INDICE DRASTIC POUR LA PROFONDEUR DE LA NAPPE

Une fois calculé, l'indice drastic peut être interprété en terme de vulnérabilité. Par exemple, le ministère de l'environnement du Québec (MENVIQ) définit trois classes (cfr tableau "Classe de vulnérabilité selon la méthode DRASTIC").

Indice	Vulnérabilité
$x < 100$	Vulnérabilité faible
$100 < x < 150$	Vulnérabilité moyenne
$x > 150$	Vulnérabilité forte

CLASSE DE VULNÉRABILITÉ SELON LA MÉTHODE DRASTIC

De nombreuses études ont montrés que ce modèle de base pouvait être adapté aux différentes situations rencontrées. Certains auteurs n'utilisent pas tous les facteurs de la méthode ([[Merchant\(1994\)](#)]), d'autres remplacent des facteurs par des variables qu'ils estiment plus pertinentes. Certains adaptent les poids du modèle à partir d'analyses statistiques ([[Rupert\(2001\)](#)]).

La méthode DRASTIC est souvent critiquée pour plusieurs raisons, notamment :

- elle utilise des paramètres redondants (p. ex. : la pente et le type de sol, [[Merchant\(1994\)](#)]),
- elle ne tient pas compte des phénomènes de dilution dans la nappe

Néanmoins, son intérêt pour des évaluations à l'échelle d'une région ou d'un pays est avéré ([[Lobo-Ferreira\(2003\)](#)], [[Rupert\(2001\)](#)], ...).

3.3.3 Le modèle AF/RF

La méthode de calcul du facteur d'atténuation a été proposée par Rao et Jessup en 1985 ([[Rao et al.\(1985\)](#)], [[Rao, Hornby, and Jessup](#)]). Elle permet le calcul simple et rapide du devenir des pesticides dans le sol. Elle est basée sur des équations simulant les phénomènes physiques se déroulant dans le sol. Elle tient compte des paramètres pédologiques, mais également des caractéristiques physiques des produits (durée de demi-vie, coefficient de répartition eau/carbone, etc.). Par rapport aux modèles physiques, le calcul de AF est une simplification à deux équations des phénomènes de transfert des pesticides dans le sol. Les **hypothèses** du modèle AF sont les suivantes ([[Freissinet et al.\(1998\)](#)], [[Freissinet, Cunge, Erlich, and Vauclin](#)]):

- L'équilibre d'adsorption est instantané et réversible.
- La loi de dégradation correspond à une cinétique du premier ordre.
- Le transport, purement convectif, des produits phytosanitaires vers les eaux souterraines se fait par la recharge nette, moyennée sur l'année.
- Le sol est caractérisé par des valeurs uniformes de la teneur en eau à capacité au champ, de la masse volumique du sol sec et des particules du sol, et de la teneur en carbone organique.
- Le produit est caractérisé par sa mobilité (définie à partir du coefficient de partage eau/carbone organique) et de sa persistance (définie à partir de son temps de demi-

vie dans la zone non saturée). La masse initiale par unité de surface est supposée être déposée en une seule application.

Les **paramètres** du modèle peuvent être divisés en trois groupes :

- les paramètres pédologiques : f_{OC} , la teneur massique en carbone organique, θ_{FC} , la teneur en eau volumique à la capacité au champ [$m^3.m^{-3}$], ρ_{sol} , la masse volumique du sol sec [$kg.m^{-3}$], ρ_d , la masse volumique des particules du sol [$kg.m^{-3}$],
- les paramètres du site : d , la distance entre le sol et le toit de la nappe (ou l'épaisseur de l'horizon) [m], q , la recharge nette annuelle [$m.jour^{-1}$],
- les paramètres du produit : K_{OC} , le coefficient de partage eau/carbone organique [$m^3.kg^{-1}$], $T_{1/2}$, le temps de demi-vie dans la zone non-saturée [$jour$], K_H , la constante adimensionnelle de Henry.

Le **calcul** de l'indice adimensionnel AF est effectué de la manière suivante :

$$AF = \exp \left(\frac{-0,693 * d * RF * \theta_{fc}}{q * T_{1/2}} \right)$$

$$RF = 1 + \left(\frac{\rho_{sol} * f_{OC} * K_{OC}}{\theta_{fc}} \right) + \left(\frac{n * K_H}{\theta_{fc}} \right) - K_H$$

RF représente physiquement le facteur de retard du produit dû aux phénomènes d'adsorption, désorption et volatilisation. L'intervention de la constante de Henry dans le calcul n'est que théorique car dans la majorité des cas qui nous intéressent, cette constante est très petite (produits non volatils).

Les valeurs de AF varient entre 0 et 1. Plus la valeur se rapproche de 1, plus la quantité de pesticide lixiviée est grande, donc l'aquifère vulnérable. Le tableau "Valeurs et classes pour AF" présente les valeurs classiques de AF pour un horizon, ainsi que les classes de vulnérabilité correspondantes.

Valeurs et classes pour AF	
Indice et valeur numérique	Classification
$0, 0 \leq AF \leq 1, 0 * 10^{-4}$	Très peu probable
$1, 0 * 10^{-4} \leq AF \leq 1, 0 * 10^{-2}$	Peu probable
$1, 0 * 10^{-2} \leq AF \leq 1, 0 * 10^{-1}$	Moyennement probable
$1, 0 * 10^{-1} \leq AF \leq 2, 5 * 10^{-1}$	Probable
$2, 5 * 10^{-1} \leq AF \leq 1, 0$	Très probable

VALEURS ET CLASSES POUR AF

L'indice AF peut également être calculé pour plusieurs horizons successifs de sol ([[Galbiati et al.\(2003\)](#)], [[Galbiati, Bouraoui, Riparbelli, and Auteri](#)], [[Soutter and Musy\(1998\)](#)], [[Caffarelli et al.\(2003\)](#)], [[Caffarelli, Galassi, Mazzini, Nencini, Rapagnani, Rossi, and Screpanti](#)]). Dans ce cas, l'indice est obtenue en multipliant les indices respectifs de chaque horizon. Les gammes de valeur obtenues ne sont alors plus du tout celles présentées dans le tableau "Valeurs et classes pour AF", mais bien celle du tableau "Valeurs et classes pour AF (5 horizons homogènes)". Elles se répartissent en 10^{-100} et 10^0 .

Valeurs et classes pour AF (5 horizons homogènes)	
Indice et valeur numérique	Classification
$0, 0 \leq AF \leq 1, 0 * 10^{-20}$	Très peu probable
$1, 0 * 10^{-20} \leq AF \leq 1, 0 * 10^{-10}$	Peu probable
$1, 0 * 10^{-10} \leq AF \leq 1, 0 * 10^{-5}$	Moyennement probable
$1, 0 * 10^{-5} \leq AF \leq 2, 5 * 10^{-3}$	Probable
$2, 5 * 10^{-3} \leq AF \leq 1, 0$	Très probable

VALEURS ET CLASSES POUR AF (5 HORIZONS HOMOGÈNES)

Finalement, il est important de noter que le choix du modèle AF a été réalisé pour les raisons suivantes :

Contrairement à de nombreux modèles basiques, le modèle AF intègre des paramètres qui caractérisent les propriétés des pesticides (sorption, dégradation), les propriétés des sols, la recharge et la profondeur de la nappe.

Les données nécessitées par le modèle AF sont généralement disponibles.

La méthode AF a été fortement utilisée et comparée à des modèles dynamiques tels que PRZM et CML5. Les résultats de ces comparaisons montrent que le classement des produits par AF est cohérent ([Li et al.\(1998\)Li, Yost, and Green](#)). Le modèle DRASTIC modifié

Dans le cadre du projet Scaldit, l'évaluation de la vulnérabilité a tout d'abord été abordée du point de vue pesticides. La méthode DRASTIC a été modifiée afin d'y incorporer l'évolution de ce type de matière dans le sol. Les paramètres type de sol et recharge ont été fusionnés en un paramètre dépendant de la sortie du modèle AF. De cette manière, les caractéristiques des matières actives sont prises en compte, et les phénomènes se déroulant dans le sol sont introduits dans l'analyse (adsorption, dégradation, etc.).

L'équation initiale devient la suivante :

$$Pollution\ Potential = D_r D_w + A_r A_w + T_r T_w + I_r I_w + C_r C_w + AF_r AF_w$$

La seconde modification apportée à la méthode DRASTIC est de transformer les poids et indices afin d'obtenir des valeurs entre 0 et 1. Les coefficients appliqués sont présentés dans le tableau "Poids utilisés dans la méthode DRASTIC modifiée", et les classes de vulnérabilité dans le tableau "Classe de vulnérabilité selon la méthode DRASTIC modifiée".

Poids utilisés dans la méthode DRASTIC modifiée	
Poids	Valeur
D_w	0.2174
A_w	0.1304
T_w	0.0435
I_w	0.2174
C_w	0.1304
AF_w	0.2609

POIDS UTILISÉS DANS LA MÉTHODE DRASTIC MODIFIÉE

Les classes de vulnérabilité associée à l'indice DRASTIC peuvent être réévaluées suite aux transformations proposées.

Indice	Vulnérabilité
$x < 0.4425$	Vulnérabilité faible
$0.4425 < x < 0.6637$	Vulnérabilité moyenne
$x > 0.6637$	Vulnérabilité forte

CLASSE DE VULNÉRABILITÉ SELON LA MÉTHODE DRASTIC MODIFIÉE

L'indice de vulnérabilité ponctuelle est calculé pour différents composants chimiques. Afin d'obtenir un indice de vulnérabilité ponctuelle global la valeur maximale des indices spécifiques est retenue :

$$VP_{ponctuelle} = \max(VP_{spécifiques\ ponctuelles})$$

En pratique, cette étape est réalisée au moyen de différents logiciels. Premièrement, le modèle AF est évalué dans un script Matlab. Ensuite l'information est rappatriée dans ArcGIS qui permet de procéder au calcul de l'indice final. L'ensemble de ces opérations sont regroupées dans un script Python permettant d'automatiser les calculs. Les détails de ces actions sont présentés dans le rapport final du projet Scaldit FPMS-UCL.

3.3.4 Substances

Afin d'évaluer la vulnérabilité "globale", plusieurs substances génériques sont utilisées afin de couvrir la gamme des produits disponibles sur le marché. Les substances décrites dans le rapport FOCUS ([\[FOCUS\(2000\)\]](#)) ont fourni la base de ce travail. Comme indiqué dans le rapport FOCUS, "les substances génériques ont été spécifiées afin de démontrer la sensibilité différente à la percolation dans différentes régions agricoles européennes. Les valeurs des paramètres individuels de ces substances se retrouvent dans les valeurs des produits de protection des plantes (PPP) enregistrés en Europe mais ne peuvent être attribuées à une substance précise."

Quatre substances génériques sont détaillées dans le rapport FOCUS :

La substance A peut être classifiée comme une substance à persistance moyenne,

$$K_{om} = 60 \text{ dm}^3/\text{kg}$$

faiblement adsorbée avec un K_{om} de 60 et un temps de demi-vie de 60 jours dans le sol, donc peu volatile.

La substance B peut être classifiée comme un composé à faible persistance avec un très

$$K_{om} = 10 \text{ dm}^3/\text{kg}$$

faible K_{om} de 10 et un temps de demi-vie dans le sol de 20 jours, ce qui est légèrement volatile.

La substance C peut être classifiée comme un composé à faible persistance avec une

$$K_{om} = 100 \text{ dm}^3/\text{kg}$$

adsorption moyenne ($K_{om} = 100 \text{ dm}^3/\text{kg}$, $DT50 = 20d$). Elle a un produit de

$$K_{om} = 30 \text{ dm}^3/\text{kg} \quad K_{oc} = 52$$

transformation mobile ($K_{om} = 30 \text{ dm}^3/\text{kg}$ ($K_{oc} = 52$), $DT50 = 100d$)

La substance D peut être classifiée comme un composé à faible persistance avec un faible

$$K_{om} = 35 \text{ dm}^3/\text{kg}$$

de 35 et un temps de demi-vie dans le sol de 20 jours, ce qui légèrement volatile. Il s'agit exactement de la même substance que la substance B excepté sa plus forte adsorption dans les sols.

Les paramètres physiques des substances utilisées dans le modèle sont regroupées dans le tableau "Pesticides utilisés dans la méthode, [\[FOCUS\(2000\)\]](#)".

Substance	$K_{oc} \text{ } dm^3/kg$ []	$t_{1/2}$ [jours]	P_{vap} [mPa]	S mg/l []	MM g/mol []
A	103	60	1.10^{-7}	90	300
B	17	20	1.10^{-1}	90	300
C	172	20	1.10^{-7}	50	200
D	60	20	1.10^{-1}	90	300

PESTICIDES UTILISÉS DANS LA MÉTHODE, [FOCUS##1###]

3.3.5 Généralisation à la masse d'eau : géostatistiques

L'analyse de données au moyen de variogramme/covariogramme permet de modéliser la relation spatiale entre différents points. Il est donc possible d'interpoler entre des points connus après avoir estimé un modèle de variance/covariance. Des techniques simples aux plus complexes, les géostatistiques offrent la possibilité de généraliser la vulnérabilité ponctuelle globale calculée au moyen de la méthode DRASTIC modifiée à l'ensemble d'une région d'intérêt. L'énorme avantage de ces techniques est de rendre possible l'évaluation de l'erreur d'interpolation en chaque point. L'application se fait de manière très simple :

1. Evaluation de modèle de variance/covariance
2. Interpolation par krigeage
3. Création des cartes interpolées et des cartes de variance de l'interpolation.

Sans entrer dans un cours de géostatistiques, les sous-sections suivantes rappellent brièvement quelques concepts utilisés pour la généralisation de la vulnérabilité.

3.3.6 Evaluation du modèle de covariance

$$C(h)$$

Les fonctions de covariances généralement utilisées sont peu nombreuses car elles doivent respecter une propriété dite de "définie positivité". Cette condition étant difficile à vérifier, les applications pratiques se limitent à l'utilisation des quelques modèles simples qui ont été vérifiés définis positifs..

Citons, in [\[Bogaert\(2004\)\]](#):

- Le **modèle exponentiel** $Exp(||h||; \sigma^2, \theta)$ (d quelconque, $\theta > 0$)

$$C(||h||; \sigma^2, \theta) = \sigma^2 \exp\left(-3 \frac{||h||}{\theta}\right)$$

avec d , la dimension de l'espace, σ^2 , le seuil, h , la portée. Ce modèle est de loin le modèle le plus utilisé

- Le **modèle sphérique** $Sph(||h||; \sigma^2, \theta)$ ($d \leq 3$, $\theta > 0$)

$$C(\|\mathbf{h}\|; \sigma^2, \theta) = \begin{cases} \sigma^2 \left(1 - \frac{3}{2} \frac{\|\mathbf{h}\|}{\theta} + \frac{1}{2} \left(\frac{\|\mathbf{h}\|}{\theta} \right)^3 \right) & \|\mathbf{h}\| > 0 \\ 0 & \|\mathbf{h}\| \leq 0 \end{cases}$$

- Le modèle gaussien $Gau(\|\mathbf{h}\|; \sigma^2, \theta)$ (d quelconque, $\theta > 0$)

$$C(\|\mathbf{h}\|; \sigma^2, \theta) = \sigma^2 \exp \left(-3 \frac{\|\mathbf{h}\|^2}{\theta^2} \right)$$

- Le modèle effet de pépité $Nug(\|\mathbf{h}\|; \sigma^2)$ (d quelconque)

$$C(\|\mathbf{h}\|; \sigma^2, \theta) = \begin{cases} \sigma^2 & \text{pour } \|\mathbf{h}\| = 0 \\ 0 & \text{pour } \|\mathbf{h}\| > 0 \end{cases}$$

Ce modèle correspond à l'absence totale de corrélation spatiale.

La somme de ces modèles donne également des modèles valides. Par exemple :

$$C(\|\mathbf{h}\|) = Nug(\|\mathbf{h}\|; \sigma_1^2) + Exp(\|\mathbf{h}\|; \sigma_2^2, 0)$$

$$\sigma_1^2 + \sigma_2^2 = \sigma^2$$

avec

A partir des données expérimentales, il est dès lors possible de choisir le modèle le plus approprié (càd celui minimisant les erreurs d'estimation). Ce choix se fait en combinant une certaine connaissance du phénomène à l'utilisation d'algorithmique. La première étape du calcul consiste à évaluer un estimateur de la covariance. Cet estimation dépend du nombre d'intervalles de distance choisi, du nombre de paires de points dans ces intervalles. A la vue de l'allure générale des points, il faut choisir un modèle. Les paramètres du modèle choisis sont alors ajustés par ([[Bogaert\(2004\)](#)]):

- un ajustement à l'oeil (eye-fitting),
- un ajustement par la méthode des moindres carrés,
- un ajustement par la méthode du maximum de vraisemblance.

Dans le cadre du projet Scaldit, le modèle de covariance est choisi après avoir calculé l'estimateur de la fonction de covariance. Ensuite, la librairie Matlab BMELib ([[Christakos et al.\(2002\)](#)][Christakos, Bogaert, and Serre](#)) permet d'ajuster les modèles de covariance par une méthode itérative des moindres carrés pondérées.

3.3.7 Krigeage

Le krigeage est une procédure d'interpolation qui fournit, à partir des données disponibles, une estimation optimale, linéaire et non-biaisée de la propriété étudiée, dont l'erreur d'estimation est minimisée, in [[Rentier\(2002\)](#)].

Le krigeage permet d'évaluer les poids de la fonction suivante :

$$Z_0^p = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z_i$$

avec Z_0^p , le prédicteur de la variable Z au point 0, et Z_i , la valeur de Z au point i , λ_i , le poids i . Cette fonction permet de calculer la valeur Z en n'importe quel point de l'espace.

La librairie Matlab BMELib ([[Christakos et al.\(2002\)](#)Christakos, Bogaert, and Serre]) nous a permis d'utiliser très facilement les fonctions de krigeage sur nos données. Les programmes utilisés sont décrits dans le rapport final du projet Scaldit FPMS-UCL.

3.3.8 Création des cartes interpolées

Deux types de cartes sont réalisées à partir de données interpolées par krigage. La première carte représente les valeurs de l'indice de vulnérabilité en chaque point. La seconde carte affiche la variance de l'estimation en chaque point. Elle permet donc d'évaluer la qualité de l'interpolation. En effet, l'interpolation par krigeage est dépendante du modèle de covariance. Les modèles covariance sont construits de manière à ce que une fois la

$$||\mathbf{h}||$$

distance entre deux points plus grande que la portée du modèle () plus aucune liaison spatiale n'est décelable. A la vue des équations du krigeage, on peut affirmer que tous les points hors de la portée du variogramme auront une valeur égale à la moyenne des points de départ.

3.3.9 Méthode d'évaluation des pressions

Afin de pouvoir combiner pressions et vulnérabilité, il est indispensable de traduire les données existantes dans un référentiel commun. Les pressions vont devoir être classifiées, arrangées ou estimées.

L'évaluation de la pression se limite à une estimation du danger pour les eaux souterraines. Considérant uniquement les pressions d'origine anthropique, le problème reste néanmoins très complexe car dépendant des données disponibles et des connaissances scientifiques sur chaque type de pression.

L'évaluation des pressions n'est qu'une étape dans le calcul global du risque de la masse d'eau. Le croisement de la vulnérabilité intrinsèque avec les pressions impose l'utilisation d'indicateurs. Ces indicateurs permettront, en fonction de la quantité et de la qualité de l'information disponible, d'évaluer au mieux les pressions résultantes des activités humaines (ménages, industrie, agriculture).

Les indicateurs de pressions peuvent être définis de la manière suivante ([[OCDE\(1993\)](#)]): Ils décrivent les pressions exercées sur l'environnement par les activités humaines, y compris sur la qualité et la quantité des ressources naturelles. On peut établir une distinction entre indicateurs de pression directe (pressions exercées directement sur l'environnement, habituellement exprimées en termes d'émissions de substances polluantes ou de consommation de ressource naturelle), et indicateurs de pression indirecte (indicateur de base reflétant les activités humaines entraînant des pressions environnementales directes).

Dans le cadre des masses d'eau souterraines, l'évaluation des pressions est envisagée comme une caractérisation des pressions en surface. La méthode d'évaluation des pressions devra fournir un maillage des pressions anthropiques sur l'ensemble des masses d'eau.

3.3.10 Méthodes existantes

Un inventaire détaillé des méthodes existantes a été réalisé dans [[Zaporozec and all\(2002\)](#)]. En fonction des objectifs de l'étude, le type de méthode est très différent. La spécificité des pressions considérées, et le choix d'une approche quantitative ou qualitative sont les facteurs les plus importants pour déterminer la méthode à utiliser. Dans le cadre de ce projet, l'ensemble des pressions anthropiques sont intégrées dans l'évaluation du risque. Seules les méthodes génériques d'évaluation des pressions seront retenues.

Sachant que la contamination des eaux souterraines est principalement due :

- au type de polluant,
- au volume introduit dans le système et,
- à son mode d'introduction,

il semble impossible d'appliquer un système unique d'évaluation des sources de contaminants.

Il faudrait tout d'abord établir un système de classification exhaustif des matières polluantes, et ensuite évaluer les charges polluantes pour chaque maille de la zone géographique considérée. Le but final est d'obtenir une carte exprimant les pressions en plusieurs classes (ex: faible - moyenne - élevée), ou valeurs relatives.

Un exemple de ce type de méthode est celle proposée par Foster et Hirata (1998)(in [[Johansson et al.\(1999\)](#)][Johansson, Sharp, Alveteg, and Choza](#))). Ils proposent un système de classification attribuant une valeur de pression entre 0 et 1 en fonction de :

- la classe du contaminant (vitesse de dégradation et facteur de retard),
- la mode d'introduction (charge, profondeur),
- la durée de l'exposition et,
- le potentiel de remédiation.

Cette méthode nécessite une connaissance approfondie de l'occupation du sol et des activités qui s'y déroule. Très souvent, les décideurs ne disposent que d'une carte d'occupation du sol regroupant les informations par grand type d'activités (ex : industries - commerces - habitats - etc.).

Ce type d'information peut être interprétée par des experts et permet d'établir des tableaux de classifications des pressions très génériques. Le diagramme ``Tableau d'évaluation des pressions, [[Zaporozec and all\(2002\)](#)]'' propose une classification des pressions sur base de leur origine. D'une relative simplicité, ce tableau englobe l'entière du problème de manière pragmatique et permet de répondre aux besoins d'évaluation de pressions au moyen de données agrégées telles que disponibles dans beaucoup de cas.

FIGURE 5.1 A general rating system of groundwater contamination sources based on the classification by origin presented in Chapter 3 (H, M and L = high, moderate and low potential groundwater contamination load, respectively)

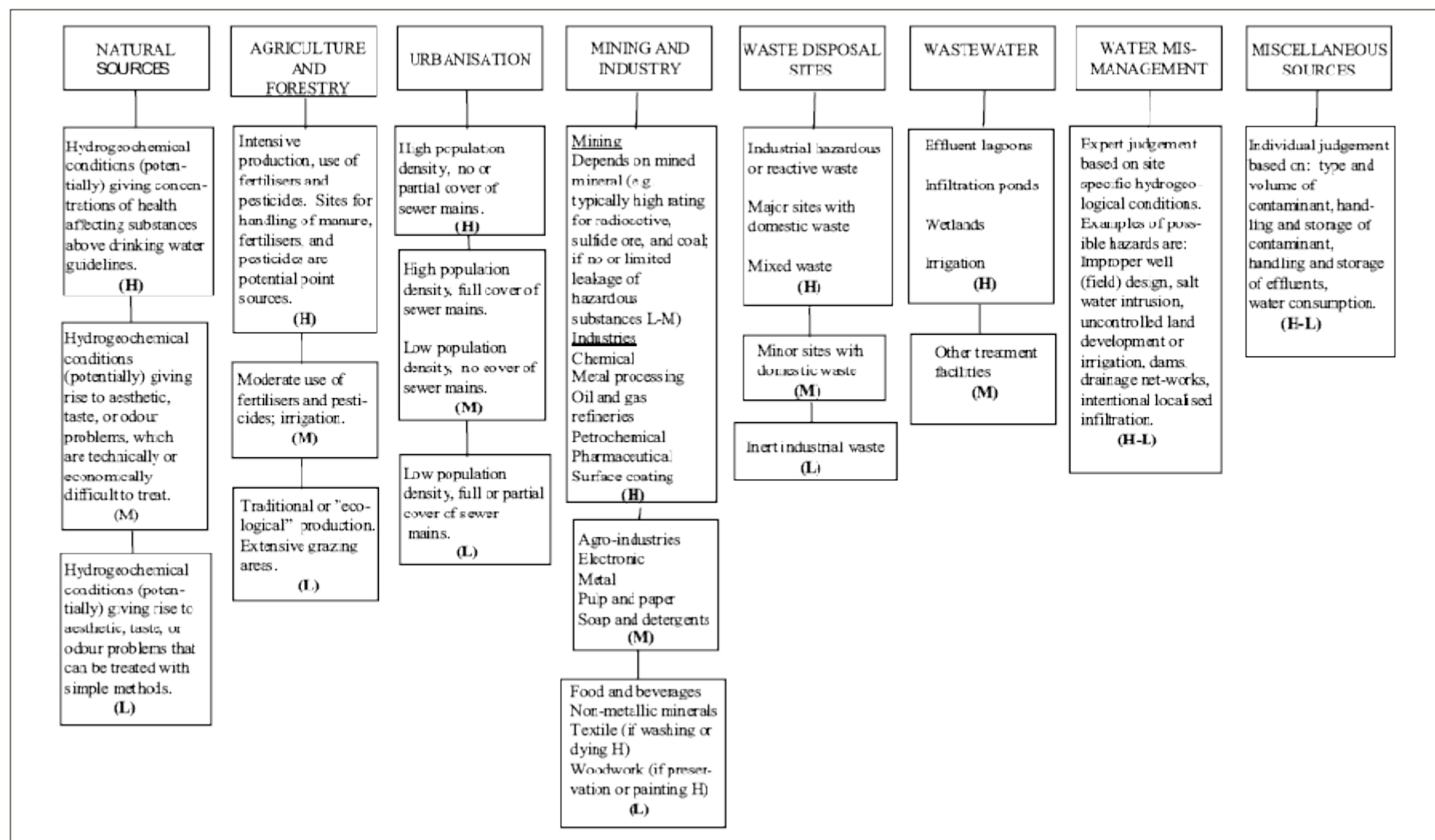
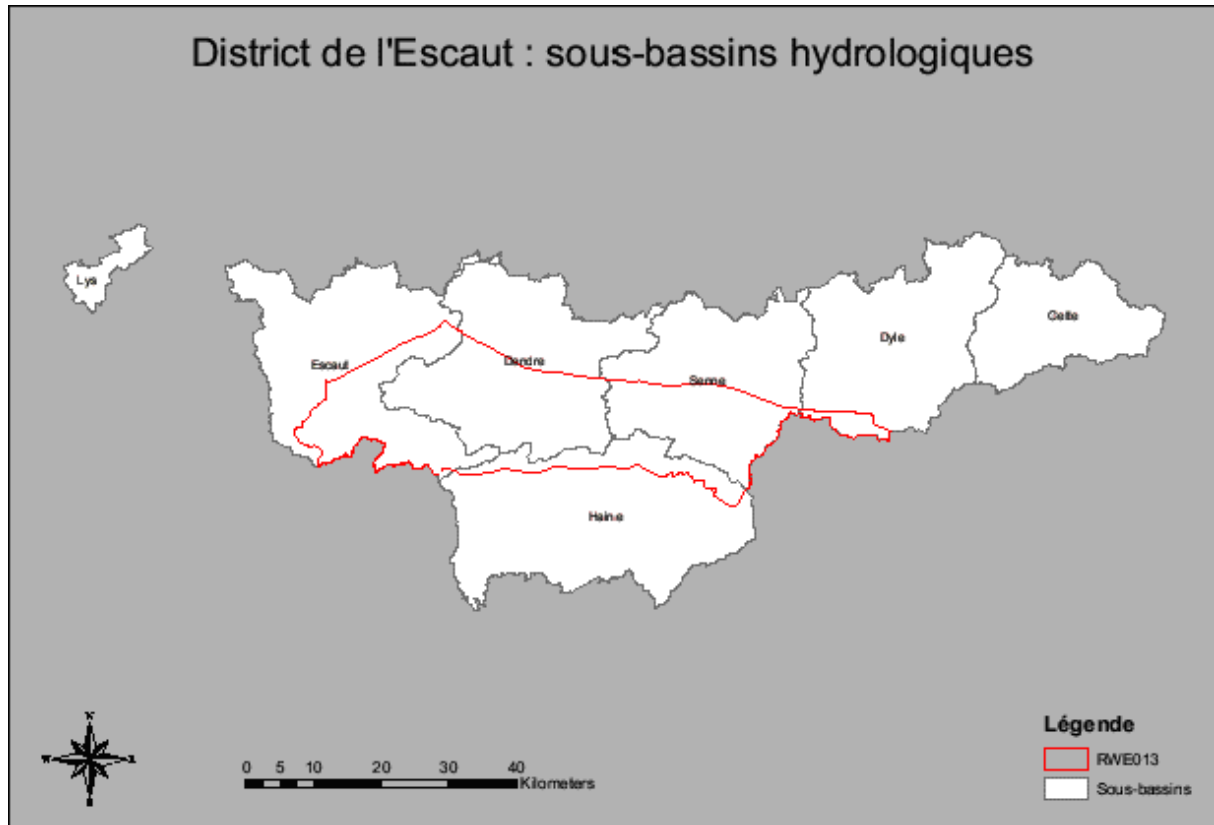


TABLEAU D'ÉVALUATION DES PRESSIONS, [ZAPOROZEC##1###]

3.3.11 Méthode utilisée

Les données fournies dans le cadre de ce projet sont issues du groupe P05 - Pressions du projet Scaldit. Ces données sont agrégées par district hydrographique, voir la figure ``Sous-bassins hydrographique dans le district de l'Escaut en Région Wallonne''). Cette figure présente également le contour de la masse d'eau RWE013. Cette information permet de mesurer la problématique d'agrégation, ventilation des informations sur les différentes zones d'étude (sous-bassins, masse d'eau, etc.).



SOUS-BASSINS HYDROGRAPHIQUES DANS LE DISTRICT DE L'ESCAUT EN RÉGION WALLONNE

Trois types de pressions sont considérées :

- les ménages : les ménages sont caractérisés en fonction du nombre d'équivalent-habitants traités (épuration individuelle et collective séparée) et non-traités.
- les industries : par code NACE, le nombre d'industries par sous-bassins sont répertoriées (avec les distinctions IPPC, EPER et épuration des eaux).
- l'agriculture : le nombre d'exploitations, et les surfaces par type d'exploitation sont répertoriées.

Les données disponibles ne permettent pas de répondre à une évaluation détaillée des pressions. Il est donc indispensable de simplifier le nombre d'informations requises.

La méthode retenue est celle proposée dans à la figure ``Tableau d'évaluation des pressions, [[Zaporozec and all\(2002\)](#)]'' avec quelques adaptations.

Partant de la carte d'occupation du sol de la Région Wallonne, chaque zone géographique homogène se voit attribuer un indice de pression selon :

1. le type d'occupation du sol,
2. la classe d'occupation selon le ``Tableau d'évaluation des pressions, [[Zaporozec and al\(2002\)](#)]``,
3. les informations supplémentaires venant d'experts.

Pour les industries, l'évaluation est légèrement différente. Une valeur de pression est calculée pour chaque district hydrographique en prenant la moyenne pondérée des pressions. Ensuite, pour chaque zone industrielle, une correspondance est faite entre les districts et la zone afin de lui attribuer la pression correspondante.

Afin de tenir compte du fait que le modèle de vulnérabilité a été développé exclusivement pour la zone de recharge directe. Une classe particulière a été attribuée aux zones hors de la zone de recharge directe : il s'agit de zone dite à ``Impact peu probable (recharge verticale non significative)``

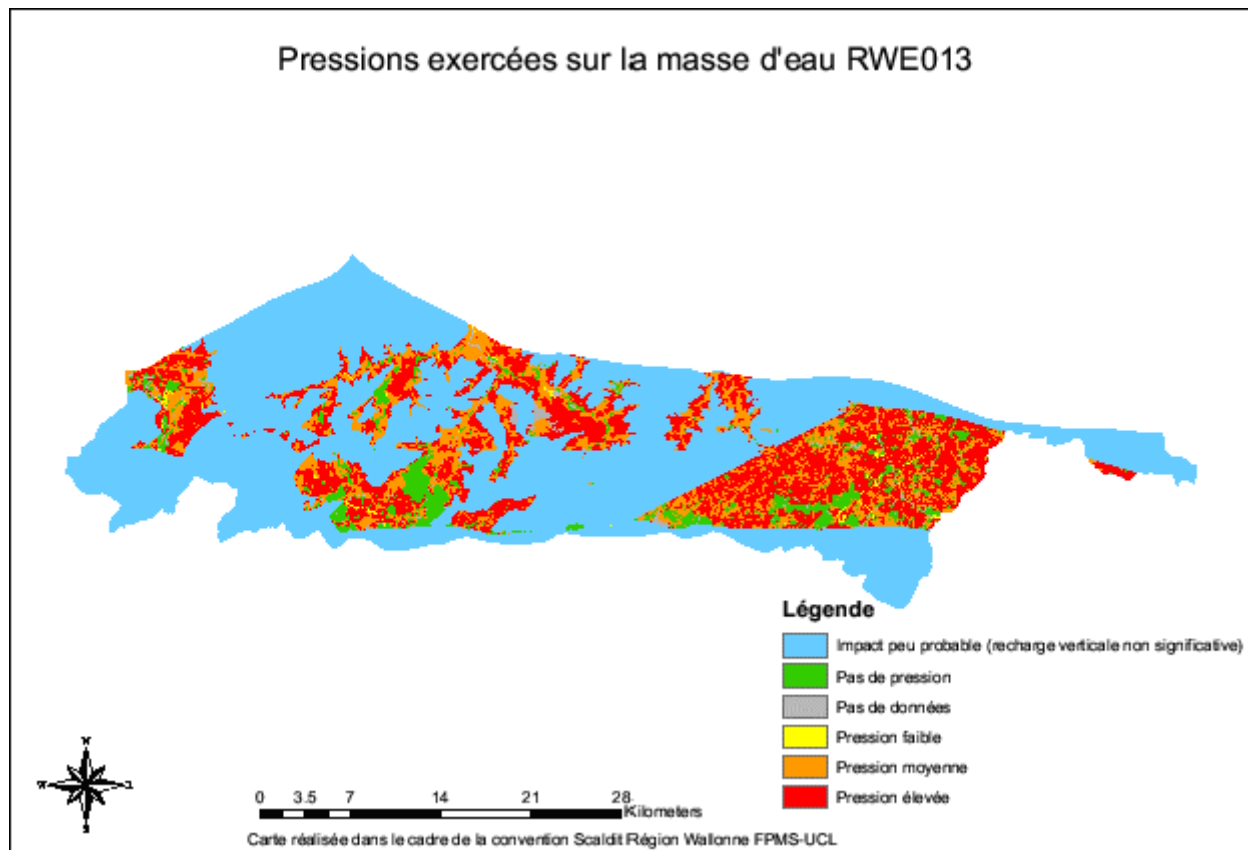
Les cartes de pressions sont calculées avec une maille de 30 mètres, et en utilisant la carte d'occupation des sols la plus récente.

3.3.12 Résultats

Pour chaque masse d'eau, une carte de pression est établie. Six classes de pressions y sont présentées :

- zones à impact peu probable (la recharge verticale n'étant pas significative),
- zones sans pression (forêts, espace vert),
- zones pour lesquelles les données disponibles ne permettent pas d'attribuer une valeur de pression,
- zones à pression faible,
- zones à pression moyenne,
- zones à pression élevée.

La figure ``Indices de pressions pour la masse d'eau RWE013`` expose la carte obtenue pour la masse d'eau RWE013.



INDICES DE PRESSIONS POUR LA MASSE D'EAU RWE013

3.3.13 Méthode d'évaluation du risque

Le risque est défini comme une évaluation empirique basée sur la vulnérabilité de la masse d'eau au toit de la nappe et l'intensité des pressions anthropiques à la surface du sol. Il ne s'agit donc pas d'une évaluation probabiliste du risque, ni d'une quantification de la contamination en terme de polluant.

Les méthodes d'évaluation du risque existante dans la littérature sont souvent soit inutilisables pour une analyse régionale, soit nécessitent une quantité et qualité de données impossibles à obtenir à notre échelle de travail. Pour cette raison, nous avons choisi une méthode d'évaluation du risque très simple. Il s'agit d'un croisement entre la carte de vulnérabilité et la carte de pression. Elle est basée sur les travaux de [\[Johansson et al.\(1999\)Johansson, Sharp, Alveteg, and Choza\]](#), et est également illustrée dans [\[Zaporozec and all\(2002\)\]](#).

3.3.14 Méthodes existantes

Une grande confusion existe entre les différents termes liés aux analyses de risque. Dans la littérature, les méthodes d'évaluation de la vulnérabilité ou des pressions sont parfois considérées comme des méthodes d'analyse de risque. L'inventaire réalisé par [\[Zaporozec and all\(2002\)\]](#), cité précédemment dans la liste des méthodes d'évaluation des pressions, peut également être cité ici.

Les méthodes d'évaluation du risque existantes sont nombreuses. Elles dépendent de plusieurs paramètres, principalement :

- les données disponibles et la qualité de celles-ci
- l'information recherchée pour l'évaluation du risque

Deux types de méthodes peuvent être retenues :

1. les approches probabilistes : Ce type de méthode évalue statistiquement la probabilité d'occurrence d'un événement. Elle peut-être basée sur des scénarii, ou sur des données réelles. Souvent, la quantité et la qualité des données disponibles ne permettent pas l'utilisation de telles approches.
2. les approches par indicateurs : Le risque est souvent évalué comme le croisement entre les dangers et la vulnérabilité. Cette opération est généralement réalisée à partir d'indicateurs et permet de conclure par exemple à un risque élevé lorsque la vulnérabilité est forte et les dangers élevés. La démarche simplifiée proposée par ces méthodes permettent souvent l'utilisation de celle-ci dans des cadres décisionnels.

De plus, ces méthodes sont fortement dépendantes de leur échelle d'utilisation. Certaines méthodes ne peuvent être utilisées qu'à des échelles locales. D'autres plus généralistes sont destinées à des évaluation régionales, voire internationales.

3.3.15 Méthode utilisée

Pour chaque masse d'eau, après avoir calculé et généré la carte de vulnérabilité sur la zone de recharge, et après avoir généré la carte de pressions pour l'ensemble de la masse d'eau, il est possible de croiser ces deux cartes en utilisant une matrice de décision. Cette matrice va permettre d'établir la valeur du risque à affecter à chaque maille de la future carte de risque en tenant compte des deux entrées vulnérabilité et pression.

La vulnérabilité globale a été définie selon trois classes : vulnérabilité faible, vulnérabilité moyenne et vulnérabilité forte. Les pressions sont également exprimées selon trois classes : pression faible, pression moyenne, pression forte (nous négligeons actuellement les zones sans données, les zones à pression nulle et les zones hors zone de recharge directe).

La matrice de base utilisée pour la combinaison est présentée à la figure ``Matrice de décision utilisée pour le croisement de la vulnérabilité et des pressions''. Le choix des poids est la partie la plus délicate de l'analyse. Plusieurs variantes ont été testées mais les résultats ne variaient que de quelques pixels. La matrice de base a été conservée pour l'analyse.

Pression	Elevée	E	E	E
	Moyenne	M	M	E
	Faible	F	F	M
		Faible	Moyenne	Elevée
		Vulnérabilité		

MATRICE DE DÉCISION UTILISÉE POUR LE CROISEMENT DE LA VULNÉRABILITÉ ET DES PRESSIONS (E : RISQUE ÉLEVÉ, M : RISQUE MOYEN, F : RISQUE FAIBLE)

Le cas des zones sans données et hors de la zone de recharge directe sont traités à part. Les zones pour lesquelles aucune information de vulnérabilité n'existe se voient affecter un indice de risque équivalent à la pression au même endroit. Hors de la zone de recharge,

l'impact étant considéré non significatif, les cartes de risques ne présente actuellement aucune information.

La figure ``Schéma d'évaluation de la carte de risque" présente les entrées et la sortie de la méthode d'évaluation.

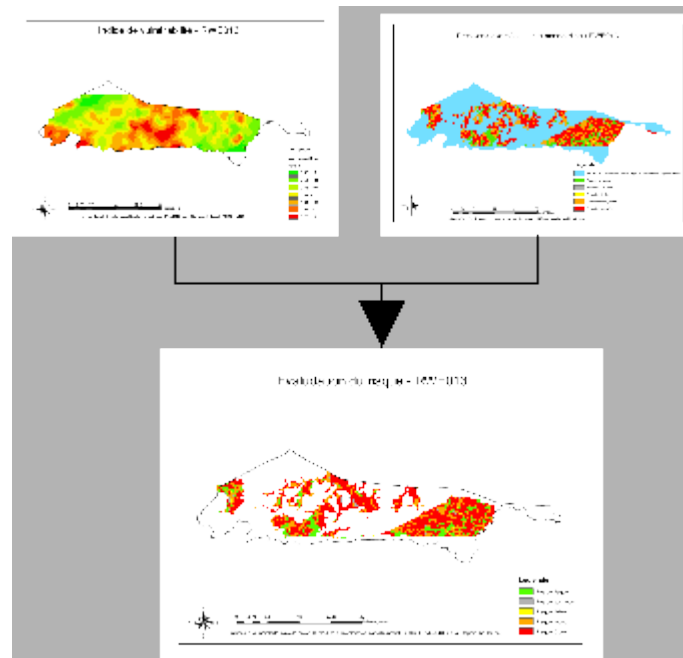
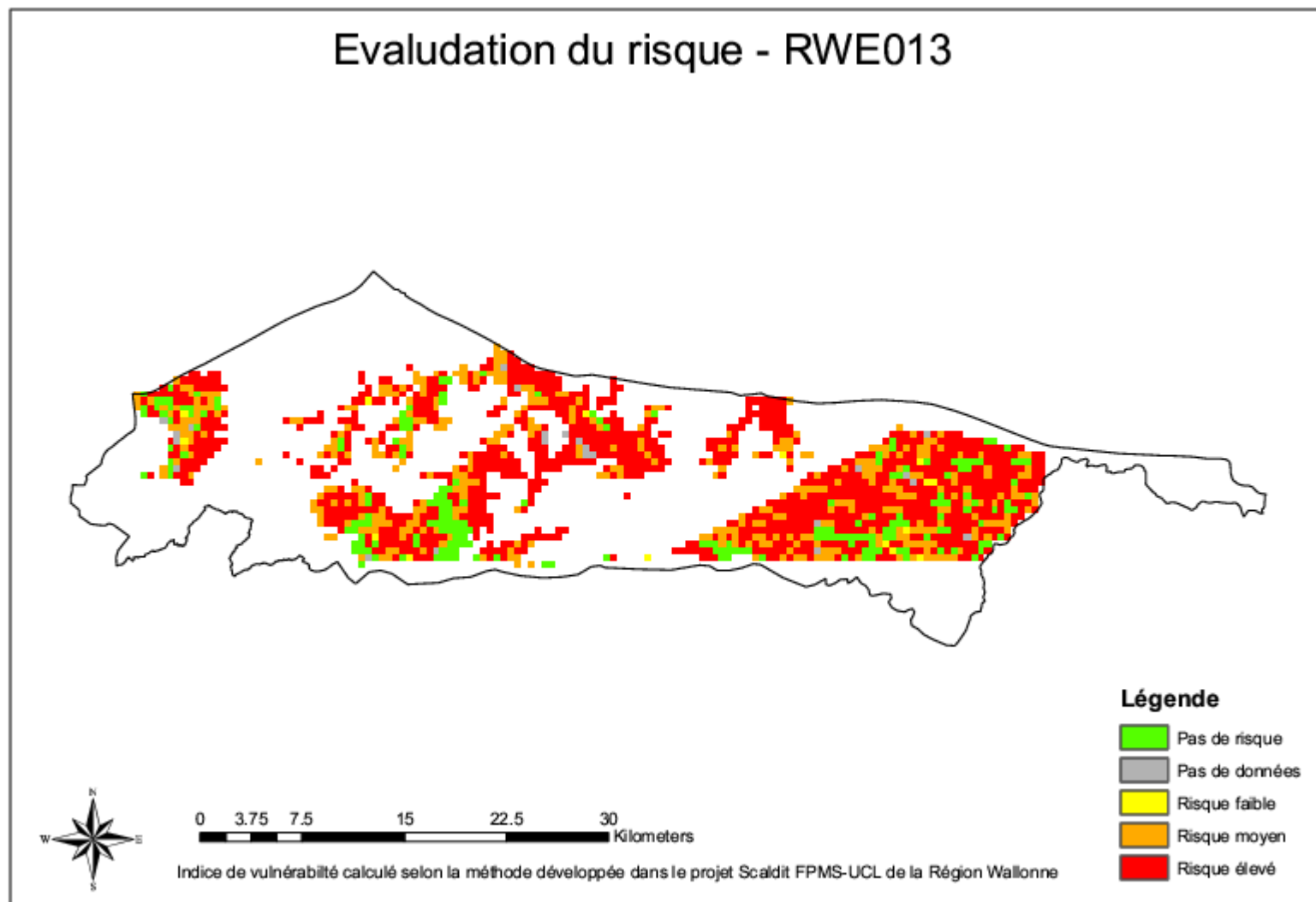


SCHÉMA D'ÉVALUATION DE LA CARTE DE RISQUE

3.3.16 Carte de risque

Les cartes de risque ont la même résolution que les cartes de pression, soit une maille de 30 mètres de côté. La carte de risque détaillée pour la masse d'eau RWE013 est illustrée à la figure ``Carte de risque pour la masse d'eau RWE013".



CARTE DE RISQUE POUR LA MASSE D'EAU RWE013

4. Analyse des pressions et des impacts

4.1. Contenu de la Directive

L'article 5 de la Directive 2000/60/CE stipule que chaque État membre veille à ce qu'une étude des incidences de l'activité humaine sur l'état des eaux de surface et des eaux souterraines soit entreprise conformément aux spécifications techniques énoncées en son annexe II 1.4 – 2.5 et qu'elle soit achevée au plus tard le 22 décembre 2004.

Pour ce faire, les États membres collectent et mettent à jour des informations sur le type et l'ampleur des pressions anthropiques importantes auxquelles les **masses d'eau de surface** peuvent être soumises dans chaque district hydrographique.

L'estimation et l'identification des pollutions ponctuelles et diffuses importantes concernent notamment les substances énumérées à l'annexe VIII de la Directive, issues des installations et activités urbaines, industrielles, agricoles ou autres.

Par ailleurs, l'analyse doit également permettre :

- l'estimation et l'identification des captages importants d'eau à des fins urbaines, industrielles, agricoles et autres ;
- l'estimation et l'identification de l'incidence 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 ;
- l'estimation et l'identification des autres incidences anthropogéniques importantes sur l'état des eaux de surface ;
- l'estimation des modèles d'aménagement du territoire, y compris l'identification des principales zones urbaines, industrielles et agricoles et, le cas échéant, des zones de pêche et des forêts.

Pour les **masses d'eau souterraine**, la caractérisation initiale doit définir les pressions auxquelles la ou les masses d'eau souterraine sont susceptibles d'être soumises, y compris :

- les sources de pollution diffuses ;
- les sources de pollution ponctuelles ;
- le captage ;
- la recharge artificielle.

L'analyse doit conduire à évaluer la probabilité que les masses d'eau de surface à l'intérieur du district hydrographique ne soient plus conformes aux objectifs de qualité environnementaux fixés pour les masses en vertu de l'article 4 d'ici 2015. Lors de cette analyse, les États membres doivent utiliser les informations sur le type et l'ampleur des pressions auxquelles les masses d'eau sont susceptibles d'être soumises et sur les caractéristiques de ces masses d'eau, ainsi que toute autre information pertinente, y compris les données de gestion environnementale existantes.

Par conséquent, pour évaluer les risques qui menacent la réalisation de ces objectifs, l'analyse des pressions et impacts doit identifier :

- les pressions et impacts existants,

- la manière dont les pressions sont susceptibles d'évoluer d'ici 2015, dans un sens qui empêcherait l'obtention d'un bon état des eaux si des programmes de mesures appropriés ne sont pas mis en œuvre.

La prédiction des changements des pressions demande la prise en considération :

- des effets des plans et projets convenus en vertu de la législation existante,
- des prévisions concernant la manière dont les facteurs économiques clés qui influencent l'utilisation de l'eau vont évoluer au fil du temps et comment ces changements peuvent affecter les pressions sur les masses d'eau (scénarios).

4.2. Contenu du Guidance Document No 3 (Analysis of Pressures and Impacts) produit par le Working Group 2.1 - IMPRESS

Pour effectuer l'analyse des pressions et des impacts, il est nécessaire d'inclure des informations sur les forces motrices et l'état des masses d'eau. La méthode préconisée par le document guide «IMPRESS», rédigé par un groupe d'experts européens, est l'**approche DPSI(R)** :

Driver = force motrice : activité anthropique qui peut avoir un impact environnemental.

Pressure = pression : l'action directe de la force motrice sur l'eau à l'endroit où elle a lieu.

State = état : la condition de la masse d'eau (qualité) qui résulte à la fois de facteurs naturels et anthropiques.

Impact : l'effet environnemental de la pression.

(Response) = réponse : les mesures à prendre pour améliorer l'état de la masse d'eau (plans de gestion).

Cette approche permet d'ordonner les éléments de l'analyse et de regrouper des pressions issues de forces motrices variées dont l'impact s'exercera sur une masse d'eau donnée (ex : l'azote issu de l'agriculture et des rejets urbains et industriels). En l'absence d'une quantification fine des pressions véritablement exercées, la connaissance des forces motrices et de leur tendance d'évolution contribuera à l'estimation du risque de non-atteinte du bon état (ex : réduction drastique d'une activité polluante importante dans un secteur donné). Enfin, le lien entre pression et forces motrices permet de répartir par grand secteur d'activité l'origine des pressions, ce qui est indispensable pour les plans de gestion.

Pour le calendrier du travail à conduire pour 2004, le guide se fonde très largement sur les informations existantes concernant les pressions et impacts ainsi que sur les méthodes d'évaluation actuellement disponibles. Dans la mesure où la législation communautaire actuelle en matière d'eau s'est essentiellement concentrée sur la pollution, les informations et les connaissances sur les autres pressions et leurs impacts sont plus difficiles à collecter. Il en résulte que tous les thèmes ne sauraient pas être traités avec la même précision. Cela tient autant à l'état non exhaustif des connaissances actuelles qu'à l'existence ou l'absence de méthodes applicables ou appliquées en routine.

En ce qui concerne l'échelle de collecte des données, la Directive 2000/60/CE s'adresse à toutes les masses d'eau de surface, souterraines, continentales et de transition, qui sont les unités spatiales prises en compte. Idéalement, les informations devraient être collectées à une échelle permettant leur qualification par simple agrégation des résultats. Les éléments produits resteront ainsi valables si la définition de la masse d'eau est modifiée ultérieurement.

Par ailleurs, les pressions s'exerçant dans le bassin versant propre d'une masse d'eau ne sont pas les seules à l'origine des impacts constatés: l'aval est influencé par l'amont (transfert de la pollution en cours d'eau par exemple), l'amont peut également être influencé

par l'aval (perturbation de la remontée des poissons migrateurs par un barrage, intrusion saline dans un estuaire,...) ; les eaux souterraines sont en relation avec les eaux de surface (contamination par les pesticides, défaut de débit d'étiage par la nappe alluviale ,...).

4.3. Méthode de détermination des pressions et impacts

Selon le document guide IMPRESS (point 3.11), les tâches-clefs à accomplir dans le cadre de l'analyse pressions et impacts sont :

- la collecte des données existantes sur les activités présentes dans le bassin ou dans le sous-bassin et des données de monitoring ;
- l'acquisition de l'information sur les forces motrices présentes dans le bassin de la masse d'eau ;
- l'identification des pressions provoquées par les forces motrices en prenant particulièrement en compte les pressions énumérées à l'annexe II 1.4. de la Directive 2000/60/CE ;
- l'extraction des données spécifiques à la masse d'eau, incluant les données quantitatives, hydromorphologiques, physiques, chimiques et biologiques ;
- l'identification des masses d'eau dépendantes de la masse d'eau considérée et des masses d'eau dont dépend la masse d'eau considérée de même que leurs bassins ;
- la détermination des objectifs environnementaux pour la masse d'eau ;
- l'évaluation des données de monitoring existantes (biologiques, physico-chimiques et hydromorphologiques) vis-à-vis des objectifs environnementaux ;
- l'évaluation de la vulnérabilité de la masse d'eau et des masses d'eau dépendantes vis-à-vis des impacts générés par les pressions identifiées, dans le but d'évaluer si la masse d'eau risque de ne pas atteindre l'objectif environnemental qui lui a été attribué (les pressions entraînant des impacts au-delà de la masse d'eau elle-même doivent évidemment être incluses dans l'analyse) ;
- l'intensification de l'analyse, en explorant les changements et tendances dans les activités et les pressions prévues dans la période 2004 à 2015 et au-delà ;
- l'étude des conditions d'exemptions qui peuvent être applicables, en cas de risque de non-atteinte de l'objectif environnemental (identification temporaire en tant que masse d'eau fortement modifiée (MEFM) (article 4.3) ou de détérioration provisoire (article 4.6).

En résumé, toujours suivant le document guide IMPRESS (point 2.4), idéalement, une procédure d'évaluation des pressions et des impacts suit 4 étapes :

1. Décrire les **forces motrices**, et plus spécialement l'occupation du sol, le développement urbain, l'industrie, l'agriculture et les autres activités qui entraînent des pressions sans considérer leurs impacts actuels.
2. Identifier les **pressions** ayant un impact possible sur la masse d'eau et sur les usages de l'eau en considérant l'amplitude des pressions et la vulnérabilité de la masse d'eau.
3. Evaluer les **impacts** résultant de la pression.
4. Evaluer la **probabilité de ne pas atteindre les objectifs environnementaux**.

Le tableau 6 synthétise les principales forces motrices à décrire, les principales pressions issues de celles-ci et les principaux impacts résultant (liste non exhaustive).

Forces motrices (activités)	Pressions importantes dérivées	Impacts (changements possibles de l'état)
Pressions sur la quantité de la ressource en eau (eaux de surface)		
Agriculture, Industrie, population.	<u>Prélèvements</u>	Modification des débits et des aspects écologiques. Concentration des substances chimiques. Modification des écosystèmes terrestres qui en dépendent.
Navigation	<u>Transfert d'eau, Augmentation ou diminution du débit dans le milieu récepteur.</u>	Modification des régimes thermiques, hydrauliques et écologiques.
Pressions sur la qualité de la ressource en eau (eaux de surface)		
Agriculture	Perte de <u>nutriments</u> par: * ruissellement * érosion du sol * drainage artificiel Perte de <u>pesticides</u> (mêmes voies). Perte de <u>sédiments</u> par érosion du sol, des berges et du lit de la rivière.	Les nutriments modifient les écosystèmes aquatiques (eutrophisation). Toxicité, contamination de l'eau et des organismes vivants (végétaux et animaux). Etouffement du lit, altération des assemblages d'invertébrés, perte de frayères.
	<u>Rejets dans l'atmosphère</u> (déposition de composé nitrés et sulfurés).	Acidification des masses d'eau de surface, eutrophisation.
Industrie	<u>Rejets d'effluents en eaux de surface.</u> <u>Retour d'eaux de refroidissement + biocides</u> dans les circuits et les eaux. <u>Rejets dans l'atmosphère</u> (déposition de composé nitrés et sulfurés).	Les substances toxiques ont des effets directs; l'augmentation des concentrations en matières en suspension et en matière organique altère les teneurs en oxygène; les nutriments modifient les écosystèmes aquatiques (eutrophisation). Températures élevées, réduction des teneurs en oxygène dissous. Changements dans les cinétiques des processus bio-géochimiques. Effets toxiques directs. Acidification des masses d'eau de surface, eutrophisation.

Forces motrices (activités)	Pressions importantes dérivées	Impacts (changements possibles de l'état)
Pressions sur la qualité de la ressource en eau (eaux de surface - suite)		
Population/Tourisme	<u>Rejets d'effluents en eaux de surface.</u>	Les substances toxiques ont des effets directs ; l'augmentation des concentrations en matières en suspension et en matières organiques altère les teneurs en oxygène ; les nutriments modifient les écosystèmes aquatiques (eutrophisation).
	<u>Rejets dans l'atmosphère (déposition de composé nitrés et sulfurés).</u>	Acidification des masses d'eau de surface, eutrophisation.
Transport terrestres	<u>Déversements accidentels de polluants.</u> <u>Sels de déneigements.</u> <u>Herbicides.</u> <u>Echappements de moteurs.</u>	Pollution des masses d'eau. Augmentation des teneurs en chlorures dans l'eau. Toxicité, contamination de l'eau potabilisable. Augmentation des polluants acidifiants dans l'atmosphère et de la déposition. Acidification des masses d'eau de surface, eutrophisation.
Sites contaminés	<u>Flux de substances chimiques dans les lixiviats.</u>	Les substances toxiques ont des effets directs ; l'augmentation des concentrations en matières en suspension et en matières organiques altère les teneurs en oxygène ; les nutriments modifient les écosystèmes aquatiques (eutrophisation).
Pressions hydromorphologiques (eaux de surface - suite)		
Navigation	<u>Dragage : Remise en suspension de sédiments.</u> <u>Enlèvement de substrat.</u> <u>Modification du niveau d'eau.</u>	Etouffement du lit ; altération des assemblages d'invertébrés, perte de frayères. Perte d'habitats. Pertes de marais, de frayères.
	<u>Barrières physiques : Variations des caractéristiques de volumes et/ou débits, vitesse en amont et en aval du barrage.</u>	Régime hydraulique et habitat perturbés.
	<u>Canalisations et rectifications : Variations des caractéristiques de volumes et/ou débits, vitesse.</u>	Régime hydraulique et habitat perturbés.
Production d'électricité, écrêtage de crues.	<u>Barrières physiques</u> <u>Variations des caractéristiques de volumes et/ou débits, vitesse en amont et en aval du barrage.</u>	Régime hydraulique et habitat perturbés.

Forces motrices (activités)	Pressions importantes dérivées	Impacts (changements possibles de l'état)
<i>Pressions biologiques</i>		
Aquaculture	Nourriture, traitements et <u>évasions</u> .	Nutriments, maladies, produits vétérinaires, populations artificielles de poissons, modification des chaînes et réseaux trophiques.
Pêche	<u>Pêche</u> . <u>Stockage de poissons</u> .	Appauvrissement de la faune piscicole, surtout poissons migrateurs. Contamination génétique des populations sauvages.
Importation d'espèces exotiques	<u>Compétition</u> avec les espèces indigènes.	Substitution de populations, destruction d'habitats, compétition pour la nourriture.

Forces motrices (activités)	Pressions importantes dérivées	Impacts (changements possibles de l'état)
<i>Pressions sur la quantité de la ressource en eau (eaux souterraines)</i>		
Agriculture, Industrie population.	<u>Prélèvements</u>	Modification des débits des eaux de surface dépendantes et des aspects écologiques. Modification des volumes.
	<u>Recharge artificielle</u> <u>Augmentation du stockage</u> .	Augmentation du débit à l'exutoire. Contamination des eaux souterraines.
<i>Pressions sur la qualité de la ressource en eau (eaux souterraines)</i>		
Population/Tourisme	<u>Rejets d'effluents en eaux souterraines</u> .	Contamination des eaux souterraines.
Agriculture	Perte de <u>nutriments</u> par lessivage. Pertes de <u>pesticides</u> (mêmes voies).	Contamination des eaux souterraines. Contamination des eaux souterraines.
Industrie	Pertes d'effluents <u>en eaux souterraines</u> (pertes réseau d'égouttage p. ex.).	Contamination des eaux souterraines.
Sites contaminés	<u>Flux de substances chimiques dans les lixiviats</u> .	Contamination des eaux souterraines.

Tableau 6 : Principales catégories de forces motrices à considérer et types de pressions dérivées.

Source : DGRNE – Observatoire des Eaux de Surface – 2004.

4.4. Indicateurs considérés pour la description des pressions résultant des forces motrices (D et P de l'approche D.P.S.I.R.)

4.4.1. Pressions sur la qualité : méthodologie générale pour l'estimation et l'identification des pollutions ponctuelles et diffuses importantes, notamment par les substances énumérées à l'annexe VIII de la Directive, dues à des installations urbaines, industrielles, agricoles et autres.

4.4.1.1. Substances énumérées à l'annexe VIII de la Directive

Les types de pressions importantes à envisager sont listées dans l'annexe V de la Directive 2000/60/CE ; il s'agit des pollutions ponctuelles et des pollutions diffuses, sous forme de macropolluants (matières oxydables, nutriments, ...) et de micropolluants (métaux lourds, pesticides, ...).

L'objectif est d'estimer la pollution produite ou générée, et la pollution effectivement rejetée dans le bassin par les forces motrices suivantes : la population, le tourisme, l'industrie, l'agriculture, ...

Les micropolluants, en particulier les substances dangereuses considérées comme prioritaires et les substances pertinentes, qui doivent être pris en considération sont indiqués dans les annexes VIII, IX et X de la Directive 2000/60/CE.

➤ Directive 2000/60/CE – Annexe VIII

Cette annexe énonce une liste indicative des principaux polluants qui doit servir de base pour identifier les substances pertinentes (cf. démarche de sélection ci-dessous) dans chaque district hydrographique. Les substances pouvant avoir un impact local et jugées pertinentes à l'échelle du sous-bassin doivent être surveillées dans le milieu et il convient d'en réduire, voire d'en supprimer, les rejets et pertes. Ce volet de la Directive 2000/60/CE se caractérise par une approche optionnelle (i.e. les polluants de l'annexe VII ne sont pris en considération que si leur concentration dépassent les normes en vigueur ou si ils sont déversés en quantité significatives dans le milieu) contrairement aux substances des annexes IX et X qui doivent impérativement être prises en compte dans tous les bassins.

➤ Directive 2000/60/CE – Annexe IX

L'annexe IX de la Directive 2000/60/CE reprend 9 des 17 substances visées par la « liste noire » de la Directive 76/464/CEE sur les substances dangereuses. Les 8 substances restantes sont prises en compte dans l'annexe X de la Directive 2000/60/CE. Dans l'attente que la Commission fixe des objectifs environnementaux pour ces 9 substances (NQE), ce sont ceux prévus dans les 5 directives filles de la Directive 76/464/CEE qui constituent les objectifs environnementaux.

➤ Directive 2000/60/CE – Annexe X

La Directive 2000/60/CE prévoit une réduction des apports de substances dites « **prioritaires** » et une suppression des émissions de substances dites « **prioritaires dangereuses** » (Tableau 7).

Les substances dangereuses sont définies comme des *substances ou groupes de substances qui sont toxiques, persistantes et bioaccumulables et d'autres substances ou groupes de substances qui sont considérées à un degré équivalent comme sujettes à caution.*

Les substances prioritaires sont *sélectionnées parmi celles qui présentent un risque significatif pour ou via l'environnement.* En application de l'annexe X de la Directive 2000/60/CE, la liste des substances prioritaires est mentionnée dans la décision 2455/2001/CE du Parlement européen et du Conseil du 20.11.2001 (J.O. C.E. du 15/12/2001). A ce jour, cette liste révisable comprend un total de 33 substances ou groupes de substances. Au sein de cette liste, 11 substances sont identifiées comme prioritaires dangereuses et 14 sont identifiées comme prioritaires susceptibles dans le futur d'être classées prioritaires dangereuses (substances en cours de révision).

Les substances des annexes IX et X doivent impérativement être prises en compte dans tous les bassins.

Référence	Caractère des substances	Nombre de substances	Objectifs pour le milieu	Objectifs pour les apports et/ou rejets
Annexe X	Prioritaires	22	NQE = seuils proposés par le Fraunhofer Institut	Réduction des apports
	Prioritaires dangereuses	11	substances minérales : NQE proche du bruit de fond naturel. substances synthétiques : NQE proche de 0 (sauf HAP).	Arrêt ou suppression progressive des rejets et apports
Annexe IX	Substances de la directive 76/464/CEE et directives associées	17	NQE = objectifs de qualité déjà établis.	Valeur limite d'émission déjà établie
Bassin	Prioritaires ou pertinentes	x	NQE = objectifs de référence du DH (voir commissions) ou autres.	Réduction des apports

NQE : norme de qualité environnementale

Tableau 7 : Substances visées par la Directive 2000/60/CE : références, caractères et objectifs à atteindre.

Source : Directive 2000/60/CE - 2000

3 échelles de pertinence sont à considérer (GD IMPRESS point 3.5) :

- Le niveau **européen** (liste des substances prioritaires énumérées à l'annexe X).
- Le niveau du **District Hydrographique** : liste de polluants pertinents qui sont susceptibles d'entraîner un risque de ne pas atteindre les objectifs dans un grand nombre de masses d'eau à l'intérieur du bassin.
- Le niveau du **sous-bassin et de la masse d'eau** : les polluants qui entraînent un impact à travers une pression locale ou régionale importante (c'est-à-dire sur une ou plusieurs masse(s) d'eau) peuvent devoir être considérés en plus des deux premiers niveaux.

Si une relation claire entre le déversement d'un polluant à partir de sources connues et causant un impact visible et mesurable sur la biologie de la masse d'eau peut être établie, le polluant est considéré comme pertinent. Toutefois, vu le nombre élevé de polluants, ces données ne sont pas disponibles pour tous : des lacunes existent en ce qui concerne leurs

sources, le monitoring et leurs effets écotoxicologiques (en particulier effets chroniques et synergies).

➤ Démarche décrite par le document guide « Impress » (point 3.5.2 – tableau 3.9) pour la sélection des substances pertinentes

1. Point de départ: annexe VIII de la Directive : polluants spécifiques des points 1 à 9 (autres = éléments de qualité généraux considérés séparément) dans la liste indicative des principaux polluants.
2. Screening de toutes les informations disponibles sur les sources de pollution, l'impact des polluants et la production et l'usage des polluants dans le but d'identifier celles qui sont rejetées dans les masses d'eau du District Hydrographique.

On distingue deux étapes :
2a. Collecte de l'information; 2b. dériver une liste de polluants.
- 2a. Sources : processus de production, usages, traitements, émissions, ...
Impacts : changement de l'occurrence des polluants dans la masse d'eau (monitoring, programmes de surveillance).
Polluants : propriétés intrinsèques du polluant (ex : caractère lipophile) affectant les voies de transferts dans l'environnement. Informations à partir de programmes existants: substances prioritaires, 76/464/CEE, UNEP POPs list, EPER, COMPPS, résultats de 793/93, listes d'utilisateurs, etc.
- 2b. L'évaluation de l'information collectée en 2a débouche sur une liste de travail des polluants identifiés comme étant rejetés dans les masses d'eau. La plupart de ces polluants sont sélectionnés par une combinaison de l'approche top-down et bottom-up. Les polluants pour lesquels on a une bonne certitude qu'ils ne sont pas rejetés sont exclus des étapes suivantes.
3. Test de pertinence: sélection des polluants qui peuvent entraîner des dommages à l'environnement.
- 3a. Obtention des données sur les concentrations dans les masses d'eau et sur les charges vers les masses d'eau (par monitoring et modélisation).
- 3b. Comparaison avec les références/objectifs.

Les émissions des substances identifiées selon la démarche du document guide « Impress » ne doivent être prises en compte que si elles sont identifiées comme susceptibles d'être retrouvées dans les eaux du district. Sur cette base, une liste de substances pertinentes a déjà été établie pour le District Hydrographique International de la Meuse. L'examen des voies d'émission et des possibilités éventuelles de quantification de ces voies constitue la tâche suivante.

Il faut rappeler que l'analyse à conduire d'ici 2004 se fonde très largement sur les informations existantes concernant les pressions et impacts. Or pour la plupart de ces micropolluants, peu de données sont disponibles en ce qui concerne les voies d'émission et surtout leur quantification. Ce sont essentiellement des données de monitoring qui sont accessibles (immission) et l'analyse de risque de non atteinte des objectifs vis-à-vis de ces paramètres devra donc se faire essentiellement sur cette base (screening en croisant les données de monitoring et les forces motrices présentes dans le bassin). Les années à venir devront être consacrées à une meilleure étude de ces substances.

Concernant les macropolluants et/ou paramètres dits « classiques », la situation est différente, puisqu'ils sont la plupart du temps susceptibles d'être retrouvés dans les eaux du district et des masses d'eau qui le composent et que leurs voies d'émission sont plus aisément quantifiables (mesures et modélisation). Ils sont d'ailleurs régulièrement mesurés dans le cadre du réseau de surveillance de la qualité physico-chimique des eaux de la Région wallonne. Les paramètres suivants sont pris en compte :

- la température,
- le pH,
- la Chlorophylle a,
- les Matières en Suspension (MES),
- la Demande Biochimique en Oxygène en cinq jours (DBO₅),
- la Demande Chimique en Oxygène (DCO),
- l'Azote (N),
- le Phosphore (P).

Les données concernant ces différents paramètres sont relativement disponibles.

4.4.1.2. Approche suivie par la Région wallonne.

Afin de pouvoir associer une charge aux différents paramètres pour chaque activité (force motrice) dans chaque bassin, la méthodologie présentée ci-après a été appliquée pour définir l'état des lieux actuel.

Le système d'assainissement du bassin pouvant être basé sur un réseau de collecteurs, des transferts de charge polluante peuvent s'effectuer d'un bassin à un autre. C'est pourquoi, pour chaque secteur d'activités humaines, la charge polluante est représentée de deux manières : la charge polluante brute et la charge polluante nette.

charge polluante brute = ce qui est effectivement généré dans le bassin

charge polluante nette = charge polluante brute du bassin - charges exportées +
charges importées

4.4.1.3. Population

➤ Indicateurs généraux pour la description de la force motrice

En ce qui concerne la population, les secteurs statistiques définis par l'Institut National des Statistiques (INS) sont associés aux différents bassins. Les secteurs à cheval sur plusieurs bassins sont fractionnés entre les bassins au prorata de la superficie sur laquelle ils s'étendent. Il en est de même pour les bassins versants des masses d'eau définies dans chaque sous-bassin hydrographique.

L'évaluation de la population totale d'un sous-bassin est la somme des populations des secteurs statistiques associés au sous-bassin considéré.

Cette population est répartie en zone d'épuration collective et en zone d'épuration individuelle sur base des plans communaux généraux d'égouttage (PCGE) approuvés par le Gouvernement.

La proportion entre la population située en zones d'épuration collective et individuelle est un premier indicateur (exprimé en %).

A. Pour la population située en zone d'épuration collective

➤ Indicateurs pour la description de la force motrice

- le nombre d'habitants, soit le nombre d'équivalents-habitants (EH) par sous-bassin et associé au bassin versant propre des masses d'eau ;
- la densité de population (DHI, sous-bassins, bassin versant des masses d'eau) ;
- le taux d'urbanisation du sous-bassin ;
- le nombre et la taille d'agglomérations > à 2000 EH (au sens de la Directive 91/271 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires) ;
- le linéaire d'égouts existant et à construire ;
- le taux théorique de raccordement de la population au réseau d'assainissement.
- le nombre de stations d'épuration existantes et en construction, ainsi que leur capacité nominale exprimée en EH ;
- le taux d'équipement (capacité nominale des stations existantes rapportée à la capacité nominale des stations existantes et futures).

➤ Indicateurs pour la description de la pression

Pollution générée.

La charge est obtenue en multipliant le nombre d'habitants par la valeur conventionnelle des paramètres caractérisant l'équivalent-habitant (arrêté royal du 23/01/74 portant exécution de l'article 4 de la loi du 26 mars 1971 sur la protection des eaux de surface contre la pollution (M.B.15/02/74), arrêté du Gouvernement wallon portant réglementation sur la collecte des eaux urbaines résiduaires du 15/10/98 (M.B.15/12/1998)). Un habitant est assimilé à 1 EH.

1 EH = 60 grammes de DBO₅/jour
 135 grammes de DCO/jour
 90 grammes de MES/jour
 10 grammes de N_{kjh}/jour,
 2,2 grammes de P/jour,

pour une consommation moyenne de 180 litres par habitant et par jour.

Pollution rejetée.

Pour les secteurs statistiques avec station d'épuration collective : la charge est obtenue en tenant compte du rendement de la station d'épuration (données fournies par la Société publique de Gestion de l'Eau - SPGE, année 2002).

Les indicateurs suivants sont utilisés lorsqu'ils sont disponibles :

- le nombre d'EH traités par chaque station d'épuration ;
- le taux de charge moyen (EH traité rapportés à la capacité nominale de la station) ;
- les caractéristiques des eaux brutes et des eaux traitées en concentration pour les paramètres MES, DCO, DBO₅, N_{tot} et P_{tot},
- les rendements épuratoires en % par paramètre ;
- les flux traités (débits multipliés par la concentration) et rejetés par unité de temps.

Pour les secteurs statistiques sans station d'épuration collective : la charge est obtenue par la valeur conventionnelle des paramètres caractérisant l'équivalent-habitant.

Etant donné que les bassins techniques des stations d'épuration concernent souvent, totalement ou partiellement, plusieurs bassins versants associés à différentes masses d'eau, il y a lieu d'évaluer les éventuels transferts entre les bassins versants des masses d'eau concernées.

Cette évaluation se fait en croisant les couches d'information « populations par secteur statistique », « bassins techniques des stations d'épuration existantes ou en construction » et « bassins versants des masses d'eau ».

Ainsi, pour chaque masse d'eau, les compartiments suivants peuvent être évalués :

- nombre d'habitants traités du bassin versant de la masse d'eau (A) rejetés dans la masse d'eau d'origine (A)
- nombre d'habitants traités du bassin versant de la masse d'eau (A) rejetés dans une autre masse d'eau (B) = pollution exportée
- nombre d'habitants traités du bassin versant d'une autre masse d'eau (B) rejetés dans la masse d'eau (A) = pollution importée

Il en est de même pour les habitants non traités, exprimés en EH :

- nombre d'habitants non traités du bassin versant de la masse d'eau (A) rejetés dans la masse d'eau d'origine (A)
- nombre d'habitants non traités du bassin versant de la masse d'eau (A) rejetés via le réseau d'assainissement dans une autre masse d'eau (B) = pollution exportée
- nombre d'habitants traités du bassin versant d'une autre masse d'eau (B) rejetés dans la masse d'eau (A) = pollution importée

Remarques :

1. En fonction de la précision et de la fiabilité des données, ces compartiments seront exprimés en EH ou en flux (kg/jour ou tonnes/an).
2. L'estimation de ces compartiments doit se faire sur base d'informations quantitatives et qualitatives similaires à celles nécessaires pour la réalisation des Plans d'Assainissement par sous-Bassins Hydrographiques (PASH). Les 15 PASH qui couvrent la Wallonie devraient être finalisés en 2005 ; les modifications et données complémentaires qu'apporteront les PASH seront intégrées a posteriori dans les états des lieux.

B. Pour la population située en zone d'épuration individuelle :

➤ Indicateurs pour la description de la force motrice

- le nombre d'habitants situés en zone d'épuration individuelle ;
- le nombre d'habitants disposant d'une station d'épuration individuelle.

➤ Indicateurs liés pour la description des pressions

- les performances des stations d'épuration existantes ;
- les informations sur les systèmes d'épuration individuelle existants et le nombre d'EH épurés.

4.4.1.4. Tourisme

Le tourisme est un secteur économique d'importance variable en Wallonie. Son impact sur l'environnement étant non négligeable localement, il est opportun de l'étudier.

Les principales activités touristiques (forces motrices) exerçant une influence sur le milieu aquatique sont :

- l'hébergement ;
- la pêche sportive ;
- la baignade ;
- le kayak ;
- le tourisme fluvial.

Les données brutes concernant le tourisme en Région wallonne ont été fournies par le Commissariat général au Tourisme (CGT). Ces données décrivent l'état de situation à la date du 31 mars 2003. Elles reprennent l'ensemble des établissements touristiques en Wallonie, groupés par secteur : campings, hôtels, tourisme rural, tourisme social et villages de vacances. Ces données comprennent également le nombre de lits, d'emplacements et les adresses.

En l'absence de géo-référencement des établissements, nous avons utilisé les adresses pour retrouver les coordonnées Lambert correspondantes. Il est en effet indispensable d'avoir cette information pour pouvoir exprimer la pression et les impacts qui en résultent par sous-bassin et par masse d'eau.

Avant d'étudier la pression du tourisme sur les masses d'eau, dans un sous bassin donné, une analyse statistique du secteur touristique est effectuée pour se situer par rapport aux autres sous-bassins et par rapport aux districts wallons.

A..L'hébergement

➤ Indicateurs pour la description de la force motrice

Le nombre d'établissements et leur type sont repris dans des tableaux afin d'illustrer la distribution des divers services touristiques dans le sous-bassin. Des graphiques et des cartes résumant l'analyse statistique permettent de visualiser facilement la localisation de la pression et son importance, en comparaison avec d'autres sous-bassins et avec la situation globale dans la partie wallonne du district international correspondante.

➤ Indicateurs pour la description de la pression

La pression liée à l'hébergement est principalement exprimée en charges liées à l'équivalent-habitant (EH) tel que défini dans l'arrêté du Gouvernement wallon du 7/11/2002 fixant les conditions intégrales d'exploitation relatives aux unités d'épuration individuelle et aux installations d'épuration individuelle (M.B. 15/11/2002). La détermination des EH liés au tourisme intègre la nature du logement (Tableau 8):

Hôtels	Campings de séjour	Campings résidentiels	Autres
1 lit = 1 EH	1 emplacement = 1.75 EH	1 emplacement = 3.5 EH	1 lit = 1 EH

Tableau 8 : relation entre le type d'établissement et l'EH

La charge polluante générée est déterminée en multipliant le nombre d'équivalent-habitant par la valeur conventionnelle des paramètres caractérisant l'EH légal (arrêté du Gouvernement wallon du 22/05/04, voir définition de l'EH ci-dessus, *partim* population).

La charge rejetée dans une masse d'eau donnée, est égale à :

la charge générée dans cette masse
moins
la part de la charge qui est retenue par les stations d'épuration locales (abattement)
moins
la part des charges exportées vers les autres masses d'eau (*)
plus
les charges importées d'autres masses d'eau, même si celles-ci se trouvent dans un autre sous-bassin, abattues si elles transitent par une station d'épuration (*).

(*): Dans l'état des lieux actuel, la partie de la charge rejetée transférée qui est prise en considération est celle qui se fait **via les égouts** (établissements reliés à des STEP) d'une masse d'eau **génératrice** vers une autre masse **réceptrice**, que cette dernière soit ou non dans le même sous-bassin.

En d'autres termes, la détermination des transferts potentiels de charges via les égouts entre masses d'eau, s'est faite en croisant la couche des établissements touristiques avec celle des bassins techniques :

- si le bassin technique dispose d'une station d'épuration en activité qui se situe dans une autre masse d'eau, il y a transfert de charge avec abattement. Les abattements appliqués à la charge d'un établissement donné sont ceux de la station d'épuration à laquelle il est raccordé ;
- si par contre, la station d'épuration est en construction ou non active, on considère qu'il n'y a pas de transfert de charge et cette dernière reste attribuée au bassin versant dans lequel elle a été générée. L'information concernant les établissements qui seront raccordés à des stations d'épuration (en construction actuellement) reste disponible pour une éventuelle estimation de la charge qui sera rejetée dans le futur (scénario d'évolution).

La charge transférée, calculée dans l'état actuel, ne représente toutefois qu'une partie des charges transférées entre masses d'eau (entre sous-bassins et entre districts). En effet, l'essentiel de la charge transférée se fait via l'écoulement en eau de surface étant donné que la majorité des établissements touristiques ne sont pas reliés aux stations d'épuration (croisement entre la couche des établissements touristiques avec celle des bassins techniques).

Par ailleurs, une charge générée à un point donné et rejetée dans un cours d'eau donné, agira sur les masses d'eau situées à l'aval. Les mécanismes et interactions qui interviennent dans ces transferts sont connus. Dans le cadre du présent travail, on s'est limité au transfert de charge qui paraît le plus facile à exprimer (transfert via les égouts).

Le modèle mathématique PEGASE devrait, dans le futur, simuler le transfert de charge entre sous-bassins en tenant compte des différents paramètres qui interviennent dans le milieu (rétention, dégradation, action de la microfaune et de la microflore, etc.). Dans le cadre du présent état des lieux, il n'a pas été possible de réaliser cette simulation et la charge apportée par la force motrice « Tourisme » n'est pas traitée par le modèle PEGASE.

Les charges polluantes générées et rejetées sont exprimées en kilos par jour, à l'échelle du secteur, du sous-bassin et de la masse d'eau. Les valeurs obtenues sont des valeurs maximales correspondant à un état pour lequel l'ensemble des infrastructures touristiques serait occupé à 100%.

Néanmoins, afin de comparer les charges issues de la force motrice « tourisme » avec celles liées aux autres forces motrices, elles ont été converties en T/an sur une base annuelle de 160 jours assimilée à la pleine saison (jours de vacances scolaires, jours fériés, WE, etc.)

B. La pêche sportive

➤ Indicateurs pour la description de la force motrice

- la localisation des principales zones où la pêche est pratiquée ;
- le nombre de sociétés et de fédérations de pêche ;
- le nombre de pêcheurs ;
- les principales espèces pêchées ;
- le statut de la pêche dans le bassin.

C. La baignade

➤ Indicateurs pour la description de la force motrice

- la localisation des zones de baignade ;
- la numération du nombre de baigneurs.

D. Le kayak

➤ Indicateurs pour la description de la force motrice

- la localisation des principaux tronçons où se pratique le kayak ;
- la longueur des tronçons où la pratique est permise ;
- la liste des aires d'embarquement et de débarquement autorisées ;
- les activités de kayak sportif, nom des fédérations.

E. Le tourisme fluvial

➤ Indicateurs pour la description de la force motrice

- la localisation des principales zones où se pratique le tourisme fluvial ;
- l'évaluation de l'activité de tourisme fluvial : nombre d'embarcations, de passages, ...

Notons ici que le développement des activités touristiques liées aux cours d'eau, lesquelles, lorsqu'elles sont confinées et pratiquées par un nombre élevé de personnes, entraînent une dégradation des biotopes aquatiques, de la flore, tant aquatique que rivulaire, et un dérangement des espèces animales, lequel peut notamment compromettre leur reproduction. La nature et l'importance de ces pressions dépendent du type d'activité mais aussi du nombre d'adeptes et du comportement individuel ou collectif de ceux-ci. La pression ne peut donc être mesurée de manière précise.

4.4.1.5. Industries

➤ Indicateurs pour la description de la force motrice

- Nombre d'entreprises et d'établissements dans le sous-bassin, répartis par code NACE (**N**omenclature statistique des **A**ctivités économiques de la **C**ommunauté **E**uropéenne), pourcentage de représentation de chaque catégorie et situation par rapport au district hydrographique.
- Nombre de rejets raccordés au réseau urbain et aboutissant à une station d'épuration, nombre de rejets raccordés mais n'aboutissant pas à une station d'épuration, nombre de rejets non raccordés et pourcentage.
- Localisation des rejets industriels faisant l'objet d'une taxe sur le déversement des eaux usées dans le sous-bassin avec des couleurs différentes pour les rejets non collectés, les rejets collectés et non raccordés à une station d'épuration et les rejets raccordés à une station d'épuration.
- Dans la partie « économie » : nombre d'emplois, valeur ajoutée (à l'échelle du district hydrographique).

➤ Indicateurs pour la description des pressions

Pollution rejetée

La charge estimée est celle qui arrive dans le milieu après l'abattement dû à la présence éventuelle d'une station d'épuration industrielle.

L'évaluation des charges industrielles s'effectue à partir des valeurs (données 2001) obtenues par la Direction de la Taxe et de la Redevance (DGRNE) et par la Division de la Police de l'Environnement (DGRNE). En effet, les valeurs provenant des arrêtés d'autorisation de déversement d'eaux usées constituent des charges maximales autorisées et ne correspondent pas aux rejets réels. Elles ne sont donc pas prises en considération. Dans le cas d'une industrie possédant plusieurs rejets, les charges sont additionnées si le milieu récepteur est le même pour l'ensemble des rejets.

Les rejets pris en compte sont les rejets directs en eau de surface ou ceux transitant par un réseau d'égouttage n'aboutissant pas à une station d'épuration. Les rejets industriels traités par une station d'épuration collective sont comptabilisés dans le rejet associé à la station d'épuration.

- L'estimation de la charge polluante en métaux lourds (kg/an) : Hg, Cd, Zn, Cu, Ni, Cr, Pb, As, Ag.
- L'analyse de la charge polluante (kg/an) pour 4 paramètres « classiques » : DCO, MES, Ptot, Ntot .

L'estimation de la part rejetée en eau de surface et de la part exportée vers les stations d'épuration sont considérées.

4.4.1.6. Agriculture

➤ Indicateurs pour la description de la force motrice

- Nombre d'exploitations agricoles dans le sous-bassin hydrographique
- Surface Agricole Utile (ha) et pourcentage d'occupation du sol de l'agriculture par rapport à la superficie totale du sous-bassin
- Dans la partie « économie »: chiffre d'affaires, valeur ajoutée, nombre d'employés,... (à l'échelle du district hydrographique).

➤ Indicateurs pour la description des pressions

En vue d'améliorer les productions végétales et animales, l'agriculture emploie divers intrants qui peuvent avoir des impacts indésirables sur l'environnement et notamment sur l'eau.

Les engrais utilisés par le monde agricole sont de deux types : les fertilisants organiques provenant principalement des excréments du bétail et les fertilisants minéraux.

Les pesticides comprennent quant à eux différentes catégories : herbicides, fongicides, insecticides, régulateurs de croissance,... .

➤ Estimation des pressions sur les sols

Fertilisants organiques (élevage)

La pression exercée par les élevages est évaluée en multipliant la taille des cheptels recensés sur un territoire par la quantité annuelle d'azote et de phosphore produite par tête de bétail. On obtient la quantité moyenne épandue sur les sols agricoles en divisant les productions totales obtenues ainsi par la Surface Agricole Utile (SAU) de la région concernée.

Estimation quantités N et P organiques (kg N et P/ha.an) = $\frac{\text{Nombre têtes bétail} \times \text{Coeff. Prod. N et P}}{\text{Surface Agricole Utile}}$

Les données concernant le nombre de têtes de bétail par catégorie d'élevage ainsi que les superficies agricoles proviennent de l'Institut National de Statistiques (I.N.S.) en charge du recensement agricole et horticole annuel (échelle de la Zone ORI).

Pour la production d'azote (Tableau 9), les valeurs prises en compte proviennent de l'arrêté du Gouvernement wallon du 10/10/2002 (M.B.29/11/2002) relatif à la gestion durable de l'azote en agriculture en application de la Directive Nitrates 91/676/CEE).

L'information complète et fiable sur la production récente en phosphore en Région wallonne est plus difficile à obtenir. Le seul tableau similaire à celui concernant l'azote provient d'un décret relatif à la protection de l'environnement contre la pollution due aux engrais datant du 23/01/1991 (M.B. 02/02/1991).

Certains modèles (IRC, PEGASE) proposent d'autres valeurs. Les valeurs utilisées dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive (Tableau 10) sont déduites des volumes moyens de production d'effluents d'élevage et de la composition moyenne en P de ces effluents selon le Code de Bonnes Pratiques Agricoles (Cabinet du Ministre de l'Environnement, des Ressources naturelles et de l'Agriculture pour la Région wallonne, 1994).

Types d'animaux	kg N/tête.an
Vache laitière	90
Vache allaitante	73
Vache de réforme	73
Autre bovin de plus de 2 ans	73
Bovin de moins de 6 mois	10
Génisse de 6 à 12 mois	23
Génisse de 1 à 2 ans	44
Taurillon de 6 à 12 mois	28
Taurillon de 1 à 2 ans	53
Ovin et caprin de moins d'1 an	3,3
Ovin et caprin de plus d'1 an	6,6
Equin	56
Porcelet < 20 kg	3,5
Porc à l'engrais	12
Verrat	32
Truie gestante	24
Truie non saillie	12
Poulet de chair	0,27
Poule pondeuse	0,62
Poulette	0,27
Coq de reproduction	0,43
Canard	0,43
Oie	0,43
Dinde et dindon	0,81
Pintade	0,27
Lapin	3,6
Autruche	3
Caille	0,04

Tableau 9 : Production annuelle d'azote par catégorie animale

Source : arrêté du Gouvernement wallon du 10/10/2002 (M.B.29/11/2002).

Production de phosphore organique par le cheptel (Comparaison selon les sources) kg P/tête.an				
Types d'animaux	Décret fld. 1991	IRC**	Rapport PEGASE 1989***	Code de Bonnes Pratiques Agricoles
Vache laitière	34,49	21,58	18,25	23,57
Vache allaitante	29,6	18,98	18,25	19,12
Vache de réforme	29,6	18,98	18,25	19,12
Autre bovin de plus de 2 ans	29,6	18,98	26,28	28,69
Bovin de moins de 6 mois	5,2	4,74	4,75	2,62
Génisse de 6 à 12 mois	10,33	5,46	4,75	6,03
Génisse de 1 à 2 ans	17,22	12,09	14,6	11,53
Taurillon de 6 à 12 mois	10,33	5,46	4,75	7,34
Taurillon de 1 à 2 ans	17,22	12,09	14,6	13,88
Ovin et caprin de moins d'1 an	1,72	3,4	0,62	1
Ovin et caprin de plus d'1 an	4,14	3,4	0,95	2
Equin	34,49		8,03	9,54
Porcelet < 20 kg	1,6	1,55	0,66	1,53
Porc à l'engrais	5	5,53	3,65	5,24
Verrat	9,87	16,49	3,65	13,97
Truie gestante	14,99	16,49	3,65	10,48
Truie non saillie	9,87		1,97	5,24
Poulet de chair	0,19	0,19	0,11	0,11
Poule pondeuse	0,51	0,24	0,11	0,24
Poulette	0,19	0,1	0,11	0,11
Coq de reproduction	0,19	0,35	0,11	0,17
Canard	0,19	0,35	0,11	0,17
Oie	0,19	0,35	0,11	0,17
Dinde et dindon	0,19	0,35	0,11	0,32
Pintade	0,19	0,35	0,11	0,11
Lapin	0,73		0,15	2,5
Autruche				1,18
Caille				0,02

Tableau 10 : Production annuelle de phosphore organique (comparaison des sources)

** Institut de Recherches Chimiques (Ministère des Classes moyennes et de l'Agriculture – Administration de la Recherche Agronomique).

Quantification, pour les eaux de surface en Wallonie, des apports en nutriments issus de l'activité agricole. Etude réalisée pour le Ministère de la Région wallonne – DGRNE – Direction des Eaux de Surface- V. Vanderheyden et P. Scokart, mars 1997.

*** Rapport Planification Et Gestion de l'Assainissement des Eaux, 1989.

Le phosphore pose surtout un problème chez le porc et les volailles car une partie de cet élément contenu dans leur alimentation reste indisponible lors de la digestion. De gros efforts ont été réalisés ces dernières années pour limiter les rejets de phosphore par ces animaux en ajoutant des enzymes du type phytase. Actuellement, une majorité d'aliments commercialisés sont complétés en phytase.

Fertilisants minéraux

Les données relatives aux apports d'engrais de synthèse (N et P) sont issues du Centre d'Economie Agricole du Ministère des Classes moyennes et de l'Agriculture, Administration Recherche et Développement, par extrapolation des résultats comptables. L'échantillon de référence est prélevé sur une population de base représentant environ les deux tiers des exploitations agricoles, professionnelles et occasionnelles, d'une certaine dimension économique. Ces exploitations représentent l'ensemble des orientations socio-économiques recensées en Belgique. L'échantillonnage apparaît donc représentatif de l'utilisation d'engrais minéraux par hectare en Wallonie (par région agricole).

Produits phytopharmaceutiques

L'usage des produits phytopharmaceutiques n'est pas sans conséquences sur l'environnement. Les résidus des matières actives mais aussi leurs produits de dégradation peuvent se retrouver dans les différents compartiments environnementaux, notamment dans les eaux. La dispersion et l'accumulation des substances dans l'environnement dépend de plusieurs facteurs : le type de produit utilisé, la dose appliquée, le mode d'application par l'agriculteur, les conditions pédo-climatiques et environnementales.

Concernant les pesticides appliqués, il existe peu de chiffres complets et fiables. Les informations les plus crédibles en Belgique proviennent de deux sources indépendantes l'une de l'autre : l'industrie phytosanitaire d'une part, le Ministère des Classes Moyennes et de l'Agriculture, d'autre part.

Les données sont issues d'une enquête réalisée en 2000 relative aux produits utilisés et à leurs doses sur quelques grandes cultures : froment d'hiver, escourgeon, betterave sucrière, maïs et pomme de terre. Les résultats disponibles portent sur les quantités totales de matières actives apportées par hectare de culture (kg/ha).

➤ Pressions sur la qualité

La Directive 2000/60/CE propose le recours à des techniques de modélisation comme outil d'évaluation.

Dans le cadre du présent état des lieux, deux modèles ont été utilisés : **les modèles IRC et SEPTWA95**. Fin 2005, ces deux modèles seront remplacés par un autre, plus adapté à la modélisation des sols agricoles : le **modèle EPICgrid-PIRENE**, qui pourra corroborer et affiner les estimations réalisées dans le présent état des lieux.

Modèle SEPTWA95

Le système informatique SEPTWA95 (System for the Evaluation of Pesticide Transfer to Waters) a été développé en 1995 à l'Institut de Recherches Chimiques (IRC) qui dépendait à l'époque du Ministère des Classes Moyennes et de l'Agriculture (Pussemier et al., 1995). Certaines améliorations ont été apportées au cours du temps, les plus récentes datant de 2000 et 2001.

Le modèle SEPTWA95 a été conçu pour la prévision, à l'échelle du sous-bassin hydrographique, du phénomène de pollution des eaux superficielles et souterraines qui résulte de l'épandage de produits phytosanitaires par les secteurs agricole et non agricole. Une estimation des émissions de pesticides vers les eaux suite aux transports directs (fond de cuve et rinçage), par ruissellement, par lessivage et par dérive est réalisée pour les pulvérisations en plein champ.

Afin de réaliser une estimation fiable des pertes potentielles vers les eaux, le modèle est construit sur des données reprenant les quantités totales effectivement appliquées ainsi que les périodes d'application.

Dans le cas d'une utilisation agricole, les quantités de produit appliquées dans une culture donnée sont estimées à partir des données d'occupation du sol et des quantités moyennes de produit appliquées sur cette culture. La source des informations sur les quantités moyennes appliquées varie selon le type de culture considéré. Pour les 5 principales cultures (froment d'hiver, escourgeon, betteraves, maïs et pommes de terre), des enquêtes réalisées à la demande du Ministère de l'Agriculture fournissent des données au niveau régional (par province). Par contre, pour les cultures maraîchères, fruitières et de plantes industrielles (lin et colza par exemple), moins importantes en surface, les quantités appliquées ont été obtenues par recoupement de différentes sources d'informations (journées sectorielles, spécialistes, producteurs, etc.). Les quantités totales appliquées ainsi estimées sont confrontées aux chiffres de vente procurés par l'industrie phytopharmaceutique.

Pour le secteur non agricole, les utilisations par les communes, la Société Nationale des Chemins de fer Belges, les professionnels du désherbage et les particuliers sont prises en compte.

Le modèle fournit les résultats à l'échelle des sous-bassins hydrographiques qui étaient à l'époque plus nombreux (une bonne vingtaine pour la Région wallonne) que ceux définis pour la Directive Cadre sur l'Eau. En une seule simulation par matière active, une estimation du risque potentiel de pollution des eaux sur l'ensemble du territoire est obtenue avec la possibilité de pointer les régions et les périodes les plus exposées. Si l'on veut traiter des métabolites, une nouvelle simulation intégrant les données propres à cette substance doit être réalisée. Leur vitesse de transformation est par exemple utilisée pour déterminer la quantité présente dans le sol.

Afin d'exprimer les résultats pour les eaux de surface, on utilise les quantités totales exportables pour chacun des sous-bassins hydrographiques. Comme les différents bassins envisagés sont de taille variable, on exprime également les résultats en reportant les quantités exportables par unité de surface, ce qui permet de mieux relier une pollution éventuelle à une activité particulière.

Enfin, comme la pluviosité est connue pour l'année de référence, il est possible de déterminer la concentration que l'on peut s'attendre à retrouver dans les eaux quittant les surfaces traitées et rejoignant les rivières.

Modèle PIRENE (EPIC-Grid)

Dans ce cadre, l'Unité d'Hydrologie et d'Hydraulique Agricole de la Faculté Universitaire des Sciences Agronomique de Gembloux réalise la modélisation des sols et des pratiques agricoles. Cette équipe a développé un modèle hydrologique de Bassin Versant pour le sol et le sous-sol non saturé et variablement saturé, appelé EPICgrid, sur base d'un modèle EPIC américain « noyau » limité quand à lui à la seule description du sol et de la parcelle agricole ; dans le cadre du programme PIRENE, l'équipe a adapté ce modèle aux

particularités des bassins versants wallons, afin de déterminer les flux d'eau, de nitrates, phosphates, pesticides et sédiments vers les eaux de surface et les nappes de base. Le programme PIRENE a prévu d'associer le modèle EPICgrid, à un modèle Eaux de Surface (PEGASE, cf. 4.3.5) et un modèle Eaux souterraines, en vue d'élaborer le modèle intégré MOÏRA - PIRENE.

[Le modèle EPICgrid_PIRENE (C.SOHIER, S.DAUTREBANDE, 2004)]

Le modèle EPICgrid_PIRENE est un modèle bassin versant, à pas de temps journalier, développé sur base du modèle parcelle agricole 'Eau-Sol-Plantes' EPIC. Son originalité est de combiner une description fine des relations 'Eau-Sol-Plantes' telles que celles rencontrées dans les modèles parcellaires 'Eau-Sol-Plantes' avec une description spatialement discrétisée de bassin versant, développée en outre jusqu'au voisinage des nappes souterraines.

Pour chaque maille du bassin versant, le modèle calcule les flux d'eau, de particules, de nutriments et de pesticides d'usage agricole (cas particulier de l'atrazine) vers les eaux de surface et les eaux souterraines profondes.

Les données d'entrée utilisées pour la modélisation sols sont multiples (Figure. 1) :

- données météorologiques
- données morpho-pédologiques et géologiques du bassin versant (sol et sous-sol, topographie, ...)
- occupation du sol
- données relatives aux pratiques agricoles actuelles et passées (types de cultures, quantités de fertilisants, ...)

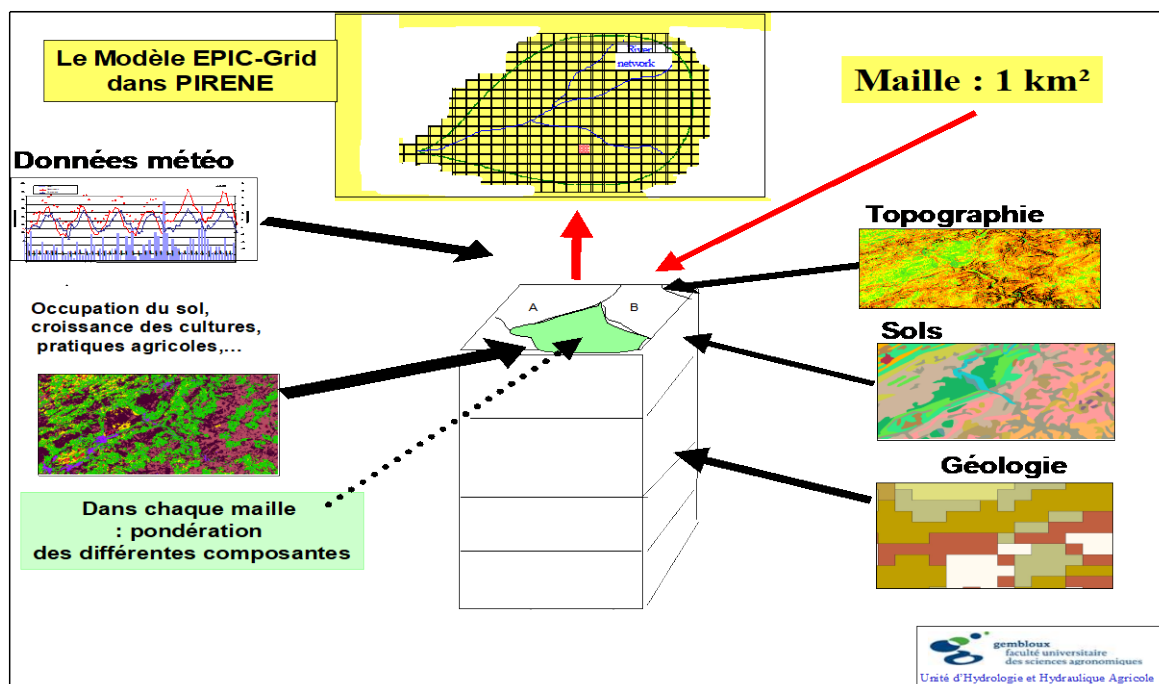


Figure 1: Structure du modèle EPICgrid

Sur base des données évoquées ci-dessus, le modèle EPICgrid simule, pour chaque maille du bassin versant (maillage 1000 x 1000 m), le devenir des précipitations au sein du système Eau-Sols-Plantes. Il estime, à chaque pas de temps (journalier dans le cas présent) les flux suivants (Figure 2) :

- le flux d'évapotranspiration réelle
- le flux de ruissellement direct (somme du ruissellement superficiel et du flux hypodermique rapide)
- les flux hypodermiques lents
- la recharge de la nappe aquifère
- les variations de stocks d'eau dans la zone non saturée
- le transfert de la percolation jusqu'à la nappe aquifère (recharge de la nappe aquifère, percolation efficace)

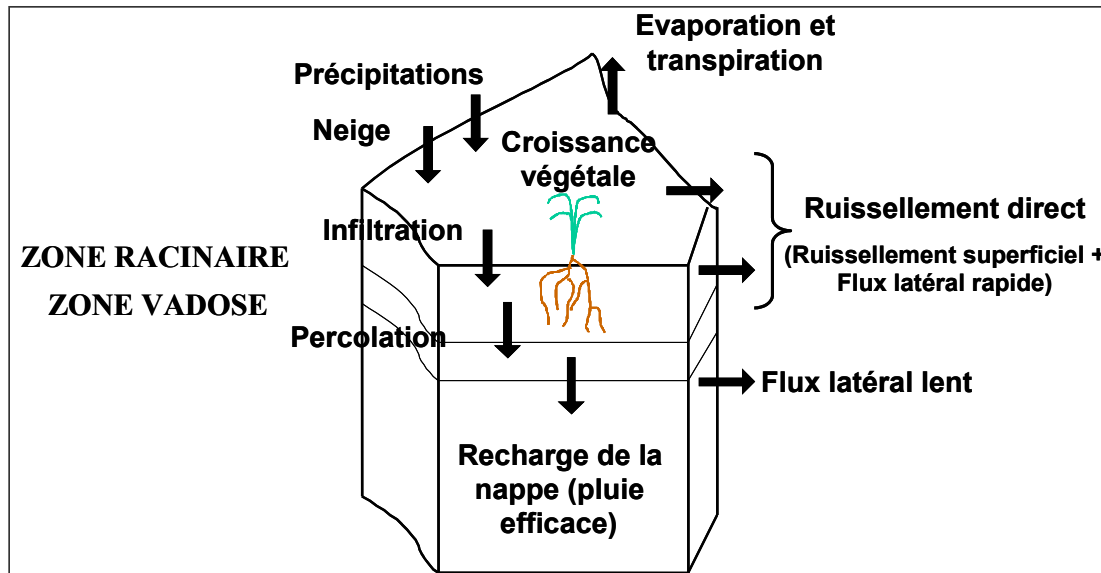


Figure 2 : EPICgrid : Répartition des écoulements

Les flux d'eau qui alimentent les eaux de surface et les eaux souterraines sont plus ou moins chargés de nutriments d'origine diffuse agricole. Les quantités d'azote et de phosphore que l'on retrouve dans les cours d'eau et les masses d'eau superficielle proviennent à la fois de flux directs : ruissellement direct et flux hypodermique lent, et indirects : apports des nappes. Leur importance est fonction des caractéristiques du bassin versant (occupation du sol, type de sol et de sous-sol, contraintes climatiques) mais également fortement dépendante, en ce qui concerne les apports diffus, des pratiques qui régissent l'activité agricole au sein du bassin (type de cultures, importance des fertilisations organiques et minérales).

La migration de l'azote dans le sol est un phénomène pouvant être relativement lent (fonction du type de sol et de sous-sol); il est dès lors primordial pour expliquer l'état actuel du système, de retracer l'évolution des pratiques sur une période temporelle suffisamment étendue.

Les simulations ont porté sur la période 1961-2000, leur interprétation se limitant à la période 1971-2000 ; en effet les dix premières années servant à la mise en régime du système (état de fertilité des sols peu connu pour le début des années 60).

Rappelons que la présente modélisation ne prend en compte que les flux d'origine agricole diffuse et n'inclut donc pas les pertes ponctuelles de nitrates et d'atrazine.

La Figure 3 présente les différents flux de nitrates calculés par le modèle EPICgrid. Le modèle distingue deux flux directs de nitrates vers les eaux de surface : le flux associé au ruissellement direct et le flux associé au flux hypodermique lent ; il estime également le flux de nitrates quittant la zone racinaire (prévision à long terme) et le flux de nitrates atteignant les nappes de base (prévision à court terme). Bien entendu, l'ensemble du cycle de l'azote

dans le sol est modélisé, les processus de volatilisation, nitrification-dénitrification, fixation symbiotique, ... sont pris en considération.

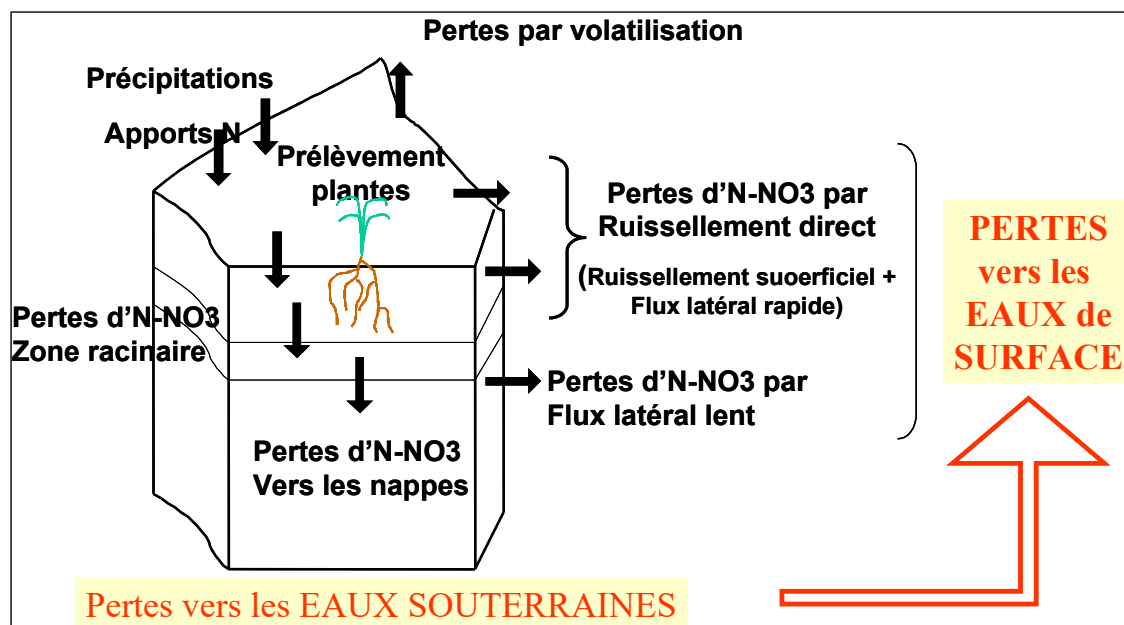


Figure 3 : EPICgrid : Flux d'azote associés aux flux d'eau

Modèle IRC (quantification, pour les eaux de surface de Wallonie, des apports en nutriments issus de l'activité agricole)

Ministère des Classes Moyennes et de l'Agriculture - V. Vanderheyden, P. Scokart – Mars 1997

Cette étude réalisée pour le Ministère de la Région wallonne (DGRNE-Direction des Eaux de Surface) avait pour objectif de construire un modèle à partir de données statistiques des années 1993 à 1995 concernant l'activité agricole en Wallonie afin d'évaluer la contribution de l'agriculture à la pollution des eaux par les nitrates et les phosphates, à l'échelle de chaque sous-bassin hydrographique.

La méthodologie utilisée se base essentiellement sur des données statistiques annuelles recueillies par l'**Institut National de Statistiques** ou par l'**Institut Economique Agricole** sur l'ensemble de la Région wallonne. Les données statistiques sont basées sur les années 1993-1995, en outre le modèle n'est ni évolutif ni prédictif en ce qui concerne l'effet attendu de modifications de pratiques agricoles.

Les pertes en nutriments d'origine agricole (azote et phosphore) sont réparties en plusieurs catégories :

1. Les pertes dites directes, c'est-à-dire celles issues de déversements directs dans les eaux de surface. Ce type de pertes pouvant avoir des origines différentes donne lieu à un classement en quatre catégories :

- pertes directes qui proviennent de l'emploi d'engrais minéraux : on estime ces pertes à 5 % maximum des engrais produits. Ces pertes lors du transport et lors de l'épandage en champ peuvent avoir lieu tout le long de la chaîne de production. Toutefois, on estime que la fraction maximale susceptible d'aboutir directement dans les eaux de surface ne dépasse pas 5 % de ces pertes potentielles ;

- pertes directes d'engrais organiques lors du pâturage : on considère que 1 % de la quantité de déchets produite pendant la saison de pâturage aboutit dans les eaux de surface ;
- pertes directes d'effluents d'élevage occasionnés lors du stockage : lors du stockage du fumier au champ et à la ferme ou du lisier en citerne, on considère que la fraction des quantités produites qui aboutit dans les eaux de surface est de 2 % (années '90) ;
- pertes directes suite à l'écoulement des jus de silos : lors de l'ensilage des matières fourragères, on considère que 10% de la production de jus aboutiront dans les eaux de surface.

2. Les pertes dues au lessivage. Ces pertes déterminent la fraction des nutriments appliqués en surface qui est lessivée en profondeur par l'eau de percolation. Ces nutriments aboutiront dans les eaux de surface via les eaux souterraines. Etant donné le nombre important de facteurs pouvant influencer le lessivage et vu la complexité de les modéliser individuellement de manière fine, la fraction estimée par le modèle doit être considérée comme une quantité moyenne maximale, étant donné qu'elle détermine la quantité de nutriments présente sous la zone racinaire (+/- 1,5m).

3. Les pertes dites d'excès suite à l'application d'une fumure supérieure aux normes en vigueur (code de bonnes pratiques agricoles). Ces excès restent très limités et insignifiants à l'échelle de la Wallonie.

4. Les pertes par érosion qui proviennent des particules de sol emportées par l'eau de ruissellement. Le calcul de ces pertes est considéré sous un double aspect. D'une part, on détermine les pertes de nutriments sous forme de particules de sol en faisant une estimation des pertes en sédiments. D'autre part, on estime les pertes en nutriments, sous la forme dissoute, entraînées vers les rivières suite au ruissellement des pluies érosives.

5. Les pertes par « run-off » issues des écoulements sur les chemins agricoles ainsi que lors d'épandage du lisier sur les cultures.

La charge en nutriments intervenant dans chaque type de pertes est estimée en se basant sur les données statistiques disponibles tels que l'usage du sol, la densité du cheptel, etc. (INS et IEA). Il s'agit d'un calcul des pertes vers le réseau hydrographique à l'échelle annuelle. Les données relatives à la production d'azote et de phosphore dans les effluents d'élevage par catégorie d'animaux, ainsi que la fumure azotée maximale suivant le type de culture sont issues de l'Arrêté du gouvernement wallon du 5 mai 1994 relatif à la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles (M.B. du 28/06/1994).

4.4.1.7. Sites et sols contaminés

➤ Indicateurs

- nombre et localisation des sites potentiellement pollués (charbonnages, terrils, carrières, décharges, sites industriels, etc.) ;
- carte pédo-géo-chimique (bruit de fond).

4.4.1.8. Autres forces motrices et pressions

- Force motrice transport :

➤ Indicateurs décrivant la force motrice :

- quantités transportées et linéaires de voies navigables.

Méthode de calcul des statistiques de navigation marchande

Les statistiques de navigation marchande ont été calculées pour les différentes masses d'eau, ainsi que pour les sous-bassins.

Elles correspondent au tonnage total et au nombre de bateaux qui transitent aux points d'entrée et de sortie de chacune des masses d'eau ou des sous-bassins considérés.

La première étape est la détermination des points d'entrée et des points de sortie de la masse d'eau ou du sous-bassin considéré. Pour chacun de ces points, on connaît le tonnage et le nombre de bateaux des avalants et des montants.

Le tonnage total transitant au point d'entrée (T_e) et au point de sortie (T_s) d'une masse d'eau ou d'un sous-bassin, se calcule comme suit :

$$T_e = \sum_{i=1}^n (TAe_i + TMe_i) \quad T_s = \sum_{j=1}^m (TAs_j + TMs_j)$$

TAe_i : tonnage de l'avalant au point d'entrée i
 TMe_i : tonnage du montant au point d'entrée i
 n : nombre de points d'entrée de la masse d'eau ou du sous-bassin considéré
 TAs_j : tonnage de l'avalant au point de sortie j
 TMs_j : tonnage du montant du point de sortie j
 m : nombre de points de sortie de la masse d'eau ou du sous-bassin considéré

De la même manière, on peut calculer le nombre total de bateaux transitant au point d'entrée (Be) et au point de sortie (Bs) d'une masse d'eau ou d'un sous-bassin comme suit :

$$Be = \sum_{i=1}^n (BAe_i + BMe_i) \quad Bs = \sum_{j=1}^m (BAS_j + BMS_j)$$

BAe_i : nombre de bateaux de l'avalant au point d'entrée i
 BMe_i : nombre de bateaux du montant au point d'entrée i
 n : nombre de points d'entrée de la masse d'eau ou du sous-bassin considéré
 BAs_j : nombre de bateaux de l'avalant au point de sortie j
 BMS_j : nombre de bateaux du montant du point de sortie j
 m : nombre de points de sortie de la masse d'eau ou du sous-bassin considéré

Par ailleurs, une valeur supplémentaire est calculée pour caractériser le trafic global de la masse d'eau ou du sous-bassin considéré. Cette valeur correspond à la moyenne arithmétique des valeurs aux points d'entrée et de sortie dont question ci-dessus.

Voici les formules utilisées pour calculer le tonnage total (T) ou le nombre de bateaux (B) caractérisant le trafic global de la masse d'eau ou du sous-bassin.

$$T = \frac{T_e + T_s}{2} \quad B = \frac{Be + Bs}{2}$$

- Pressions liées aux apports diffus des forêts et aux apports du milieu urbain ;

➤ Indicateurs décrivant la pression :

- apports diffus des forêts (dépositions atmosphériques totales en SO_x , NO_x et NH_x ; $kg \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$ et apports en N et en P par forêt : $kg \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$ (modélisation)) ;
- apports du milieu urbain ;

4.4.2. Pressions sur les ressources (aspects quantitatifs) : identification et estimation des captages importants dans les eaux de surface à des fins urbaines, industrielles, agricoles et autres, y compris les variations saisonnières, la demande annuelle totale et les pertes d'eau dans les systèmes de distribution.

Usage domestique

Evaluation des besoins et des utilisations en eau en m³/an.

Usage agricole

Evaluation des besoins et des utilisations en eau pour le cheptel, la pisciculture, les cultures en m³/an.

Usage industriel

Evaluation des besoins et des utilisations en eau pour un usage industriels en m³/an.

➤ Indicateurs :

- localisation des zones de captage ;
- volumes d'eau prélevée en m³/an (distribution publique, agriculture, industrie, production électrique, particuliers, eaux d'exhaure, démergement ,...) ;
- transferts anthropiques d'eau entre sous-bassins ;
- estimation et identification de l'incidence des régulations importantes du débit, y compris transfert et diversions, sur les caractéristiques générales du débit et les équilibres hydrologiques. Régulations du débit, soutiens d'étiage.

4.4.3. Pressions hydromorphologiques : Identification des altérations morphologiques importantes

➤ Indicateurs

- altérations morphologiques, perturbations du lit mineur et du lit majeur ;
- seuils / barrages ;
- obstacles à la libre circulation des poissons ;
- barrages de stockage ;
- hydroélectricité ;
- navigation marchande (infrastructures liées à).

4.4.4. Systèmes d'évaluation de la qualité des eaux de surface.

4.4.4.1. Qualité biologique

A. Introduction

D'une façon générale, la caractérisation de la qualité biologique des eaux de surface se fonde sur les méthodes et données existantes.

Seuls **trois éléments** de cette qualité sont donc ici décrits : le phytobenthos (diatomées), la faune benthique invertébrée et l'ichtyofaune. Des données significatives ne sont pratiquement pas disponibles pour d'autres éléments de la qualité biologique, tels que les macrophytes et le phytoplancton.

Les **méthodes d'étude** de ces trois éléments sont celles qui sont ordinairement utilisées actuellement. Elles ne répondent pas nécessairement aux exigences de l'annexe 5 de la Directive. Elles sont donc amenées à évoluer très prochainement, notamment en fonction de travaux scientifiques entrepris en Région wallonne ou en fonction des résultats de l'exercice d'inter-étalonnage européen, à Ecostat ou encore de la finalisation de travaux scientifiques financés par la Commission (FAME, REBECCA, ...).

En ce qui concerne les **stations de mesure**, seules celles relatives à la faune benthique invertébrée sont organisées en un réseau couvrant l'ensemble de la Région avec une fréquence de mesure tous les trois ans. Les informations relatives au phytobenthos résultent d'une campagne régionale unique organisée en 1999/2000. Enfin, les stations d'inventaire des populations de poissons sont relativement nombreuses mais non structurées sous la forme d'un réseau. De ce fait, la répartition des stations au sein des masses d'eau de surface apparaît parfois déséquilibrée et les masses d'eau sont parfois évaluées en des stations assez différentes d'un indicateur à l'autre.

Les **systèmes de classification** sont ceux associés aux méthodes utilisées. Par ailleurs, un document intitulé Directive 2000/60/EC - Définition des conditions de référence biologiques en Wallonie a été produit conjointement par le CRNFB (Gembloux) et le Laboratoire d'Ecologie des Eaux Douces (Prof. JP Descy). Des aspects méthodologiques y sont également développés.

B. Phytobenthos

La méthode utilisée pour cet élément est celle de l'indice de polluo-sensibilité spécifique IPS, développée par Coste (Cemagref, 1982). Cette méthode a été comparée et préférée à celle de l'indice Biologique Diatomées IBD (AFNOR NF T 90-354). Toutefois, la codification des couleurs, selon l'état biologique associé à la station, est inspirée de la méthode IBD.

C. Faune benthique invertébrée

La méthode de référence pour cet élément est celle de l'indice biologique normalisé IBGN (AFNOR NF T 90-350).

D. Ichtyofaune

La méthode utilisée est celle de l'indice biologique d'intégrité piscicole IBIP (Kestemont et al., 2000).

4.4.4.2. Qualité physico-chimique

Plus de 12.000 cours d'eau sillonnent la Wallonie. Les cours d'eau sont altérés par des rejets domestiques, industriels ou encore par des eaux de ruissellement contaminées (zones urbaines, terres agricoles, réseau routier, ...) qui affectent leur qualité physico-chimique (eutrophisation, ...) et écologique.

Une série de paramètres mesurés sur l'ensemble des points de mesures de la qualité des eaux de surface (réseau "physico-chimique" et réseau "substances dangereuses") permet l'examen de plusieurs types d'altération de l'eau (acidification, micropolluants, ...). Pour chaque altération, le Système d'Evaluation de la Qualité de l'eau (SEQ-eau) permet de calculer une classe et un indice de qualité.

Le SEQ-eau, mis au point en France par les Agences de l'Eau en France et le Ministère de l'Ecologie et du Développement durable, a été adopté par le Gouvernement wallon en date

du 22 mai 2003 comme l'outil de référence pour la caractérisation de la qualité des eaux de surface wallonnes.

La fonction "potentialités biologiques" exprime l'aptitude de l'eau à permettre les équilibres biologiques ou, plus simplement, l'aptitude de l'eau à la biologie, lorsque les conditions hydrologiques et morphologiques conditionnant l'habitat des êtres vivants sont par ailleurs réunies.

Cinq classes d'aptitude à la biologie ont été définies (Tableau 11). Elles traduisent une simplification progressive de l'édifice biologique, incluant la disparition des taxons polluo-sensibles.

Chaque classe d'aptitude est définie par les deux critères suivants :

- présence ou non de taxons polluo-sensibles,
- diversité des peuplements.

Bleu	potentialité de l'eau à héberger un grand nombre de taxons polluo-sensibles, avec une diversité satisfaisante,
Vert	potentialité de l'eau à provoquer la disparition de certains taxons polluo-sensibles avec une diversité satisfaisante,
Jaune	potentialité de l'eau à réduire de manière importante le nombre de taxons polluo-sensibles, avec une diversité satisfaisante,
Orange	potentialité de l'eau à réduire de manière importante le nombre de taxons polluo-sensibles, avec une réduction de la diversité,
rouge	potentialité de l'eau à réduire de manière importante le nombre de taxons polluo-sensibles ou à les supprimer, avec une diversité très faible.

Classe d'aptitude	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge
Indice d'aptitude	80	60	40	20	
MATIERES ORGANIQUES ET OXYDABLES					
Oxygène dissous (mg/l O ₂)	8	6	4	3	
Taux de saturation en oxygène (%)	90	70	50	30	
DBO ₅ (mg/l O ₂)	3	6	10	25	
DCO (mg/l O ₂)	20	30	40	80	
Carbone organique (mg/l C)	5	7	10	15	
NH ₄ ⁺ (mg/l NH ₄)	0,5	1,5	4	8	
NK _{jd} (mg/l N)	1	2	6	12	

Tableau 11 : Seuils d'aptitude à la biologie pour l'altération « Matières organiques et oxydables »
Source : Rapport de présentation SEQ-Eau (Version 2), Numéro de révision 11 du février 2002.

Les valeurs limites qui caractérisent les classes d'altération dans le système SEQ-eau d'origine ont été fixées sur la base des cours d'eau français. L'évaluation réalisée à ce jour en région wallonne a été effectuée à titre expérimental, au départ du SEQ-eau version 2 (correspondant au rapport de présentation du SEQ du 14 mars 2003). La validation a été effectuée par le Laboratoire d'Ecologie des Eaux Douces (FUNDP – Prof. Descy) dans le cadre du programme PIRENE. Les valeurs limites qui caractérisent les classes d'altération en Région wallonne sont par conséquent provisoires et susceptibles d'être modifiées dans la mesure où il convient de les adapter aux spécificités du réseau hydrographique wallon.

Le SEQ-eau permet l'évaluation de **16 altérations différentes** qui peuvent être étudiées pour **différents compartiments du cours d'eau**. Pour chacune de ces altérations, certains paramètres doivent être mesurés impérativement. Certains compartiments (eau, matières en suspension, sédiments) sont également impératifs pour l'évaluation de certaines altérations.

N°	Altérations	Paramètres
1	Matières organiques et oxydables	O ₂ , % O ₂ , DBO ₅ , DCO, Carbone organique, THM potentiel, NK _{jd} , NH ₄ ⁺
2	Matières azotées hors nitrates	NH ₄ ⁺ , NK _{jd} , NO ₂ ⁻
3	Nitrates	NO ₃ ⁻
4	Matières phosphorées	PO ₄ ³⁻ , P _{total}
5	Effets des proliférations végétales	Chlorophylle a + phéopigments, algues, %O ₂ et pH, ΔO ₂
6	Particules en suspension	MES, Turbidité, Transparence SECCHI
7	Température	Température
8	Acidification	pH, Aluminium (dissous)
9	Minéralisation	Conductivité, Résidu sec à 105°C, Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺ , TAC, Dureté
10	Couleur	Couleur
11	Micro-organismes	Coliformes thermotolérants, Escherichia Coli, Streptocoques fécaux ou entérocoques
12	Micropolluants minéraux - sur eau brute - sur bryophytes - sur sédiments - sur MES	Cadmium, Mercure, Nickel, Plomb,...
13	Pesticides - sur eau brute - sur sédiments - sur MES	Lindane, endosulfan, diuron, atrazine, simazine,...
14	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) - sur eau brute - sur sédiments - sur MES	Benzo(a)pyrène, Benzo(b)fluoranthène,
15	PCBs - sur eau brute - sur sédiments - sur MES	PCB28 - PCB52 - PCB101 – PCB118 - PCB138 - PCB153 – PCB180
16	Autres Micropolluants organiques - sur eau brute - sur sédiments - sur MES	Benzène, hexachlorobenzène, 1,2-Dichloroéthane,...

Tableau 12 : Paramètres à prendre en compte dans le SEQ-eau

Source : Rapport de présentation SEQ-Eau (Version 2), Numéro de révision 11 du février 2002.

Ces altérations sont regroupées pour constituer les trois **éléments** de l'état physico-chimique de l'eau tel que définit dans la Directive-cadre :

- les macropolluants correspondant à ce que la directive-cadre appelle « conditions générales ou paramètres généraux » dans son annexe V §1.2.1 ;
- les micropolluants minéraux correspondant à ce que la directive-cadre appelle « polluants spécifiques non synthétiques » dans son annexe V §1.2.1 ;
- les micropolluants synthétiques correspondant à ce que la directive-cadre appelle « polluants spécifiques synthétiques » dans son annexe V §1.2.1.

L'aptitude à la biologie correspond à ce qui est appelé « état physico-chimique » dans la directive-cadre. Dans le cadre de cette méthodologie, l'état physico-chimique de l'eau est donc évalué en ne retenant que les altérations qui influencent la biologie :

- Pour les « macropolluants », les 8 altérations suivantes sont prises en compte :
 - Matières organiques et oxydables (MOOX),
 - Matières azotées hors nitrates (MAON),
 - Nitrates (NO_3),
 - Matières phosphorées (MP),
 - Effets des proliférations végétales,
 - Particules en suspension,
 - Température,
 - Acidification.
- Pour les « micropolluants minéraux » et les « micropolluants synthétiques », une évaluation est donnée sur base des indices SEQ-eau et sur base de la conformité aux normes prévues dans les arrêtés wallons relatifs aux normes piscicoles et « substances dangereuses ».

4.4.4.3. Qualité physique du fond et des berges.

L'Agence de l'Eau Rhin-Meuse en France a développé un modèle d'évaluation des cours d'eau (Modèle QUALPHY). Le but de cet outil est de permettre aux gestionnaires de bassin d'évaluer l'état de la qualité physique des cours d'eau en mesurant leur degré d'altération par rapport à une situation de référence. Cet outil d'aide à la décision permet d'orienter les grands choix stratégiques d'aménagement, de restauration et de gestion des cours d'eau.

En Région Wallonne, diverses études ont été menées depuis plus de 5 ans à la FUL (devenue le Département en Sciences et Gestion de l'Environnement de l'ULg) dans ce domaine afin d'envisager à moyen terme l'élaboration d'un outil d'évaluation de la qualité physique des cours d'eau adapté au contexte wallon et en lien étroit avec la politique de gestion intégrée de l'eau par bassin versant développée par la Région wallonne dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau.

Une étude en cours (convention « Qualphy »), gérée par l'Aquapôle pour le compte de la DGRNE, a permis de d'élaborer une méthodologie d'évaluation globale de la qualité hydromorphologique des masses d'eau de surface définies en Région Wallonne respectant les exigences fixées par la Directive Cadre sur l'Eau. Par ailleurs, une des tâches du programme PIRENE consiste également à caractériser le milieu physique des cours d'eau.

Cette évaluation globale a été établie sur base de la méthodologie de l'outil QUALPHY, qui a été simplifiée et adaptée aux exigences formulées dans la DCE en termes :

- de cadre d'évaluation selon 3 éléments correspondant aux fonctionnalités majeures des cours d'eau : le régime hydrologique, la morphologie du lit mineur et des berges et la continuité longitudinale de la rivière ;
- d'échelle d'analyse qui est celle des masses d'eau ;
- d'objectifs d'évaluation environnementale : mise en évidence des causes de non atteinte des objectifs environnementaux de très bon état écologique des masses d'eau de surface, définition des masses d'eau fortement modifiées.

Le cadre méthodologique repose sur :

- **Le découpage typologique des masses d'eau wallonnes.** Cette sectorisation a pour objectif de définir des tronçons de vallée ayant globalement le même type de fonctionnement hydromorphologique.
- **La définition des critères d'évaluation** en se basant sur une analyse critique de l'outil QUALPHY (paramètres les plus discriminants, prise en compte des critiques formulées suite aux études de validation, ...) caractérisant le mieux les 3 éléments fixés dans la DCE. Huit critères principaux ont été définis.
- L'élaboration d'un protocole simplifiée de collecte des données utilisant au mieux les données existantes en Région wallonne (couches SIG, photographies aériennes,) afin de minimiser la phase d'inventaire de terrain. **L'objectif de cette phase est d'identifier, de cartographier et d'estimer les pressions significatives** s'exerçant sur le milieu physique des cours d'eau. L'ensemble des données collectées sont insérées dans un SIG.
- **La définition d'un système d'évaluation globale** (aboutissant à des indices de qualité) non plus à l'échelle de segment, qui cernait une ou plusieurs perturbations, mais **à l'échelle du tronçon de vallée**, puis extrapolation à la masse d'eau. Ce système d'évaluation garde le principe utilisé dans QUALPHY de hiérarchisation des critères avec pondération de ceux-ci selon les types de cours d'eau identifiés en Région Wallonne.

En 2004, cette méthodologie d'évaluation globale de la qualité hydromorphologique a été appliquée à 100 masses d'eau de surface définies en Région Wallonne afin de tester la méthode. Son application aux autres masses d'eau wallonnes est prévue en 2005.

Plus globalement, cette étude devrait aboutir à la définition d'un cadre méthodologique répondant aux attentes de différents gestionnaires des cours d'eau wallons exprimées à différentes échelles d'analyse : celle fixée par la DCE mais également celle plus fine de la gestion courante des cours d'eau (outil de planification et d'aide à la formulation des actions de restauration écologique des milieux aquatiques).

4.4.5. Evaluation de l'impact des pressions sur les masses d'eau (étape I de l'approche DPSIR).

Les impacts qui seront constatés suite aux modifications de l'état seront confrontés aux pressions qui s'exercent sur chaque masse d'eau. Notons que la DCE ne demande pas d'analyser le mécanisme de transformation de la pression en un ou plusieurs impacts. En revanche, ce lien sera utile pour mieux cibler les programmes d'actions qui suivront.

Soulignons que le document guide « version octobre 2004 » relatif au *Reporting* indique que les impacts suivants sont susceptibles d'être constatés (liste non exhaustive) et qu'ils doivent

être évalués en relation avec les conditions de référence type des masses d'eau concernées.

Il s'agit des impacts suivants :

- l'eutrophication,
- l'enrichissement en nutriment susceptibles d'amener à l'eutrophication,
- un niveau élevé de substances prioritaires,
- un niveau élevé d'autres substances toxiques,
- un niveau élevé de matières en suspension ,
- l'augmentation des charges en matières organiques,
- l'acidification des eaux,
- des concentrations élevées en chlorures (intrusion saline)
- une température élevée,
- les altérations du régime hydraulique,
- les altérations des habitats,
- l'altération des communautés aquatiques biologiques,
- la contamination génétique des populations biologiques (ex. saumon d' élevage),
- la substitution d'espèces indigènes.

L'évaluation des incidences (ou impacts) liées aux pressions et susceptibles d'être identifiées se base donc prioritairement sur les données du réseau de mesure biologique et physico-chimique. La banque de données développée au sein de la Direction des Eaux de Surface contribue à ce travail.

Au vu de ce listing, la modélisation mathématique (PEGASE) représente également un élément de l'évaluation des impacts pour différentes concentrations de macropolluants pour 4 altérations et notamment là où les données du réseau de mesure sont inexistantes.

Par contre, l'apport de la modélisation trouve sa contribution, pour les 4 altérations considérées, dans la quantification de l'incidence des pressions, dans l'évaluation du RNABE (2015) et dans l'élaboration des plans de gestion (incidences d'une mesure sur un ou des éléments de la qualité des eaux).

L'évaluation de l'impact des pressions anthropiques est grandement facilitée par l'utilisation de modèle. Le modèle PEGASE a été utilisé comme outil d'évaluation de l'incidence des pressions sur les sous-bassins hydrographiques de la Région wallonne.

Le modèle PEGASE (Planification Et Gestion de l'Assainissement des Eaux) 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 rejets polluants dans des conditions hydrologiques diverses.

Le modèle PEGASE s'articule autour de plusieurs modules :

- un module hydrologique et hydrodynamique,
- un module thermique,
- un module rejets,
- un module de la qualité de l'eau et du fonctionnement de l'écosystème aquatique.

Le modèle PEGASE représente de façon structurée 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. Notons que les apports diffus sont traduits en terme de fonction externe et donc ne présente pas un caractère évolutif ou prédictif quand aux effets de modifications de pratiques agricoles.

Le module PEGASE calcule explicitement les mécanismes d'autoépuration dans les cours d'eau ainsi que l'évolution des macropolluants et de l'eutrophisation.

Dans le cadre de l'application du modèle PEGASE pour l'étude des incidences de l'activité humaine sur les masses d'eau de la Région Wallonne, le modèle calcule différentes concentrations en macropolluants (1^{ère} étape) qui sont ensuite regroupées en quatre altérations au sens du SEQ-eau (seconde étape). Une altération (au sens du SEQ-eau) est un groupe de paramètres de même nature ou de même effet permettant de décrire les types de dégradation de la qualité de l'eau.

Les quatre altérations prises en compte (et les paramètres associés) sont :

- Matières organiques et oxydables: Oxygène dissous (O_{2dis}), Oxygène à saturation ($\% O_2$), Demande Biologique en Oxygène (DBO_5), Demande Chimique en Oxygène (DCO), Carbone Organique Dissous (COD), Azote Kejdahl (NKj), Ammonium (NH_4)
- Matières azotées hors nitrates: Ammonium (NH_4), Azote Kejdahl (NKj), Nitrite (NO_2)
- Nitrates (NO_3)
- Matières phosphorées: Phosphore total (Ptot), Orthophosphates (PO_4)

Pour ces quatre altérations, trois types d'incidence ont été testés en lien avec les trois principales pressions s'appliquant sur les masses d'eau des sous-bassins hydrographiques de la Région wallonne :

- ☐ Incidence des pressions urbaines
- ☐ Incidence des pressions industrielles
- ☐ Incidence d'un changement d'occupation du sol

Le modèle PEGASE fournit des résultats graphiques, cartographiques et sous tableur pour chaque incidence sur les quatre altérations. L'analyse de ces résultats et l'évaluation des incidences se fait par comparaison des valeurs d'indice SEQ-eau simulés pour les différentes situations.

Deux situations ont été simulées : la situation actuelle 2002 et la situation historique 1992

Un scénario de référence 2015 sur l'évolution probablement des pressions anthropiques à l'horizon 2015 a également été constitué et implémenté dans le modèle PEGASE. Les résultats de cette simulation sont analysés par comparaison aux situations des années 1992 et 2002.

Les résultats du scénario de référence 2015 serviront également lors de la l'analyse du risque de non-atteinte des objectifs environnementaux.

Pour les rapports à l'échelle DHI, les points 2.3.1 (Etat quantitatif), 2.3.2 (Etat qualitatif), 2.3.3 (Bilan) et 2.3.4 (Evaluation des incidences) présentés dans les 15 états des lieux « sous-bassins » doivent être résumés et agrégés afin de constituer le volet consacré à l'étude des incidences illustrée par les données qualitatives issues des réseaux de mesure et de la modélisation avec des liens faisant référence à des documents annexes reprenant en détail les résultats des bases de données et des outils de modélisation. Des liens faisant référence à des documents annexes reprenant en détail les résultats des bases de données et des outils de modélisation seront mentionnés.

4.5. Objectifs environnementaux à atteindre et évaluation de l'état des masses d'eau

4.5.1. Objectifs environnementaux à atteindre par les masses d'eau

L'article 4 de la Directive prévoit que chaque masse d'eau doit atteindre des objectifs environnementaux déterminés, c'est-à-dire un état de qualité qualifié de « bon » pour le 22 décembre 2015 au plus tard.

En particulier, les objectifs environnementaux à atteindre sont :

- Pour les masses d'eau de surface naturelle
 - un bon état écologique et un bon état chimique
- Pour les masses d'eau de surface fortement modifiées ou artificielles
 - un bon potentiel écologique et un bon état chimique
- Pour les masses d'eau souterraine
 - un bon état quantitatif et un bon état chimique

Par ailleurs, des objectifs supplémentaires sont applicables aux masses d'eau figurant dans le *registre des zones protégées* (article 6 de la Directive).

Le respect des objectifs environnementaux dépend des pressions exercées par les activités humaines sur chaque masse d'eau et des impacts qui en résultent.

➤ Définitions

- Le **bon état écologique** est l'état d'une masse d'eau de surface classé conformément à l'annexe V (définition de l'article 2 point 22 de la Directive).
- Le **bon état chimique d'une eau de surface** est l'état chimique atteint par une masse d'eau de surface dans laquelle les concentrations de polluants ne dépassent pas les normes de qualité environnementale fixées à **l'annexe IX** et en application de **l'article 16**, paragraphe 7, ainsi que dans le cadre d'autres textes législatifs communautaires pertinents fixant des normes de qualité environnementale au niveau de la Communauté (définition de l'article 2 point 24 de la Directive).

L'article 16 § 7 concerne les normes de qualité applicables aux substances prioritaires de l'annexe X (c'est-à-dire la liste de la décision 2455/2001/CE du Parlement européen et du Conseil du 20.11.2001 (J.O. C.E. du 15.12.2001).

- Le **bon potentiel écologique** est l'état d'une masse d'eau fortement modifiée ou artificielle, classé conformément aux dispositions pertinentes de l'annexe V (définition de l'article 2 point 23 de la Directive).

- Le **bon état chimique d'une eau souterraine** est l'état chimique d'une masse d'eau souterraine qui répond à toutes les conditions prévues dans le tableau 2.3.2 de l'annexe V (définition de l'article 2 point 25 de la Directive).
- Le **bon état quantitatif** est l'état défini dans le tableau 2.1.2 de l'annexe V (définition de l'article 2 point 26 de la Directive).

4.5.1.1. Paramètres à considérer pour les objectifs applicables aux eaux de surface

A. Bon état écologique et bon potentiel écologique

L'état écologique et le potentiel écologique sont exprimés sur base de trois groupes d'éléments de qualité : la biologie, la physico-chimie et l'hydromorphologie.

➤ Groupe d'éléments de qualité biologique :

Ces éléments concernent la flore, les invertébrés benthiques et les poissons. Ensemble, ils sont utilisés pour placer la masse d'eau dans une des 5 classes de qualité : élevée, bonne, modérée, pauvre et mauvaise.

Les paramètres à considérer sont les suivants (Annexe V de la Directive) :

Annexe V 1.1.1. Catégorie « Rivières »	Annexe V 1.1.2. Catégorie « Lacs »
- Composition et abondance de la flore aquatique - Composition et abondance de la faune benthique invertébrée - Composition, abondance et structure de l'âge de l'ichtyofaune	- Composition, abondance et biomasse du phytoplancton • Composition et abondance de la flore aquatique autre • Composition et abondance de la faune benthique invertébrée • Composition, abondance et structure de l'âge de l'ichtyofaune

Le phytoplancton n'est pas explicitement inclus dans la liste d'éléments de qualité pour les rivières en annexe V 1.1.1, mais est inclus comme élément biologique en annexe V 1.2.1. Il devrait donc être possible d'employer le phytoplancton comme élément séparé, si nécessaire. Il serait particulièrement pertinent dans les grands fleuves où il peut être présent en grande quantité. L'autre flore aquatique spécifiquement visée pour les rivières (annexe V 1.2.1) est représentée par les macrophytes et le phytobenthos.

La flore aquatique spécifiquement visée pour les lacs (annexe V 1.2.2) est constituée des macrophytes et du phytobenthos.

En Région Wallonne, l'IPS (diatomées), l'IBGN (macroinvertébrés) et l'IBIP (poissons) sont utilisés pour les éléments de qualité biologique.

➤ Groupe d'éléments de qualité physico-chimique

Ces éléments comprennent :

- des paramètres généraux (conditions thermiques, oxygène, salinité, acidification, nutriments, transparence (lacs)). Il n'y a pas de valeurs limites ;
- des polluants spécifiques synthétiques et non synthétiques. Il s'agit de substances prioritaires et de substances déversées en quantités significatives dans la masse d'eau. Trois classes de qualité sont définies : élevée (sous la limite de détection), bonne (dans les limites de la norme de qualité environnementale), modérée (conditions compatibles avec les objectifs établis pour les éléments biologiques).

Annexe V 1.1.1. Catégorie « Rivières »	Annexe V 1.1.2. Catégorie « Lacs »
- Paramètres généraux → Température → Oxygénation → Salinité → pH et capacité de neutralisation des acides (ANC) → Concentrations de nutriments - Polluants synthétiques spécifiques - Polluants non synthétiques spécifiques	- Paramètres généraux → Température → Transparence → Oxygénation → Salinité → pH et capacité de neutralisation des acides (ANC) → Concentrations de nutriments - Polluants synthétiques spécifiques - Polluants non synthétiques spécifiques

Les valeurs limites pour les paramètres généraux n'étant pas déterminées, il est nécessaire de trouver un lien entre état biologique et conditions physico-chimiques. Le document guide « Impress » indique que ce problème est en partie abordé par les systèmes de classification qui existent à l'intérieur des Etats membres. Il postule que cette distinction entre les classes de qualité « bonne » et « modérée » dans les schémas existants pourrait être utilisée dans l'analyse avant 2004 pour séparer les masses d'eau à risque de celles qui ne sont pas à risque de ne pas rencontrer les objectifs de la Directive 2000/60/CE.

Le SEQ-eau, mis au point par les Agences de l'Eau en France, a été adopté par le Gouvernement wallon en date du 22 mai 2003 comme l'outil de référence pour la caractérisation de la qualité des eaux de surface wallonnes. En l'absence de valeurs limites pour les différents paramètres généraux, ce sont les seuils d'aptitude à la biologie du SEQ-eau qui devraient être utilisés.

En ce qui concerne les objectifs à assigner aux polluants spécifiques, les points 1.1.1. et 1.1.2. de l'annexe V font référence au point 1.2.6. donnant la procédure à suivre par les Etats membres pour l'établissement des normes de qualité environnementale (NQE) pour les polluants de l'annexe VIII (points 1 à 9 de la liste ci-dessous). C'est à cette liste de familles de polluants que l'on se réfère pour les polluants spécifiques faisant partie des éléments de qualité physico-chimique qui définissent l'état ou le potentiel écologique.

Elle est la suivante :

1. **Composés organohalogénés et substances susceptibles de former des composés de ce type dans le milieu aquatique ;**
2. Composés organophosphorés ;

3. Composés organostanniques ;
4. Substances et préparations, ou leurs produits de décomposition, dont le caractère cancérigène ou mutagène ou les propriétés pouvant affecter les fonctions stéroïdogénique, thyroïdienne ou reproductive ou d'autres fonctions endocriniennes dans ou via le milieu aquatique ont été démontrés ;
5. Hydrocarbures persistants et substances organiques toxiques persistantes et bio-accumulables ;
6. Cyanures ;
7. Métaux et leurs composés ;
8. Arsenic et ses composés ;
9. Produits biocides et phytopharmaceutiques ;
- 10. Matières en suspension ;**
11. Substances contribuant à l'eutrophisation (en particulier, nitrates et phosphates) ;
12. Substances ayant une influence négative sur le bilan d'oxygène (et pouvant être mesurées à l'aide de paramètres tels que la DBO, la DCO, etc.).

L'annexe VIII de la Directive présente une liste indicative des principaux polluants (familles de substances) qui doit servir de base pour identifier les substances à l'origine d'une pollution importante, ponctuelle ou diffuse, c'est-à-dire les substances qui peuvent avoir un impact local significatif sur l'état qualitatif de la masse d'eau réceptrice.

Les émissions de ces substances ne doivent être prises en compte que si elles sont identifiées comme susceptibles d'être retrouvées dans les eaux du district considéré.

➤ Groupe d'éléments de qualité hydromorphologique.

Les éléments varient avec le type de masse d'eau. Les éléments hydromorphologiques pourraient être à la base du fait que les objectifs de l'état biologique « bon » ou « élevé » ne soient pas atteints.

Annexe V 1.1.1. Catégorie « Rivières »	Annexe V 1.1.2. Catégorie « Lacs »
- Régime hydrologique ➔ quantité et dynamique du débit ➔ connections avec la masse d'eau souterraine - Continuité de la rivière - Conditions morphologiques ➔ profondeur et largeur de la rivière ➔ structure et substrat du lit de la rivière ➔ structure et état des rives	- Régime hydrologique ➔ quantité et dynamique du débit ➔ temps de résidence ➔ connections avec la masse d'eau souterraine - Conditions morphologiques ➔ variation de profondeur du lac ➔ qualité et structure du substrat ➔ structure et état des rives

Remarque : pour les masses d'eau fortement modifiées, il convient de faire :

1. une évaluation du risque de ne pas atteindre un bon état écologique du fait des altérations physiques (hydromorphologiques).
2. une évaluation du risque de ne pas atteindre le bon potentiel écologique.

Seules les masses d'eau qui n'atteignent pas le bon état écologique à cause des altérations physiques peuvent être considérées comme masses d'eau fortement modifiées (art. 4.3.).

B. Bon état chimique

C'est l'état chimique atteint par une masse d'eau de surface dans laquelle les concentrations de polluants ne dépassent pas les normes de qualité environnementale (NQE) fixées à l'annexe IX et en application de l'article 16, paragraphe 7, ainsi que dans le cadre d'autres textes législatifs communautaires pertinents fixant des normes de qualité environnementale au niveau de la Communauté.

L'annexe IX stipule :

Les valeurs limites et les objectifs de qualité établis dans les directives filles de la Directive 76/464/EEC doivent être appliqués. Il s'agit des directives suivantes :

- la Directive concernant les émissions en Mercure (82/176/EEC);
- la Directive concernant les émissions en Cadmium (83/513/EEC);
- la Directive Mercure (84/156/EEC);
- la Directive concernant les émissions en Hexachlorocyclohexane (84/491/EEC);
- la Directive concernant les émissions en substances dangereuses (86/280/EEC).

L'article 16 § 7 de la Directive concerne les normes de qualité environnementale (dans les eaux de surface, les sédiments ou dans le biote) applicables aux substances prioritaires de l'annexe X (c'est-à-dire la liste de la décision 2455/2001/CE du Parlement européen et du Conseil du 20.11.2001 (J.O. C.E. du 15.12.2001).

A ce jour, les NQE ne sont toutefois pas encore déterminées par la Commission, mais elles devront être respectées pour le bon état chimique lorsqu'elles seront établies.

4.5.1.2. Paramètres à considérer pour les objectifs applicables aux eaux souterraines

A. Bon état chimique

L'article 17.2 de la Directive prévoit que les mesures qui seront adoptées pour réaliser l'objectif du bon état chimique des eaux souterraines devront comprendre, au plus tard pour le 22 décembre 2005 :

- des critères d'évaluation du bon état chimique des eaux souterraines, conformément à l'annexe II, point 2.2, et à l'annexe V, points 2.3.2 et 2.4.5 ;
- des critères d'identification des tendances à la hausse significatives et durables des polluants ainsi que des critères pour la définition des points de départ des inversions de tendance à utiliser, conformément à l'annexe V, point 2.4.4.

Un projet de directive fille, traduisant l'article 17 de la Directive, est en cours d'élaboration.

Ce projet intègre les normes de qualité concernant les nitrates (Directive 91/676/CEE) ainsi que les pesticides et biocides (Directives 91/414/CEE et 98/8/CE).

Polluants	Normes de qualité^{1, 2}	Remarques
<i>Nitrates</i>	<i>50 mg/l</i>	<i>La norme de qualité s'applique à toutes les masses d'eau souterraine, à l'exception des zones vulnérables identifiées en application de la Directive 91/676/CEE³. Pour ces zones, l'article 4, paragraphe 1, point c de la Directive 2000/60/CE s'applique (zone de protection).</i>
<i>Ingrédients actifs des pesticides, ainsi que leurs métabolites et les produits de réaction⁴</i>	<i>0,1 µg/l</i>	

La composition chimique d'une masse d'eau souterraine doit en outre garantir son bon état chimique général. Aussi, les concentrations de polluants ne peuvent pas :

- empêcher d'atteindre les objectifs environnementaux spécifiés au titre de l'article 4 de la Directive pour les eaux de surface associées;
- entraîner une diminution importante de la qualité écologique ou chimique des masses d'eau de surface associées;
- occasionner des dommages importants aux écosystèmes terrestres qui dépendent directement de la masse d'eau souterraine.

Enfin, pour les masses d'eau considérées comme à risque, suite à l'analyse des pressions et des incidences effectuées conformément à l'article 5 de la Directive, les États membres sont tenus d'établir des valeurs seuils pour les polluants dont les listes doivent être notifiées par les Etats membres au plus tard le 22 juin 2006, conformément aux recommandations contenues dans l'annexe III de la proposition de directive fille. La Commission européenne devra alors décider s'il y a lieu de proposer, sur la base de ces listes, des normes de qualité environnementale valables pour l'ensemble de l'UE.

Ces critères garantiront que l'état chimique est évalué selon une méthode assurant la comparabilité dans toute l'Europe, et que le processus décisionnel y afférent est harmonisé.

Caractérisation de la qualité des eaux souterraines

Le SEQ-eau souterraine est l'outil de référence pour la caractérisation de la qualité des masses d'eau souterraine wallonnes. Cet outil a été adapté par la Région Wallonne et

¹ Lorsque pour une masse d'eau souterraine donnée il est considéré que les normes de qualité pourraient aboutir à la non réalisation des objectifs environnementaux spécifiés à l'article 4 de la Directive pour les eaux de surface associées, ou entraîner une diminution significative de la qualité écologique ou chimique de ces masses, ou un dommage significatif aux écosystèmes terrestres qui dépendent directement de la masse d'eau souterraine, des valeurs seuils plus strictes sont établies conformément à l'article 4 et à l'annexe IV de la Directive.

² La conformité aux normes doit être fondée sur une comparaison avec les moyennes arithmétiques des valeurs de surveillance à chaque point d'échantillonnage dans la masse ou le groupe de masses d'eau caractérisé comme étant à risque à la suite de l'analyse effectuée en application de l'article 5 de la Directive.

³ JO L 375 du 31.12.1991, p. 1.

⁴ On entend par pesticides les produits phytosanitaires et les produits biocides tels que définis respectivement à l'article 2 de la directive 91/414/CEE et à l'article 2 de la directive 98/8/CEE.

permet de définir la qualité de l'eau vis-à-vis de trois usages : la distribution d'eau, l'état patrimonial et la potentialité biologique des cours d'eau associés.

Fondamentalement, le SEQESO est, comme le SEQ- Eaux souterraines français, une grille de lecture et d'interprétation d'un protocole d'analyse complet relatif à un point d'eau, reposant sur :

- l'examen parallèle des différents **usages** et fonctionnalités de l'eau souterraine.
- la définition de **seuils** de qualité pour chaque paramètre envisagé, autorisant jusqu'à 5 classes de qualité distinctes.
- le regroupement des paramètres par familles appelées **altérations** sur lesquelles une appréciation globale est portée.

✓ **Les fonctions ou usages de l'eau.**

L'une des difficultés dans l'évaluation de la qualité d'une eau souterraine réside dans le fait que cette notion est relative et qu'elle dépend des usages auxquels cette eau est destinée. Il n'existe pas a priori de qualité intrinsèque d'une eau mais des qualités d'eau qui permettent de satisfaire tel ou tel usage.

La qualité d'une eau brute souterraine est examinée par rapport à trois fonctions essentielles :

- 1) les usages de l'eau : la qualité de l'eau est définie par rapport aux normes ou besoins correspondants à différents usages. Le principal usage introduit dans le SEQESO est l'**Aptitude à la Distribution de l'Eau (ADE)**, usage établi pour le prélèvement d'eau destinée à la distribution par réseau ; il s'agit de l'usage fondamental reconnu pour la Wallonie dont 80 % des eaux souterraines sont destinées à la production d'eau potable mais d'autres usages de l'eau tels l'industrie, l'énergie, l'irrigation et l'abreuvement peuvent également être évalués.
- 2) l'état patrimonial : celui-ci exprime le degré de dégradation d'une eau du fait de la pression exercée par les activités socio-économiques sur les nappes, sans référence à un usage quelconque. Cette échelle de dégradation de la qualité est basée sur des paramètres indicateurs susceptibles de ne pas être présents à l'état naturel dans les eaux souterraines (micropolluants organiques et minéraux) ou clairement identifiés comme indicateurs d'altération d'origine humaine de la qualité de l'eau à partir de certains seuils de concentration (nitrates, pesticides). La fonction correspondante introduite dans le SEQESO, porte l'appellation **Etat Patrimonial en Wallonie (PAW)**.
- 3) l'aptitude chimique des eaux souterraines à la biologie des cours d'eau (BIO) : est la troisième fonction prise en compte pour satisfaire les besoins exprimés dans la Directive-cadre. Cette fonction reprend intégralement les 5 niveaux de qualité physico-chimique définis pour les cours d'eau par le système SEQUEAU. Elle fait donc l'hypothèse d'une alimentation des cours d'eau à 100% par les eaux souterraines, ce qui doit bien entendu être relativisé et validé.

Dans la suite, nous utiliserons le terme "usage" au sens large pour désigner tant les usages au sens strict que les autres fonctions de l'eau souterraine.

✓ **Les seuils de qualité**

Pour chaque paramètre physico-chimique, différents seuils de qualité sont fixés, correspondant soit à des normes ou des valeurs guides existant dans la législation wallonne (ou certains codes internationaux), soit à des jugements d'experts reposant sur l'état des

techniques, la littérature ou la dispersion statistique des données disponibles. Ces seuils définissent des classes de qualité.

Le système SEQESO permet de distinguer jusqu'à 5 classes de qualité (chacune matérialisée par une couleur), qui ont une définition précise pour chaque usage. Les quatre seuils de qualité correspondants sont baptisés S1 (bleu/vert), S2 (vert/jaune), S3 (jaune/orange) et S4 (orange/rouge), et leurs correspondants^(*) M1, M2, M3 et M4, lorsque le paramètre donne lieu à des seuils minimum.

1) Usage ADE :

Pour l'usage ADE, seuls 4 classes de qualité sont définies. Les 3 seuils correspondants sont établis sur base des valeurs suivantes (présentés pour différents paramètres au tableau 13) :

- ADE-S1 (bleu/vert) : correspond aux valeurs guides de la directive 80/778/CEE^(*) ou, à défaut, à une valeur intermédiaire entre 0 et la norme de potabilité rencontrée par la plupart des eaux distribuées.
- ADE-S3 (vert/orange) : correspond, en règle générale, à la norme de potabilité. En effet, l'ADE n'utilise pas toujours les normes de potabilité au robinet du consommateur pour le seuil S3, mais éventuellement des valeurs déduites en tête des réseaux de distribution (pour les paramètres générés par les traitements de potabilisation et les paramètres générés significativement par les canalisations de distribution). C'est une particularité de la législation wallonne.
- ADE-S4^(**) (orange/rouge) : correspond aux valeurs guides de la directive 75/440/CEE^(***) (seuil ne représentant rien d'officiel pour la Région wallonne qui n'a jusqu'ici pas ressenti le besoin d'adapter cette directive aux eaux souterraines). A défaut de norme, ADE-S4 correspond à l'avis des spécialistes du traitement de potabilisation des eaux brutes souterraines ou au seuil équivalent pour les eaux de surface potabilisables.

ADE : Distribution d'eau potable		Seuils de qualité				
Classes de qualité		Nitrates (mg/l)	Atrazine (µg/l)	Cuivre (µg/l)	Cadmium (µg/l)	Benzène (µg/l)
Eau de qualité optimale pour être consommée		25	50	50	1	0,5
Eau de qualité acceptable pour être consommée mais pouvant le cas échéant faire l'objet d'un traitement de désinfection		50	100	100	5	1
Eau non potable nécessitant un traitement de potabilisation		100	1000	1000	5	10
Eau inapte à la production d'eau potable						

Tableau 13 : Seuils ADE pour différents paramètres

(*) Lorsque le paramètre donne lieu à des valeurs minimales à respecter (pH, dureté), les seuils correspondants sont introduits. Une classe de qualité peut alors comprendre 2 tranches de concentrations (une minimale et une maximale).

(*) Directive du Conseil des Communautés européennes du 17 juillet 1980 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

(**) En ADE, le seuil S3 et donc la classe de qualité moyenne n'existent pas.

(***) Directive du Conseil des Communautés européennes du 16 juin 1975 concernant la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire.

2) Usage PAW :

Pour l'usage PAW, 5 classes de qualité sont définies.

Les 4 seuils correspondants sont établis sur base des valeurs suivantes (présentés pour différents paramètres au tableau 2) :

- PAW-S1 (bleu/vert) : correspond aux valeurs les plus proches de l'état naturel. En pratique, ce seuil équivaut à 10 mg/l pour les nitrates, à des limites de détection pour les paramètres organiques (limites revues en fonction des performances des laboratoires wallons) et aux valeurs de référence envisagées dans la phase d'élaboration du décret pour la protection des Sols^(*) sur base du fond géochimique naturel (toutes nappes confondues^(**)) estimé en Région wallonne pour les micropolluants minéraux.
- PAW-S2 (vert/jaune) : est ajusté pour que l'ensemble S1, S2, S3, S4 corresponde le plus possible à une suite arithmétique ou géométrique selon le type de variations du polluant.
- PAW-S3 (jaune/orange) : conformément au projet de directive européenne sur la protection des eaux souterraines contre la pollution, il y a lieu de définir un seuil dit d'action ou de point de départ des inversions de tendances à réaliser en vertu de la directive-cadre de l'eau. Ce seuil d'action ne peut en aucun cas être supérieur à 75% de la norme communautaire envisagée par le texte en discussion (50 mg/l pour les nitrates et 0,1 µg/l pour les pesticides) ou à la valeur seuil de bonne qualité des eaux souterraines à établir par la Wallonie pour fin 2005 (lesquelles sont par définition ADE-S2). Il est donc proposé d'établir dans un premier temps le PAW-S3 à 75% du niveau ADE-S2.
- PAW-S4 (orange/rouge) : correspond au seuil d'intervention. Une distinction a été opérée entre les polluants diffus ou répétés dans l'espace (nitrates et pesticides) et les polluants ponctuels (hydrocarbures et métaux lourds essentiellement) ; pour les micropolluants minéraux, c'est la valeur d'intervention pour assainissement V_{nappe} du décret SOLS qui a été introduite, valeur basée sur des critères de mobilité des polluants dans la nappe, de santé humaine et d'éco-toxicité.

PAW : Etat patrimonial	Seuils de qualité				
Classes de qualité	Nitrates (mg/l)	Atrazine (µg/l)	Cuivre (µg/l)	Cadmium (µg/l)	Benzène (µg/l)
Eau dont la composition est naturelle ou "sub-naturelle". Valeurs de référence VR ("fond géochimique" ou limite de détection).	10	25	15	0,25	0,25
Eau de composition proche de l'état naturel, mais détection d'une contamination d'origine anthropique.	25	50	40	1	0,5
Dégradation significative par rapport à l'état naturel. Valeurs-seuils des études de risque VS_{nappe} .	37,5	75	75	3,75	0,75
Dégradation importante par rapport à l'état naturel. Valeurs d'intervention pour assainissement VI_{nappe} .	50	100	200	20	4
Dégradation très importante par rapport à l'état naturel. Assainissement nécessaire.					

Tableau 14 : Seuils PAW pour différents paramètres.

(*) Décret du 1er avril 2004 relatif à l'assainissement des sols pollués et aux sites d'activités économiques à réhabiliter (Moniteur belge du 7 juin 2004 –Ed. 2).

(**) En effet l'examen de l'ensemble des données chimiques existantes indique que les rares aquifères qui dérogent naturellement au seuil PAW-S1 restent statistiquement de bonne qualité (seuil PAW-S2 non atteint) et qu'il n'est donc pas indispensable d'établir un bruit de fond par aquifère.

✓ Les altérations

Fidèle au SEQUEAU français, le système SEQESO est basé sur la notion d'**altération**. Les altérations sont des groupes de paramètres chimiques de même nature ou de même effet permettant de décrire les types de dégradation de la qualité de l'eau. En Région wallonne, les paramètres sont regroupés en 14 altérations, elles-mêmes regroupées en 6 groupes d'altérations (équilibrées en nombre de paramètres). Le tableau 15 précise les paramètres retenus pour chaque altération et groupe d'altération. Certains de ces paramètres sont obligatoires pour pouvoir quantifier les altérations, d'autres sont facultatifs et participent alors à la quantification de l'altération lorsqu'ils sont mesurés.

Groupes d'altération	Altération	Paramètres
1. <u>Minéralisation</u> <u>et salinité</u>	1MIN	pH (in-situ) Conductivité (in-situ) Dureté totale Chlorures Magnésium Sodium Sulfates Résidu sec (à 180°C) Alcalinité totale ou bicarbonates Calcium
	1MIX	Fluorures Potassium Baryum
2. <u>Matières oxydables</u> <u>et substances</u> <u>eutrophisantes</u>	2MOX	Oxydabilité (KMnO4) Carbone organique total Azote Kjeldahl
	2NO3	Nitrates
	2AZO	Ammonium Nitrites
	2PHO	Phosphore total Ortho-Phosphates
3. <u>Particules</u> <u>et éléments</u> <u>filtrables</u>	3MES	Turbidité Matières en suspension
	3FEM	Fer (sur filtré 0,4µ) Manganèse
	3ARG	Aluminium Silice
4. <u>Micropolluants</u> <u>minéraux</u>	4MPM	Arsenic Bore Cadmium Chrome (total) Cuivre Cyanures (totaux) Mercure Nickel Plomb Zinc Selenium Antimoine
	4MLd	Chrome Cuivre Nickel Plomb Zinc
5. <u>Produits</u> <u>phytosanitaires</u>	5PES	Atrazine Chlortoluron Déséthyl Atrazine Diuron Isoproturon Simazine Lindane Terbuthylazine Bromacile Bentazone Chloridazon Pesticides Totaux
6. <u>Hydrocarbures</u> <u>et autres polluants</u> <u>organiques</u>	6HAP	Benzo (a) pyrène HAP Somme (4) = Benzo (b) fluoranthène Benzo (k) fluoranthène Benzo (g,h,i) pérylène Indéno (1,2,3-cd) pyrène
	6SOL	Trichloréthylène Tétrachloréthylène TriEtPerchloréthylène Benzène

Tableau 15 : Paramètres retenus pour chaque altération et groupe d'altération.

Le tableau 16 indique de manière synthétique les groupes d'altérations repris pour chaque usage.

Groupes d'altérations	Usages		
	ADE	PAW	BIO
Minéralisation et salinité	x	r	
Matières oxydables et substances eutrophisantes	x	r	x
Particules et éléments filtrables	x		r
Micropolluants minéraux	x	x	x
Produits phytosanitaires	x	x	x
Hydrocarbures et autres polluants organiques	x	x	r

x = altération ; r = altération réduite

Tableau 16 : Groupes d'altérations repris pour chaque usage.

Pour chacune des fonctions et chacun des paramètres envisagés, la concentration des valeurs mesurées est transformée en un indice adimensionnel, et ce grâce à un modèle simple d'interpolation entre les seuils. Chacun des paramètres fait l'objet de la même procédure de calcul afin de déterminer sa classe de qualité. Les différentes altérations sont alors définies par la classe de qualité du paramètre qui donne le moins bon résultat (principe du paramètre limitant). Globalement, l'aptitude de l'eau à satisfaire un usage est donnée par le minimum des différentes altérations retenues, ce qui permet de synthétiser à l'extrême la notion de qualité de l'eau souterraine.

✓ L'appréciation générale de la qualité

Un des intérêts majeurs du SEQESO (déjà mis au point dans le SEQEAU français) consiste à combiner les usages ADE et PAW dans une fonction appelée **Qualité Générale de l'eau en Wallonie (QGW)**, qui représente l'expression universelle de la qualité, via un indice général de qualité calculé, pour chaque altération d'un point d'eau, en combinant les seuils supérieurs relatifs à la production d'eau potable (ADE) et les seuils inférieurs relatifs à l'état patrimonial (PAW).

5 classes de qualité sont alors définies et les seuils correspondants suivent le mécanisme de combinaison, illustré à la figure 2 dans le cas des nitrates, de la manière suivante, :

- QGW-S1 : est égal à PAW-S1, ou à ADE-S1 si l'altération n'existe pas en PAW (cas de la minéralisation par exemple).
- QGW-S2 : est égal à PAW-S2 ou à une valeur intermédiaire entre ADE-S1 et ADE-S3 si l'altération n'existe pas en PAW (cas de la minéralisation par exemple).
- QGW-S3 : est égal à ADE-S3^(*), la norme de potabilité, éventuellement ramenée à l'eau brute.
- QGW-S4 : est égal à ADE-S4, la valeur de référence de traitabilité, ou, pour les paramètres réputés intraitables, à PAW-S4, le seuil d'intervention. Pour les paramètres jugés à la fois non traitables et ne pouvant faire l'objet d'un assainissement (cas des minéraux solubles), ADE-S4 est maintenu en QGW-S4 et QGW-S3 est réduit à une valeur intermédiaire.

(*) En conséquence, un indice inférieur à 40 présume d'une eau non potable. Par contre, une eau acceptable à la consommation (vert) peut se révéler "de qualité générale moyenne" (jaune), par combinaison avec l'état patrimonial (cas des nitrates entre 25 et 50 mg/l par exemple).

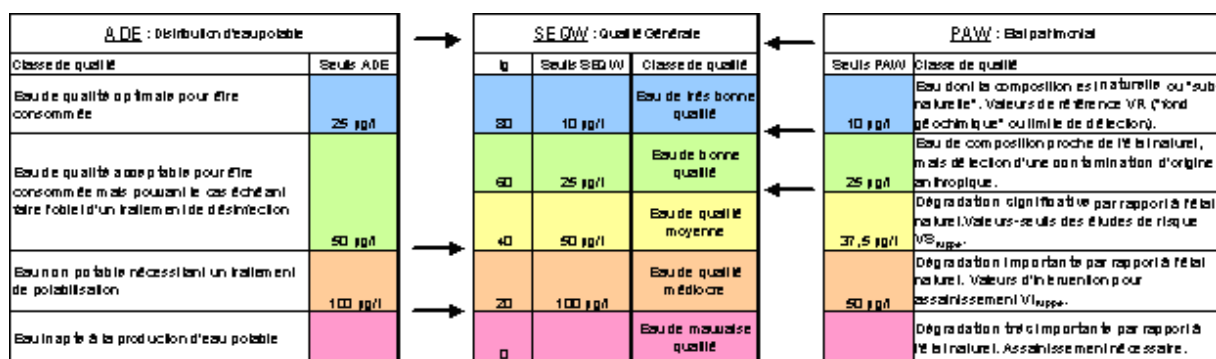


Figure 2 : Mécanisme de combinaison de l'aptitude à la distribution d'eau (ADE) et de l'état patrimonial (PAW) pour en dériver la qualité générale (QGW) : cas des nitrates.

L'indice général de qualité^(*) varie de manière continue quel que soit le paramètre envisagé moyennant des courbes d'interpolation aussi simples que possible pour limiter les temps de calcul, entre la concentration nulle ou optimale (indice 100), les quatre seuils retenus et une concentration infinie (indice 0). La figure 3 en donne deux exemples.

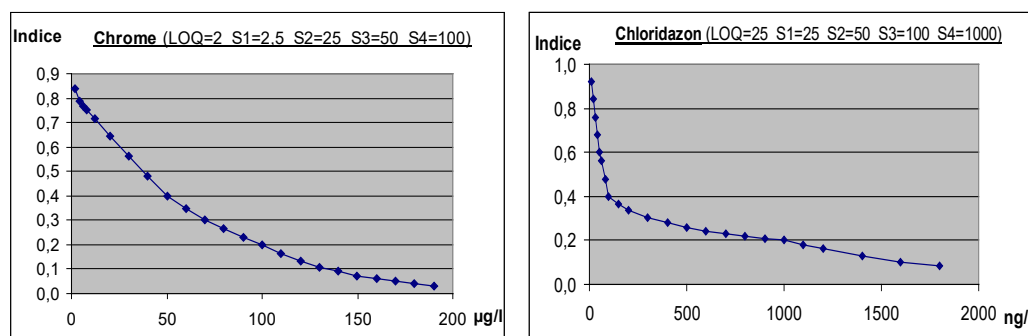


Figure 3 : exemples de relations concentration-indice général de qualité.

Dans la perspective d'utilisation du SEQESO comme outil de communication, une fiche de qualité simplifiée, accessible au grand public a été élaborée, sur base d'un modèle français. Sur cette fiche figure les 6 groupes d'altérations, les "usages" fondamentaux ADE ("Distribution"), PAW ("Etat patrimonial"), BIO ("Biologie des cours d'eau") et QGW ("Indice général de qualité").

Une de ces fiches est présentée à la figure 4 dans le cas d'une station représentative de la masse d'eau souterraine du Crétacé de Hesbaye, située à Bierset. Une information supplémentaire peut y être apportée par l'existence de fiches plus détaillées.

En résumé, le point d'eau décrit ci-dessus est de mauvaise qualité. Il subit une importante altération constituée de particules (MES = matières en suspension) chargées d'aluminium avec quelques métaux lourds en quantités significatives. Les teneurs en phosphore (plus exactement en phosphates) lui confère un état médiocre, problématique au cas où la nappe alimente un cours d'eau. L'eau est de dureté (TH) élevée mais acceptable à la consommation et contient les traces d'un herbicide.

(*) Ne pas confondre indice et indice général de qualité : les indices, se rapportant aux usages et fonctions, constituent un moyen d'établir avec précision la classe de qualité de chaque altération ; tandis que seul l'indice général de qualité définit la qualité générale d'un point d'eau par altération et permet de réaliser une comparaison entre deux points d'eau.

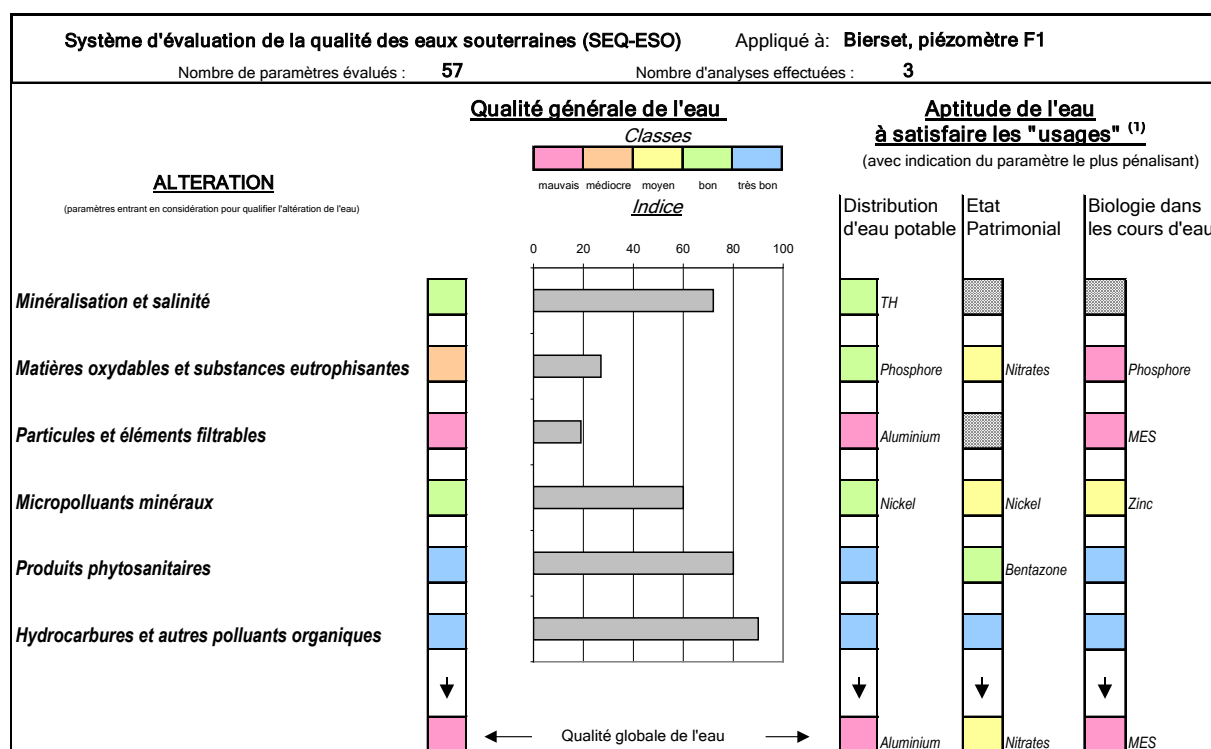


Figure 4 : Fiche synthétique relative à une station de surveillance d'une masse d'eau souterraine

✓ Gestion qualitative d'une masse d'eau souterraine

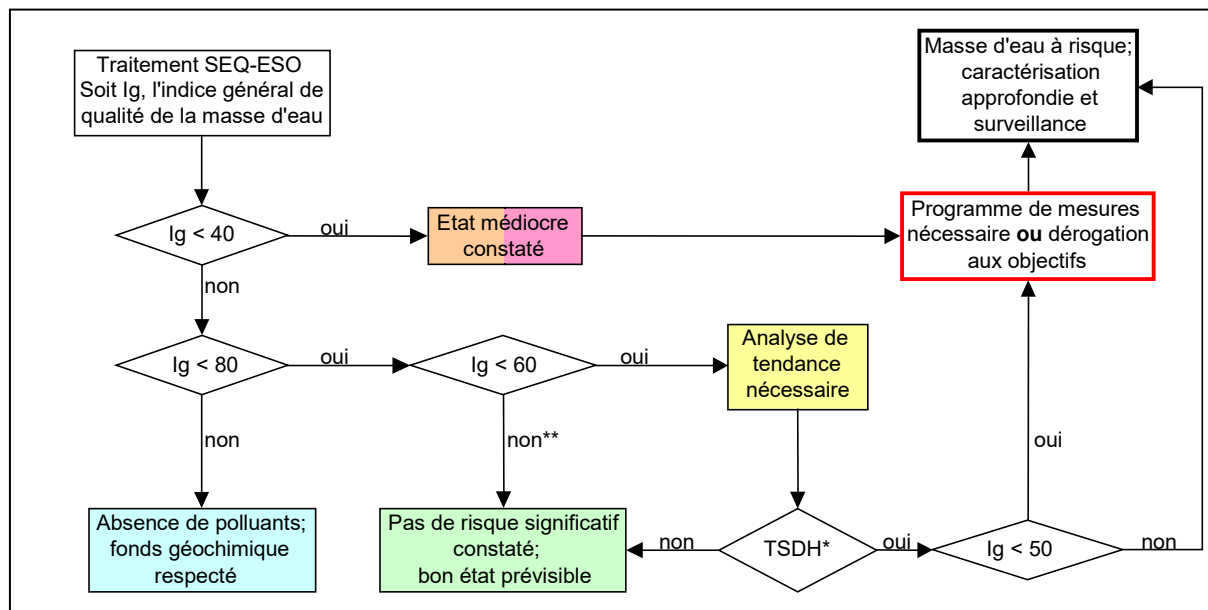
Dans le but de répondre aux exigences de la Directive-cadre, des développements supplémentaires ont été apportés au SEQESO, permettant ainsi d'évaluer la qualité de l'eau souterraine de manière globale à l'échelle de la masse d'eau.

En effet, à l'aide d'une méthode d'agrégation^(***) des résultats obtenus en chaque point de mesure constituant un réseau de surveillance suffisamment représentatif d'une masse d'eau, le système SEQESO calcule, pour cette masse d'eau, un indice général de qualité (Ig) variant de manière continue dans toute la gamme des concentrations observables, entre 100 (eau de très bonne qualité) et 0 (eau de mauvaise qualité). Cinq classes de qualité (chacune matérialisée par une couleur) sont alors distinguées :

• Classe de très bonne qualité	(bleu)	$100 < Ig < 80$
• Classe de bonne qualité	(vert)	$80 < Ig < 60$
• Classe de qualité moyenne	(jaune)	$60 < Ig < 40$
• Classe de qualité médiocre	(orange)	$40 < Ig < 20$
• Classe de mauvaise qualité	(rouge)	$20 < Ig < 0$

^(***)Afin d'obtenir un indicateur censé être représentatif de la masse d'eau (ce qui est l'objectif final recherché), le SEQESO utilise une méthode d'agrégation des données, via l'utilisation d'une simple moyenne arithmétique (comme imposé par la directive cadre de l'eau). Il est dès lors indispensable que les réseaux de surveillance, dont la mise en place est exigée par la Directive-cadre, soient le plus représentatif possible des masses d'eaux souterraines de manière telle qu'ils puissent être compatibles avec ce système.

Sur base de cet indice général, il est alors possible d'identifier les masses d'eau souterraines courant un risque de ne pas atteindre les objectifs de la directive-cadre, en utilisant le logigramme de la figure 5 :



* TSDH = tendance significative et durable à la hausse

** une simplification importante qui résulte du schéma ci-dessus consiste à éluder l'analyse de tendance pour la bonne qualité (vert) bien que toute tendance à la hausse doit être inversée quel que soit le niveau de qualité où elle se produit.

Figure 5 : Logigramme permettant, sur base de l'indice de qualité générale, de gérer l'état qualitatif des masses d'eau souterraine

En effet, si l'on considère que les différents seuils ont été construits selon les concepts fondamentaux de la directive, les conclusions suivantes peuvent être tirées :

- Un indice général supérieur à 80 signifie que la masse d'eau est dans un état naturel ou sub-naturel et que les concentrations observées n'excèdent pas le fond géochimique moyen.
- Un indice général supérieur à 60 signifie qu'aucun impact significatif de l'activité humaine n'a été constaté.
- Un indice général supérieur à 50 signifie que le seuil d'action, à partir duquel des mesures de protection et de contrôle doivent être prises pour inverser toute tendance à la hausse d'un polluant dans la masse d'eau, n'est pas atteint.
- Un indice général supérieur à 40 signifie que la valeur seuil de bon état de la masse d'eau souterraine n'est pas dépassée.

Les objectifs de la directive ne sont pas atteints si la masse d'eau souterraine se situe dans l'orange ou dans le jaune avec un indice décroissant d'année en année.

Grâce à la mise au point d'un logiciel greffé sur la base de données CALYPSO relative à la qualité des eaux souterraines, la validation du système SEQESO a été réalisée avec succès sur 5 masses d'eaux wallonnes de caractéristiques différentes d'un point de vue géologique, hydrogéologique et d'occupation du sol, pour lesquels un réseau de mesure et de surveillance représentatif a été préalablement élaboré.

Pour terminer, rappelons que le SEQESO n'est pas figé et doit au contraire être considéré comme un instrument évolutif ; il y a lieu d'une part de renforcer les critères pour certains paramètres en tenant compte du respect de la biodiversité dans les écosystèmes

superficiels dépendants (à travers la prise en compte de la fonction BIO dans l'indice général) ; il est aussi évident que les seuils clés (seuil de non risque, seuil d'action et seuil de bon état) pourront encore être adaptés, dans un sens comme dans l'autre, en fonction des résultats de l'examen initial de la qualité des différentes masses d'eau, pour aboutir aux normes relatives aux eaux souterraines que la Région wallonne devra adopter préalablement à l'élaboration de ses plans de gestion par district hydrographique.

✓ Références

Agences de l'Eau, Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement, Bureau de Recherches géologiques et minières. 2002. Système d'évaluation de la qualité des eaux souterraines « SEQ – Eaux souterraines ». Version 0, 72 p.

(téléchargeable sur :

http://www.eaufrance.com/francais/etudes/modele.php?fiche_id=80&theme=3).

B. Bon état quantitatif

Le **bon état quantitatif** est l'état défini dans le tableau 2.1.2 de la Directive:

- la ressource n'est pas affectée à long terme par les prélèvements annuels ;
- l'état quantitatif permet d'atteindre les objectifs écologiques et chimiques des eaux de surface associées ;

Le paramètre de référence utilisé est le niveau de l'eau souterraine dans la masse d'eau souterraine.

4.4.1.3. Paramètres à considérer pour les Objectifs environnementaux applicables aux zones protégées

Les objectifs établis pour les zones protégées définies en vertu de législations européennes antérieures restent d'application. Ces objectifs sont fixés pour les paramètres suivants :

- Directive 76/160/EEC relative à la qualité des eaux de baignade
- paramètres microbiologiques, chimiques et biologiques
- autres substances si une détérioration est avérée
- Directive 78/659/EEC relative à la qualité des eaux douces ayant besoin d'être protégées ou améliorées pour être aptes à la vie des poissons
- paramètres physico-chimiques : température, oxygène dissous, pH, MES, DBO₅, P total, composés phénoliques, hydrocarbures, NH₃, NH₄, HOCL, Zn total, Cu soluble
- Directive 79/409/EEC : directive « oiseaux »
- Directive 79/923/CEE relative à la qualité requise des eaux conchyliques
- paramètres physico-chimiques et microbiologiques
- Directive 91/271/EEC relative au traitement des eaux urbaines résiduaires.

- DBO₅, DCO, MES
- P total et N total, dans les zones sensibles, c'est-à-dire les zones sujettes à eutrophisation
- Directive 91/676/EEC relative à la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles
- teneurs en nitrates dans les eaux de surface et les eaux souterraines
- Directive 92/43/EEC directive « habitats » (Natura 2000)
- Directive 2000/60/EC relative aux zones de protection pour la production d'eau alimentaire

4.5.2. Evaluation du risque de non-atteinte des objectifs environnementaux

4.5.2.1. Contexte

La Directive Cadre 2000/60/CE (DCE) prévoit que les Etats membres utilisent les informations collectées ci-dessus (= les informations de l'analyse pressions et impacts) et toute autre information pertinente, y compris les données existantes de la surveillance environnementale, pour évaluer la **probabilité que les masses d'eau de surface à l'intérieur du district hydrographique ne soient plus conformes aux objectifs de qualité environnementaux fixés pour les masses en vertu de l'article 4**. Les États membres peuvent utiliser des techniques de modélisation comme outils d'évaluation.

Les objectifs à atteindre ont été rappelés au point 4.4.1.

Qu'est-ce qui devra faire l'objet du rapportage ?

- le nombre de masses d'eau de surface à risque dans chaque DHI.
- La localisation des masses d'eau de surface à risque dans chaque DHI.
- Les pressions significatives engendrant le risque de non-atteinte du bon état pour la masse d'eau.
- Un résumé des méthodologies utilisées pour identifier les masses d'eau à risque et les références aux documents dans lesquels une information plus détaillée peut être trouvée.

L'évaluation du risque de non-atteinte de ces objectifs environnementaux se base d'une part sur la caractérisation actuelle suivant l'approche DPSIR, et d'autre part sur la projection de cette approche à l'horizon 2015 scénario de base qui évalue l'évolution des forces motrices, des pressions et des impacts qui en découlent pour évaluer si la masse d'eau atteindra le bon état d'ici 2015 (figure 6).

Pour l'analyse de risque, il convient de synthétiser et de partir des informations collectées dans l'état des lieux.

L'approche utilisée en Région wallonne pour l'évaluation du risque se base d'une part sur la caractérisation actuelle des forces motrices, des pressions qui en découlent et de leurs incidences sur le milieu (en particulier sur chaque masse d'eau), et d'autre part sur la projection de cette caractérisation à l'horizon 2015 réalisée en émettant des hypothèses d'évolution des forces motrices, des pressions et des incidences pour évaluer si la masse d'eau atteindra ou non le bon état d'ici 2015.

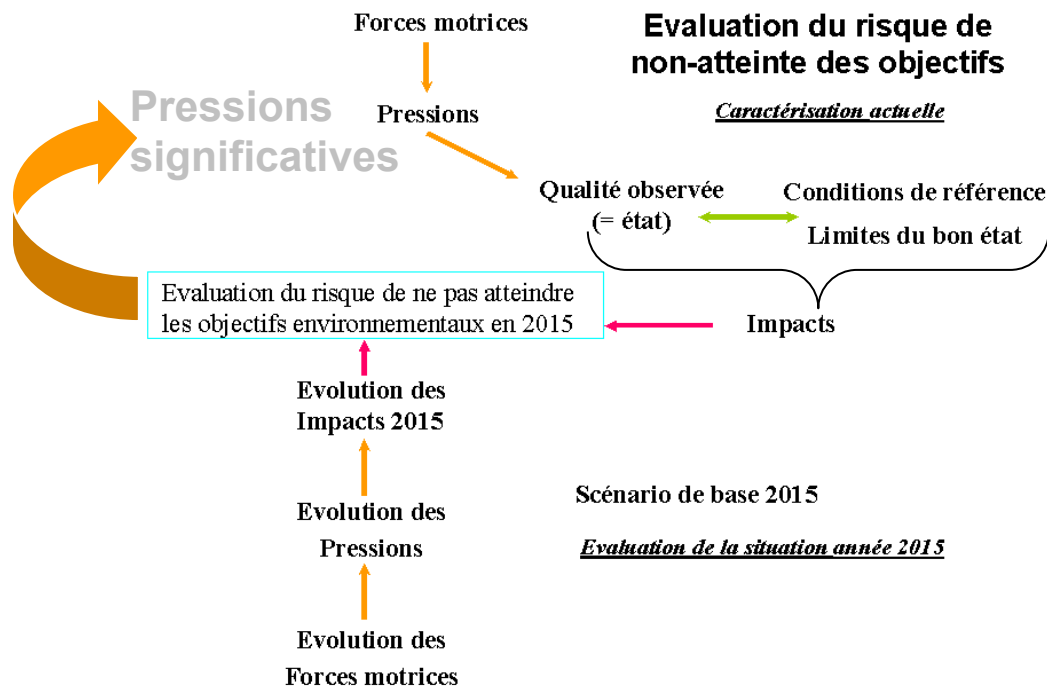


Figure 6 : Evaluation du Risque de non atteinte des objectifs environnementaux

Pour chaque masse d'eau, les informations collectées dans l'état des lieux sont synthétisées :

- Informations concernant les pressions actuelles sur la masse d'eau (pressions de pollution par les macropolluants, les micropolluants minéraux et organiques).
- Données de qualité issues des réseaux de surveillance environnementale :
 - Macroinvertébrés (IBGN), diatomées (IPS) et poissons (IBIP).
 - Physico-chimie (banque de données AQUAPHYC) : macropolluants et micropolluants minéraux et organiques.
 - Données du réseau substances dangereuses.
- Données issues des techniques de modélisation (modèle PEGASE) comme outils d'évaluation de la qualité (4 altérations considérées : matières organiques et oxydables, matières azotées (hors nitrates), matières phosphorées et nitrates).
- Informations concernant les pressions et l'état hydromorphologiques.

Par ailleurs, pour évaluer l'état 2015 :

- Les données physico-chimiques actuelles sont croisées avec les informations pertinentes concernant les l'évolution des forces motrices et des pressions.
- Pour les macropolluants, un scénario de référence est implémenté dans le modèle PEGASE qui fournit une évaluation de la qualité 2015 pour les 4 altérations sus-mentionnées.

4.5.2.2. Etat écologique

Pour rappel, l'état écologique est évalué sur base de l'analyse de trois groupes d'éléments de qualité, conformément à l'Annexe V de la DCE :

- Les éléments de la qualité biologique
- Les éléments de la qualité physico-chimique
- Les éléments de la qualité hydromorphologique

La directive n'accorde cependant pas le même rôle à ces différents éléments (Figure7).

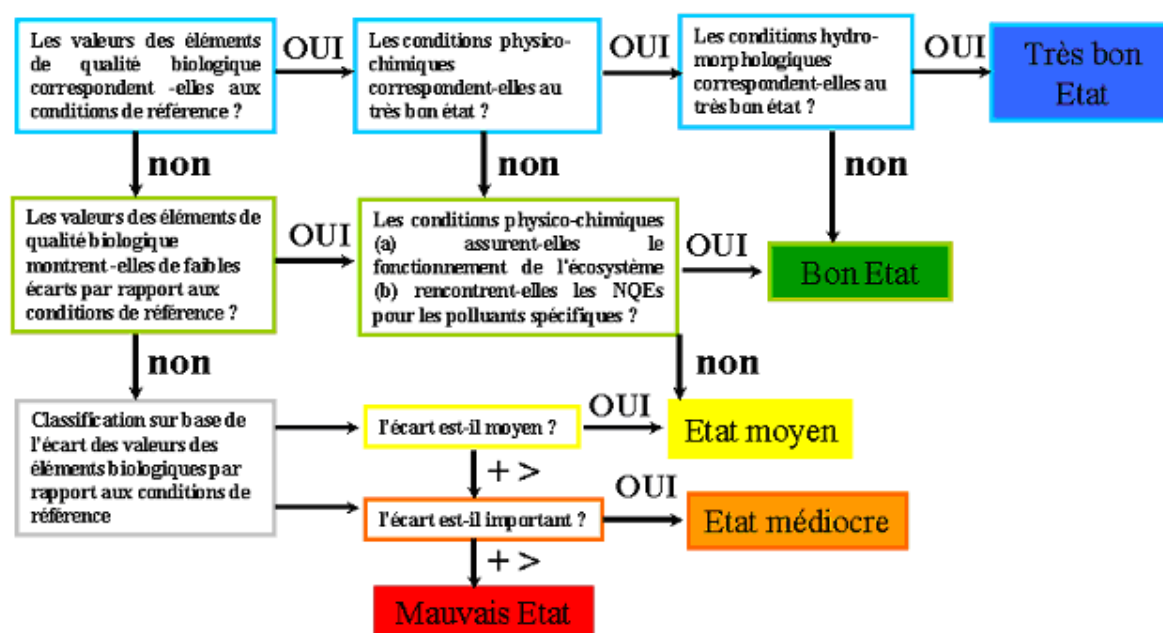


Figure 7 : Evaluation de l'état écologique

En résumé :

- le **très bon état** n'est atteint que si les valeurs trouvées pour les trois groupes d'éléments de qualité ne s'écartent pas ou presque pas des valeurs correspondant aux conditions non perturbées.
 - le **bon état** est atteint si les valeurs trouvées pour les éléments de qualité biologique ne s'écartent que faiblement des conditions non perturbées et si les conditions physico-chimiques assurent le fonctionnement de l'écosystème (paramètres généraux) et respectent les NQEs pour les polluants spécifiques.
 - pour les **classes inférieures** de l'état écologique (moyen, médiocre et mauvais), on ne se base que sur les éléments biologiques. Les éléments physico-chimiques et hydromorphologiques doivent simplement refléter les conditions permettant d'atteindre les valeurs spécifiées par la directive pour les éléments de qualité biologique
- ✓ Les éléments de la qualité biologique

Cette partie de l'évaluation est réalisée sur base des données fournies par le CRNFB (Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois) et par les FUNDP (URBO – Prof. Descy et Kestemont) (voir point 4.4.4.1.) et des seuils déterminés par eux. Un rapport conjoint intitulé « Directive 2000/60/EC – Définition des conditions de référence biologiques des rivières en Wallonie » a été présenté en PPGIE et est disponible sur Circle. Il établit non seulement les conditions de référence, mais teste également différents scénarios concernant le seuil du bon état.

Dans ses résultats remis pour les états des lieux et qui concernent la qualité biologique, le CRNFB a fait des choix parmi ces propositions pour fixer les seuils du bon état des éléments de qualité biologiques à utiliser dans le cadre de cette première analyse de risque.

Etant donné qu'il est difficile de prédire l'effet d'une évolution probable des pressions sur la qualité biologique à l'horizon 2015, l'option du *statu quo* est retenue.

✓ Les éléments de la qualité physico-chimique

Les macropolluants

• L'utilisation des données du réseau de mesure permet l'évaluation de la qualité physico-chimique par l'outil SEQ-Eau pour les différentes altérations vis-à-vis de l'aptitude de l'eau à la biologie. Les données sont facilement accessibles via la banque de donnée AQUAPHYC. La limite inférieure du bon état est fixée à 60 (/100). Outre les altérations MOOX, N, P et nitrates, les données du réseau de mesure permettent de considérer d'autres altérations également importantes aux yeux de la Directive telles que, par exemple, l'acidification, les MES et la température. Une note de synthèse est donnée pour l'ensemble de ces altérations (état macropolluants). Afin de lisser les données et de diminuer l'influence d'années exceptionnelles du point de vue hydrologique, il est suggéré d'utiliser les données mesurées sur 3 années (2001-2003) en prenant le percentile 90. A noter que pour les nitrates, les seuils ont été revus par le Laboratoire d'Ecologie des Eaux Douces de la FUNDP (20 mg/l limite inférieure du bon état) (Prof. Descy) et qu'ils seront utilisés dans le cadre de cet exercice. Pour les données du réseau de mesure, la seule possibilité est de croiser les données de l'état actuel avec les tendances d'évolution d'ici 2015 des pressions qui ont une incidence sur cet état : si l'impact actuel est faible et que les tendances d'évolution sont stables ou en baisse, le RNABE sera faible ; inversement si l'impact actuel est important et que l'évolution des pressions montrent une tendance à la hausse, le RNABE sera élevé. Cet exercice est réalisé au niveau des stations du réseau de mesure.

Les incidences suivantes sont évaluées:

- Incidence des rejets urbains
- Incidence des rejets industriels
- Incidence des activités agricoles

Les résultats fournis par l'étude d'incidence se présentent sous forme d'un tableau comparatif des cotes SEQ-eau de chaque incidence évaluée par rapport à la situation de référence (année 2002). Ces cotes sont calculées par masse d'eau en faisant la moyenne pondérée par les débits des indices SEQ-Eau simulés pour l'année en chaque point de rivière du sous-bassin. Ce calcul se base sur l'hypothèse que les masses d'eau délimitent des zones dites homogènes. Les seuils revus pour les nitrates par le Laboratoire d'Ecologie des Eaux Douces de la FUNDP (Prof. Descy) seront également utilisés ici. PEGASE permet en outre de prédire l'impact des évolutions des pressions sur les 4 altérations qu'il évalue. Un scénario de référence (2015) est constitué. Le scénario représente une prévision de l'évolution des forces motrices et de leurs pressions associées sur la masse d'eau considérée.

L'évaluation du risque de non-atteinte du bon état pour ces altérations se déroule de la manière suivante: le scénario de référence est implémenté dans le modèle PEGASE qui fournit une évaluation à l'aide du système de classification SEQ-eau pour quatre altérations (MOOX, Ntot, Ptot, Nitrates). Les classes vertes et bleues traduisent un risque nul et les trois autres classes (jaune, orange, rouge) traduisent un risque certain. L'altération ayant la plus mauvaise note définit la classe de la masse d'eau et donc son risque pour ces 4 altérations.

Les micropolluants minéraux et organiques

Ici également, pour les données du réseau de mesure sont utilisées quand elles sont disponibles et la seule possibilité est de croiser les données de l'état actuel avec les tendances d'évolution d'ici 2015 des pressions qui ont une incidence sur cet état : Si l'impact actuel est faible et que les tendances d'évolution sont stables ou en baisse, le RNABE sera faible ; inversement si l'impact actuel est important et que l'évolution des pressions montrent une tendance à la hausse, le RNABE sera élevé.

✓ Les éléments de la qualité hydromorphologique

La qualité hydromorphologique est évaluée à l'aide de l'outil QUALPHY qui fournit une classification semblable à celle du SEQ-Eau. A l'horizon 2015, l'option du *statu quo* est retenue.

4.5.2.3. Etat chimique

A partir des données de l'analyse de pression (IPPC, taxation,...), il est possible d'identifier les rejets connus de certaines substances prioritaires dans les différentes masses d'eau (Cd, Hg,Pb,Ni,...)

Le bon état chimique d'une eau de surface est l'état chimique atteint par une masse d'eau de surface dans laquelle les concentrations de polluants ne dépassent pas les normes de qualité environnementale (NQE) fixées à l'Annexe IX et en application de l'article 16 (paragraphe 7) pour les substances prioritaires de l'Annexe X (c'est-à-dire la liste de la décision 2455/2001/CE du Parlement européen et du Conseil du 20/11/2001, J.O.C.E. du 15/12/2001) ainsi que dans le cadre d'autres textes législatifs communautaires pertinents fixant des normes de qualité environnementale au niveau de la Communauté (Article 2 point 24).

A ce jour, les NQEs des substances prioritaires ne sont pas encore déterminées par la Commission. Dès lors, plusieurs alternatives sont possibles pour évaluer l'état chimique :

- soit on se réfère uniquement aux normes européennes existantes qui sont reprises en annexe IX (directives filles de la 76/464/EEC) et on ne considère pas les autres substances prioritaires ;
- soit on se réfère aux normes européennes existantes qui sont reprises en annexe IX (directives filles de la 76/464/EEC) et on prend les propositions du non paper pour les autres substances prioritaires (= propositions du FHI) ;
- soit on se réfère aux propositions du non paper pour les 33 substances prioritaires (y compris celles qui sont également reprises dans l'annexe IX) et on utilise les normes européennes existantes pour les substances de l'annexe IX qui ne sont pas prioritaires ;
- une autre possibilité est de se référer aux normes de l'AGW sur les substances pertinentes.

Des essais ont été menés avec ces différents scénarios pour les stations où les données existent.

Pour l'état 2015, la seule possibilité est de croiser les données de l'état actuel avec les tendances d'évolution d'ici 2015 des pressions qui ont une incidence sur cet état : si l'impact actuel est faible et que les tendances d'évolution sont stables ou en baisse, le RNABE sera faible ; inversement si l'impact actuel est important et que l'évolution des pressions montrent une tendance à la hausse, le RNABE sera élevé.

4.5.2.4. Evaluation du RNABE

Une grille d'évaluation du RNABE synthétisant l'ensemble de ces informations est ainsi constituée pour chacune des masses d'eau.

Une première évaluation du risque de non atteinte des objectifs environnementaux a été établie à partir du diagnostic porté sur chacune des masses d'eau selon le schéma suivant :

Risque de non atteinte du bon état écologique							
Etat biologique		Etat macropolluants		Etat micropolluants minéraux et organiques pertinents		Diagnostic	Etat hydromorphologique
Moins de 2 éléments de qualité biologique disponibles						DOUTE	
Au moins 2 éléments de qualité biologique disponibles		pas de données du réseau de mesure (uniquement PEGASE)				DOUTE	
Au moins 2 éléments de qualité biologique disponibles		Données réseau de mesure disponibles		pas de données mais pressions micropolluants avérées ou prévues dans le bassin		DOUTE	
Au moins 2 éléments de qualité biologique disponibles	Bleu ou vert	Données réseau de mesure disponibles + simulation 2015 PEGASE	Bleu ou vert	respect des normes ou pas de données et pas de pressions micropolluants avérées ou prévues dans le bassin	Bon	Bon état probable	Bon ou mauvais
	Bleu ou vert		jaune/orange /rouge		Bon	Risque de non atteinte	
	jaune/orange /rouge		Bleu ou vert		Bon	Risque de non atteinte	
Au moins 2 éléments de qualité biologique disponibles	Bleu ou vert	Données disponibles + simulation 2015 PEGASE	Bleu ou vert	Normes non respectées	Mauvais	Risque de non atteinte	
Risque de non atteinte du bon état chimique Substances annexes IX et X							
pas de données mais pressions par ces substances connues ou prévues dans le bassin				DOUTE			
respect des NQEs ou pas de données mais pas de pressions par ces substances connues ou prévues dans le bassin				Bon état probable			
NQEs non respectées				Risque de non atteinte			

Le doute traduit le manque d'informations pour se prononcer au stade de l'état des lieux.

Le bon état probable (écologique + chimique) signifie que les données disponibles laissent à penser que la masse d'eau devrait probablement atteindre le bon état en 2015.

Les masses d'eau à risque sont des masses d'eau dont les prévisions d'évolution des pressions laissent prévoir la non-atteinte du bon état d'ici 2015 pour au moins un des éléments de qualité.

Une fois l'analyse RNABE réalisée, il convient encore de voir si la masse d'eau qui aurait été diagnostiquée comme étant en bon état probable n'est pas située en tout ou en partie en zone protégée, et dans l'affirmative si elle respecte également les objectifs particuliers liés à ce statut.

Il est important de rappeler que les conditions environnementales requises pour atteindre la plupart des objectifs de la Directive n'ont pas encore été clairement définies à cette date. Par exemple, les valeurs des limites entre les classes d'état écologique pour les eaux de surface ne pourront être enfin établies qu'après la fin de l'exercice d'interétalonnage et le début des programmes de surveillance en 2006. Les normes de qualité environnementale pour les substances prioritaires, qui font partie de la définition du bon état chimique des eaux de surface, ne seront pas finalisées avant l'accord sur les directives filles de l'Article 16. De plus, l'analyse se base sur les données actuellement disponibles et celles-ci sont naturellement lacunaires.

La conséquence de ces incertitudes est que les jugements des États membres concernant les masses d'eau à risque ou non, sont susceptibles de contenir plus d'incertitudes dans le premier rapport sur les pressions et impacts que les cycles de planification ultérieurs. Il est donc important d'en être conscients pour que les programmes de surveillance puissent être élaborés et ciblés pour fournir l'information requise afin d'accroître la fiabilité de ces évaluations. La figure 8 ci-dessous repris du document guide français illustre ce principe.

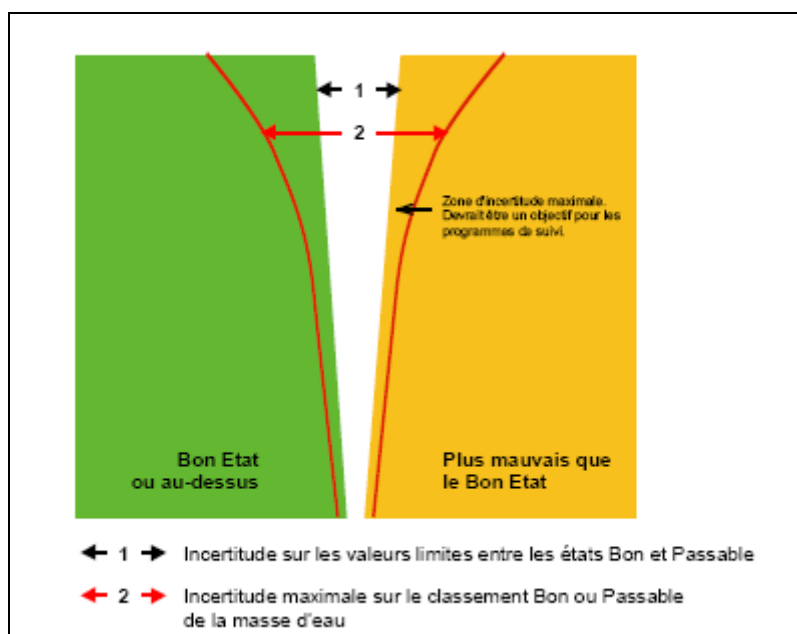


Figure 8. Incertitudes liées à l'évaluation du risque

Source : MISE EN OEUVRE DE LA DCE IDENTIFICATION DES PRESSIONS ET DES IMPACTS guide méthodologique version 4.1 mars 2003 Aquascop.

Il est donc normal que dans un premier temps, un relativement grand nombre de masse d'eau se situeront dans la zone de doute, d'ailleurs explicitement prévue par le rapportage à

la Commission européenne. Il est de toute façon important que cette analyse de risque ne soit ni trop optimiste, ce qui entraînerait un risque de contentieux en 2015, les mesures nécessaires n'ayant pas été mises en œuvre, ni trop pessimiste, ce qui au contraire entraînerait la mise en œuvre de mesures inutiles et dès lors la démobilisation des acteurs concernés.

Le fait qu'une masse d'eau soit placée dans la catégorie doute ne préjuge donc pas du fait qu'elle atteindra ou non ses objectifs en 2015 mais signifie simplement qu'une caractérisation plus poussée est nécessaire pour pouvoir se prononcer.

De même, le fait d'identifier, au stade de l'état des lieux, un risque de non atteinte des objectifs environnementaux pour une masse d'eau permet uniquement de mettre en évidence les problèmes et questions qui mériteront une analyse plus approfondie et ne signifie pas que cette masse d'eau n'aura pas un objectif ambitieux. A l'inverse, les masses d'eau pour lesquelles ce risque n'aura pas été identifié ne seront pas écartées des programmes d'actions définis ultérieurement dans le cadre du plan de gestion (ne serait-ce que pour prévenir leur dégradation).

A cet égard, il est important de rappeler le deuxième principe du document guide « Principles and communication of results of the first analysis under the Water Framework Directive » : L'analyse de risque aide à développer un réseau de surveillance pour une caractérisation plus poussée. Mais, l'analyse de risque n'est pas classification d'état ! Comme rappelé ci-dessus, les valeurs des limites entre les classes d'état écologique pour les eaux de surface ne pourront être établies qu'après la fin de l'exercice d'interétalonnage et le début des programmes de surveillance en 2006. Par conséquent, il faut à tout prix éviter l'amalgame entre le fait qu'une masse d'eau identifiée comme étant à risque soit automatiquement interprété comme « n'est pas en bon état ». Ce sont deux évaluations différentes et un mélange des deux serait contreproductif.

En résumé, l'évaluation du risque de non-atteinte des objectifs environnementaux est étape préliminaire de la mise en œuvre de la DCE permettant d'orienter la suite des travaux. Elle se base sur l'état actuel qui intègre les effets des pressions et des actions déjà réalisées et sur les tendances d'évolution qui évaluent les pressions futures et la portée des actions programmées.

Bibliographie

- natexlab
- Addiscott and Tuck(2001)
Addiscott, T. M., and G. Tuck, NON-LINEARITY AND ERROR MODELLING IN SOIL PROCESSES, *European Journal of Soil Science*, 52, 2001.
- Aller et al.(1985)Aller, Bennet, Lehr, and Petty
Aller, L., T. Bennet, J. Lehr, and R. Petty, Drastic - a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings, *Tech. Rep. EPA/600/2-85/018*, U.S. Environmental Protection Agency, 1985.
- Bogaert(2004)
Bogaert, P., Acquisition et traitement des données spatio-temporelles, *Tech. Rep. MILA 3008*, Université catholique de Louvain, 2004.
- Bogardi(2004)
Bogardi, J. J., HAZARDS, RISK AND VULNERABILITY : a new look on the flood plains, *International Workshop and Symposium 'Water Hazard and Risk Management'*, 2004.
- Caffarelli et al.(2003)Caffarelli, Galassi, Mazzini, Nencini, Rapagnani, Rossi, and Screpanti
Caffarelli, V., T. Galassi, F. Mazzini, L. Nencini, M. R. Rapagnani, R. Rossi, and C. Screpanti, GROUNDWATER CONTAMINATION RISK INDICES FOR PEAR AND SUGAR BEET CULTIVATIONS IN THE PROVINCE OF FERRARA, *Proceedings of the XII Symposium Pesticide Chemistry*, 2003.
- Christakos et al.(2002)Christakos, Bogaert, and Serre
Christakos, G., P. Bogaert, and M. Serre, *Temporal GIS : Advanced Functions for Field-Based Applications*, Springer-Verlag, New-York, 2002.
- Commission of the European Communities(2000)
Commission of the European Communities, DIRECTIVE 2000/60/CE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL OF 23 OCTOBER 2000 ESTABLISHING A FRAMEWORK FOR COMMUNITY ACTION IN THE FIELD OF WATER POLICY, *Tech. rep.*, Commission of the European Communities, 2000.
- Focazio et al.(2002)Focazio, Reilly, Rupert, and Helsel
Focazio, M. J., T. E. Reilly, M. G. Rupert, and D. R. Helsel, ASSESSING GROUNDWATER VULNERABILITY TO CONTAMINATION : Providing scientifically defensible information for decision makers, *Tech. Rep. 1224*, US Geological Survey Circular, 2002.
- FOCUS(2000)
FOCUS, FOCUS GROUNDWATER SCENARIOS IN THE EU PLANT PROTECTION PRODUCT REVIEW PROCESS, Report of the FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup, EC Document Reference Sanco/321/2000, 2000.
- Fogg et al.(1996)Fogg, LaBolle, and Weissman
Fogg, G. E., E. M. LaBolle, and G. S. Weissman, GROUNDWATER VULNERABILITY ASSESSMENT : Hydrogeologic perspective and example from salinas valley, california, *Assessment of Non-Point Source Pollution in the Vadose Zone - Geophysical monograph series*, 108, 1996.
- Foster et al.(2000)Foster, Chilton, Moench, Cardy, and Schiffer
Foster, S., J. Chilton, M. Moench, F. Cardy, and M. Schiffer, Groundwater in rural development : Facing the challenges of supply and ressource sustainability, *Tech. Rep. 463*, World Bank, 2000.
- Foster et al.(2002)Foster, Hirata, Gomes, D'Elia, and Paris
Foster, S. S., R. Hirata, D. Gomes, M. D'Elia, and M. Paris, GROUNDWATER QUALITY PROTECTION : a guide for water utilities, municipal authorities and environment agencies, *Tech. Rep. 25071*, The World Bank, 2002.
- Foster and Chilton(2003)
Foster, S. S. D., and P. J. Chilton, GROUNDWATER : THE PROCESSES AND GLOBAL SIGNIFICANCE OF AQUIFER DEGRADATION, *Philosophical Transactions of the Royal Society: Biological Sciences*, 358, 2003.
- Freissinet et al.(1998)Freissinet, Cunge, Erlich, and Vauclin

- Freissinet, C., J. Cunge, M. Erlich, and M. Vauclin, Modélisation mathématique et théorie des sous-ensembles flous. application à l'estimation des imprécisions dans la modélisation du devenir des produits phytosanitaires dans les eaux souterraines, *CNFGG - Rapport quadriennal 95-98*, 1998.
- Galbiati et al.(2003)Galbiati, Bouraoui, Riparbelli, and Auteri
Galbiati, L., F. Bouraoui, C. Riparbelli, and D. Auteri, Development and application of a modeling tool to evaluate soil and groundwater vulnerability to pesticide leaching, *Proceedings of the XII Symposium Pesticide Chemistry*, 2003.
- Gustafson(1989)
Gustafson, D., GROUND WATER UBIQUITY SCORE : a simple method for assessing pesticide leachability, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8, 1989.
- Imhoff et al.(1993)Imhoff, Hummel, Kittle, Jr., and Carsel
Imhoff, J., P. Hummel, J. Kittle, Jr., and R. Carsel, PATRIOT - a methodology and decision support system for evaluating the leaching potential of pesticides., *Tech. rep.*, U.S. EPA, Athens, GA, 1993.
- Jackson(1986)
Jackson, R. E., *POLLUTION ET PROTECTION DES AQUIFÈRES : Projet 8.3 du Programme hydrologique international*, Unesco, 1986.
- Johansson et al.(1999)Johansson, Sharp, Alveteg, and Choza
Johansson, P.-O., C. Sharp, T. Alveteg, and A. Choza, Framework for ground water protection - the managua ground water system as an example, *Ground Water*, 37, 1999.
- Leterme et al.(2004)Leterme, Rounsevell, Pinte, Piñeros-Garcet, and Vanclooster
Leterme, B., M. Rounsevell, D. Pinte, J. Piñeros-Garcet, and M. Vanclooster, DEVELOPMENT OF AN INTEGRATED METHODOLOGY FOR THE ASSESSMENT OF GROUNDWATER CONTAMINATION BY PESTICIDES AT THE CATCHMENT SCALE, Submitted to the International conference on Groundwater Vulnerability Assessment and Mapping, 16-19 June 2004, Ustron, Poland, 2004.
- Li et al.(1998)Li, Yost, and Green
Li, Z., R. Yost, and R. Green, Incorporating uncertainty in a chemical leaching assessment, *Journal of Contaminant Hydrology*, 29, 285-299, 1998.
- Loague et al.(1990)Loague, Green, Giambelluca, Liang, and Yost
Loague, K., R. Green, T. Giambelluca, T. Liang, and R. Yost, Impact of uncertainty in soil, climatic, and chemical information in a pesticide leaching assessment, *Journal of Contaminant Hydrology*, 5, 171-194, 1990.
- Lobo-Ferreira(2003)
Lobo-Ferreira, J. P., THE EUROPEAN UNION EXPERIENCE ON GROUNDWATER VULNERABILITY ASSESSMENT AND MAPPING, <http://www.teriin.org/teri-wr/coastin/papers/paper1.htm>, 2003.
- Lorenz(2004)
Lorenz, C. M., FROM THE 'WE NEED MORE DATA' PARADIGM TO INDICATORS IN TRANSBOUNDARY WATER MANAGEMENT, *IWA PUBLISHING - Environmental Information in European Transboundary Water Management*, 2004.
- Meeks and Dean(1990)
Meeks, Y. J., and J. D. Dean, EVALUATING GROUNDWATER VULNERABILITY TO PESTICIDES, *Journal of Water Resource Planning and Management*, 116, 1990.
- Meirvenne(1998)
Meirvenne, M. V., Predictive quality of the belgian soil survey information, *Pedologie-Themata*, 5, 1998.
- Merchant(1994)
Merchant, J. W., GIS-BASED GROUNDWATER POLLUTION HAZARD ASSESSMENT : A critical review of the drastic model, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 60, 1994.
- Navulur and Engel(1998)

- Navulur, K. C. S., and B. A. Engel, Groundwater vulnerability assessment to non-point source nitrate pollution on a regional scale using gis, *American Society of Agricultural Engineers*, 6, 1998.
- OCDE(1993)
OCDE, Corps d'indicateurs de l'ocde pour les examens des performances environnementales., *Monographie sur l'environnement OCDE/GD(93)179*, OCDE, 1993.
- Passarella et al.(2002)*Passarella, Vurro, D'agostino, Giuliano, and Barcelona*
Passarella, G., M. Vurro, V. D'agostino, G. Giuliano, and M. J. Barcelona, A probabilistic methodology to assess the risk of groundwater quality degradation, *Environmental Monitoring and Assessment*, 2002.
- Rao et al.(1985)*Rao, Hornby, and Jessup*
Rao, P., A. Hornby, and R. Jessup, Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater, *Soil and Crop Science Society of Florida*, 44, 1985.
- Rentier(2002)
Rentier, C., Methodes stochastique de delimitation des zones de protection autour des captages d'eau. conditionnement par des mesures de conductivite hydraulique, de hauteur piezometrique et de resistivite electrique, Ph.D. thesis, Université de Liège. Faculté des Sciences Appliquées. Département Géomac, 2002.
- Rupert(2001)
Rupert, M., Calibration of the drastic ground water vulnerability mapping method, *Ground Water*, 39, 2001.
- Soutter and Musy(1998)
Soutter, M., and A. Musy, Coupling 1d monte-carlo simulations and geostatistics to assess groundwater vulnerability to pesticide contamination on a regional scale, *Journal of Contaminant Hydrology*, 32, 1998.
- Tiktak et al.(2002)*Tiktak, Boesten, and van der Linden*
Tiktak, A., J. Boesten, and A. van der Linden, Nationwide assessments of non-point source pollution with field-scale developed models : The pesticide case., *Proceedings of the 5th International Symposium on spatial accuracy assement*, 2002.
- Tiktak et al.(2003)*Tiktak, van der Linden, and Boesten*
Tiktak, A., A. van der Linden, and J. Boesten, THE GEOPEARL MODEL : Model description, applications and manual, *Tech. Rep. 716601007/2003*, R.I.V.M., 2003.
- Vereecken et al.(2003)*Vereecken, Kasteel, Herbst, Pütz, and Vanderborght*
Vereecken, H., R. Kasteel, M. Herbst, T. Pütz, and J. Vanderborght, Modeling pesticide fate in soils : verification of local scale models and tranfer from local to regional scale, *Proceedings of the XII Symposium Pesticide Chemistry*, 2003.
- Worall(2002)
Worall, F., Sustainable groundwater development : Direct assessment of groundwater vulnerability from borehole observations, *Geological Society, London, Special Publications*, 193, 2002.
- Worall and Kolpin(2004)
Worall, F., and D. Kolpin, Aquifer vulnerability to pesticide pollution - combining soil, land-use and aquifer properties with molecular descriptors, *Journal of Hydrology*, 283, 2004.
- Worall et al.(2002)*Worall, Besien, and Kolpin*
Worall, F., T. Besien, and D. W. Kolpin, Groundwater vulnerability : interactions of chemical and site properties, *The Science of Total Environment*, 299, 2002.
- Zaporozec and all(2002)
Zaporozec, A., and all, *GROUNDWATER CONTAMINATION INVENTORY : A Methodological Guide*, UNESCO, 2002, iHP-VI, SERIES ON GROUNDWATER NO.2.